

TIAGO ZILLIO SOARES

AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA DE ÔNIBUS COM TECNOLOGIAS ALTERNATIVAS DE MOTORIZAÇÃO E COMBUSTÍVEL PARA TRANSPORTE PÚBLICO DE BAIXO CARBONO DA CIDADE DE SÃO PAULO

São Paulo
2023

TIAGO ZILLIO SOARES

AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA DE ÔNIBUS COM TECNOLOGIAS ALTERNATIVAS DE MOTORIZAÇÃO E COMBUSTÍVEL PARA TRANSPORTE PÚBLICO DE BAIXO CARBONO DA CIDADE DE SÃO PAULO

Trabalho apresentado à Escola Politécnica da Universidade de São Paulo para obtenção do Diploma de Engenheiro de Produção

São Paulo
2023

TIAGO ZILLIO SOARES

AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA DE ÔNIBUS COM TECNOLOGIAS ALTERNATIVAS DE MOTORIZAÇÃO E COMBUSTÍVEL PARA TRANSPORTE PÚBLICO DE BAIXO CARBONO DA CIDADE DE SÃO PAULO

Trabalho apresentado à Escola Politécnica da Universidade de São Paulo para obtenção do Diploma de Engenheiro de Produção

Orientador:
Roberto Marx

São Paulo
2023

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Catálogo-na-publicação

Zillio Soares, Tiago

Avaliação de Ciclo de Vida de Ônibus com Tecnologias Alternativas de Motorização e Combustível para Transporte Público de Baixo Carbono da Cidade de São Paulo / T. Zillio Soares – São Paulo, 2023. 81 p.

Trabalho de Formatura - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia de Produção.

1. Avaliação de Ciclo de Vida 2. Transporte Público 3. Ônibus Urbanos I. Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia de Produção II.t.

À família e aos amigos,
sem os quais nada faria sentido.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha família, em especial aos meus pais, João e Tânia, pelo infinito amor e suporte em todos os momentos da minha vida. Agradeço ao meu irmão, Tomás, pela ajuda no desenvolvimento deste trabalho, e porque ter um irmão é muito bom. Agradeço também às minhas avós, Evanildes e Terezinha, pela convivência repleta de mimo e alegrias.

Agradeço aos meus amigos e amigas da Escola Monteiro Lobato, companheiros de vida, pelos melhores momentos da minha adolescência, e ainda por muitos que ainda passaremos. Agradeço particularmente à educadora Miriam Ricci, por ter tornado a vida na “Monteiro” tão especial.

Agradeço a todos meus colegas e amigos da Escola Politécnica. Agradeço especialmente ao Michele, João e Moya, com os quais compartilhei grande parte da minha trajetória na Universidade de São Paulo.

Agradeço ao meu orientador Roberto Marx, pela compreensão, paciência e suporte ao longo do desenvolvimento deste trabalho.

Agradeço também a todas as pessoas que compartilharam e compartilham da minha jornada, pessoal, profissional e espiritual, e que fazem a vida valer a pena.

*“O correr da vida embrulha tudo, a vida
é assim: esquenta e esfria, aperta e daí
afrouxa, sossega e depois desinquieta. O
que ela quer da gente é coragem.”*

- João Guimarães Rosa

ABSTRACT

The aim of this paper is to evaluate the greenhouse gas (GHG) emissions of urban buses in the context of the transition to low-carbon public transport in the city of São Paulo, comparing different powertrain technologies and fuels. The types of powertrain considered were diesel, hybrid-electric, compressed natural gas, ethanol and electric battery. The fuels analyzed were diesel, biodiesel, vehicular natural gas, biomethane and ethanol. The methodology chosen was Life Cycle Assessment, for GHG emissions from the stage of mining used materials to disposal or recycling, for all the vehicles and fuels studied. The GREET database (sequence of models for evaluating life cycle impacts on the efficiency of low carbon technologies) was used for the evaluation. Critical factors for the quantification of greenhouse gases, such as driving cycle, life cycle inventory, Carbon Intensity (CI) and land use changes were included. In addition to greenhouse gas emissions, the total cost of ownership, which encompasses all vehicle life cycle costs (acquisition, operation and disposal), was established and evaluated. The results show that hybrid engines reduce GHG emissions by 20% compared to conventional engines. The benefits of electric and biofuel buses in reducing GHG depend on the CI of the energy sources used in their production. In São Paulo's operating conditions, the electric vehicle proved to be the least emitting alternative. This is the case for electrical matrices with a carbon intensity of up to 126 g CO₂ eq./kWh, above which the biomethane bus becomes the best option. For electricity generation with a CI above 830 g CO₂ eq./kWh, the electric bus becomes more emitting than the diesel hybrid. When land use changes are included in the evaluation of the quantification of the CI of ethanol and biodiesel, based on agricultural sources, these become more or less emitting than their fossil substitutes, depending on the change in the carbon stock of the productive area over time. The use phase accounts for the majority of GHG emissions, with the exception of the electric bus, whose production phase dominates emissions. It was found that the total cost of ownership of clean technologies is almost always lower than that of conventional ones, representing an investment opportunity for the decarbonization of the public transport sector.

Keywords: Life Cycle Assessment, Public transportation, Urban buses.

RESUMO

Este trabalho objetiva avaliar as emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) de ônibus urbanos, no contexto da transição para um transporte público coletivo de baixo carbono na cidade de São Paulo, comparando diferentes tecnologias de motorização e combustíveis. Os tipos de motores contemplados foram diesel, híbrido-elétrico, gás natural comprimido, etanol e elétrico a bateria. Para os combustíveis, foram analisados diesel, biodiesel, gás natural veicular, biometano e etanol. A metodologia escolhida foi a Avaliação de Ciclo de Vida, para as emissões de GEE desde a fase da mineração dos materiais usados até o descarte ou reciclagem, para todos os veículos e combustíveis estudados. A base de dados GREET (sequência de modelos de avaliação dos impactos de ciclo de vida na eficiência de tecnologias de baixo carbono) foi usada na avaliação. Fatores críticos para a quantificação de gases de efeito estufa, como ciclo de condução, inventário de ciclo de vida, Intensidade de Carbono (IC) e mudanças no uso do solo foram incluídos. Além das emissões de gases de efeito estufa, o custo total de propriedade, que engloba todos os custos do ciclo de vida dos veículos (aquisição, operação e descarte), foi estabelecido e avaliado. Os resultados mostram que motores híbridos reduzem em 20% as emissões de GEE frente aos convencionais. Os benefícios dos ônibus elétricos e os movidos a biocombustíveis na redução de GEE dependem da IC das fontes energéticas utilizadas na sua produção. Nas condições operacionais de São Paulo, o veículo elétrico se mostrou a alternativa menos emissora. Isto é o caso para matrizes elétricas com uma intensidade de carbono de até 126 g CO₂ eq./kWh, a partir da qual o ônibus a biometano torna-se a melhor opção. Para uma geração de energia elétrica com IC acima de 830 g CO₂ eq./kWh, o ônibus elétrico torna-se mais emissor do que o híbrido a diesel. Quando mudanças de uso de solo são incluídas na avaliação da quantificação da IC do etanol e biodiesel, à base de insumos agrícolas, estes tornam-se mais ou menos emissores do que seus substitutos fósseis, em função da alteração no estoque de carbono da área produtiva ao longo do tempo. A fase de uso representa a maior parte das emissões de GEE com exceção do ônibus elétrico, cuja fase de produção domina as emissões. Foi verificado que o custo total de propriedade das tecnologias limpas é quase sempre menor do que o das convencionais, representando uma oportunidade de investimentos para a descarbonização do setor de transporte público.

Palavras-chave: Avaliação de Ciclo de Vida, Transporte público, Ônibus urbanos.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Divisão das áreas do transporte coletivo de São Paulo	6
Figura 2 - Visão geral das fronteiras e etapas de ciclo de vida consideradas.....	35
Figura 3 - Desenho do ônibus de referência.....	38
Figura 4 - Visão geral das etapas e fronteiras da fase de Poço às Rodas	47
Figura 5 - Emissões totais do ciclo de vida dos equipamentos	62
Figura 6 - Efeito da intensidade de carbono do aço sobre as emissões totais na fase de produção.....	65
Figura 7 - Emissões totais de ciclo de vida em função da intensidade de carbono da geração de eletricidade.....	66
Figura 8 - Efeito da incorporação das mudanças diretas no uso do solo e do volume não elegível nas emissões totais de ciclo de vida.....	69
Figura 9 - Efeito do ciclo de condução nas emissões totais de ciclo de vida para cada tipo de motor	71
Figura 10 - Custo total de propriedade para as alternativas de motor/combustível avaliadas.....	73
Figura 11 - Custo marginal de abatimento para as alternativas de motor/combustível avaliadas.....	73

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Tipos de motores, combustíveis e matérias-primas analisados.	33
Tabela 2 - Relação de massa dos componentes dos veículos estudados	40
Tabela 3 - Intensidade de carbono dos componentes dos ônibus.....	41
Tabela 4 - Massa relativa dos componentes das baterias LFP	41
Tabela 5 - Massa total dos componentes das baterias LFP	42
Tabela 6 - Intensidades de carbono dos componentes da bateria LFP	42
Tabela 7 - Participação das fontes energéticas na geração de eletricidade do Brasil para o ano de 2022	43
Tabela 8 - Intensidades de carbono e consumo relativo do aço e do alumínio no Brasil	44
Tabela 9 - Etapas de montagem e emissões de GEE por veículo.....	44
Tabela 10 - Intensidades de carbono para a disposição final de componentes em aterros sanitários	46
Tabela 11 - Características, tamanho da frota e atividade anual programada por tipo de ônibus	47
Tabela 12 - Consumo de combustível e de energia por tipo de ônibus.....	48
Tabela 13 - Massa específica e poder calorífico inferior por tipo de combustível	48
Tabela 14 – Consumo energético por tipo de combustível e tecnologia de motor.....	50
Tabela 15 - Intensidade de carbono dos combustíveis	50
Tabela 16 - Principais características dos biocombustíveis produzidos no Brasil	52
Tabela 17 - Intensidades de carbono associadas a mudanças diretas no uso do solo para biodiesel e etanol, associadas ao cultivo de soja e cana-de-açúcar, respectivamente	54
Tabela 18 - Intensidade de carbono do volume elegível e do volume total para o etanol e o biodiesel.....	54
Tabela 19 - Características dos ciclos de condução avaliados	55
Tabela 20 - Consumo energético por tipo de ciclo de condução e tipo de motor	55
Tabela 21 - Componentes do custo total de propriedade	57
Tabela 22 - Preço de compra dos ônibus.....	57
Tabela 23 - Custos de infraestrutura.....	58
Tabela 24 - Custos de manutenção	58
Tabela 25 - Custos de abastecimento	59

Tabela 26 - Participação relativa de cada componente nas emissões da fase de produção	61
Tabela 27 - Emissões de ciclo de vida para todos os veículos e combustíveis avaliados	64
Tabela 28 - Consolidação dos resultados obtidos	76

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

<i>ACV</i>	Avaliação de Ciclo de Vida
<i>IC</i>	Intensidade de Carbono
<i>CTP</i>	Custo Total de Propriedade
<i>CMA</i>	Custo Marginal de Abatimento
<i>GEE</i>	Gases de Efeito Estufa
<i>LFP</i>	Lítio-Fosfato de Ferro
<i>GWP</i>	<i>Global Warming Potential</i>
<i>GNC</i>	Gás Natural Comprimido
<i>GNV</i>	Gás Natural Veicular
<i>BAP</i>	Berço ao Portão
<i>PAR</i>	Poço às Rodas
<i>BAT</i>	Berço ao Túmulo
<i>FdV</i>	Fim de Vida
<i>LUC</i>	<i>Land Use Change</i>
<i>dLUC</i>	<i>Direct Land Use Change</i>
<i>iLUC</i>	<i>Indirect Land Use Change</i>
<i>CAR</i>	Cadastro Ambiental Rural
<i>NDCs</i>	<i>Nationally Determined Contributions</i>
<i>GREET</i>	<i>Greenhouse Gases, Regulated Emissions and Energy Use in Transportation</i>

SUMÁRIO

1. Introdução	1
1.1 Motivações Pessoais	1
1.2 Introdução ao Problema e Objetivos Gerais.....	2
1.3 Estrutura do Trabalho	3
2. Contextualização para Definição do Problema	4
2.1 O Setor de Transporte da Cidade de São Paulo.....	4
2.2 Iniciativas e Programas Governamentais	7
2.2.1 Proconve (Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores)	7
2.2.3 RenovaBio.....	8
2.2.4 Lei nº 16.802/2018	9
2.2.5 PlanClima SP	12
2.2.6 Investimentos Públicos e Privados.....	13
3. Definição do Problema.....	15
4. Revisão de Literatura	17
4.1 Metodologia para a Revisão de Literatura	17
4.2 Revisão de Estudos sobre ACV de Ônibus	18
4.3 Revisão de Estudos sobre a Fase de Produção de Biocombustíveis	26
4.4 Síntese da Revisão Bibliográfica	31
5. Metodologia	33
5.1 Unidade Funcional	34
5.2 Escopo e Fronteiras do Sistema	35
5.3 Veículos e Combustíveis Estudados.....	37
5.4 Especificações do Ônibus de Referência	38
5.5 Modelagem do Ciclo de Vida dos Equipamentos	39

5.5.1 Fase de Produção.....	39
5.5.2 Fase de Montagem	44
5.5.3 Fase de Manutenção	45
5.5.4 Fase de Fim de Vida	46
5.6 Fase de Uso	46
5.7 Fatores Adicionais Analisados	51
5.7.1 Mudança no Uso do Solo para a Produção de Biocombustíveis.....	51
5.7.2 Efeito do Ciclo de Condução	55
5.7.3 Custo Total de Propriedade e Precificação Interna de Carbono.....	56
6. Análise de Resultados	61
6.1 Resultados da ACV para o Cenário Base	61
6.2 Efeito da Intensidade de Carbono da Produção de Aço	64
6.3 Efeito da Intensidade de Carbono da Matriz Elétrica	66
6.4 ACV Incluindo o Efeito da Mudança no Uso do Solo e Volume Elegível.....	68
6.5 Efeito do Ciclo de Condução	71
6.6 Análise de Custo Total de Propriedade	72
7. Conclusões e considerações finais	76
8. Referências.....	79

1. Introdução

1.1 Motivações Pessoais

O período em que vivemos hoje é marcado pelo desafio de se construir uma economia de baixo carbono em escala global. As mudanças climáticas são vistas cada vez menos como uma ameaça ao modo de vida, e mais como uma emergência com consequências sem precedências na história. Este senso de urgência pressiona todos os setores da economia a reduzirem suas emissões de carbono. No caso do setor de transporte, verifica-se uma tendência de substituição de combustíveis fósseis para veículos movidos a biocombustíveis ou eletricidade. Meu interesse em relação ao tema da sustentabilidade se fortaleceu ao longo do meu ano de aproveitamento de estudos na *École Centrale-Supélec* em Gif-Sur-Yvette (França), durante o qual avaliamos o livro “*Climat, crises: Le plan de transformation de l’économie française*”, que traça um plano de uma economia francesa zero carbono até 2050, e que foi a obra de não ficção mais vendida naquele país em 2022. Além deste livro, também fui inspirado por um artigo acadêmico publicado por um amigo da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, assim como por uma matéria sobre políticas públicas cursada no último período da faculdade. Assim propus o tema do trabalho ao meu orientador, que lidera um laboratório de estudos sobre mobilidade urbana na Universidade de São Paulo (MOBI-LAB). Este trabalho não é baseado na minha experiência de estágio na DexCo S.A. em Planejamento e Controle da Produção. Avaliei que o tema aqui tratado seria mais adequado à minha formação pessoal e profissional por estar mais alinhado aos meus interesses. Em resumo, me propus a apresentar um trabalho final sobre alternativas para descarbonização do transporte coletivo de ônibus da cidade de São Paulo, com a qualidade necessária para ser uma contribuição genuína para a literatura desse campo, e até mesmo para auxiliar na formulação de políticas públicas nessa área.

1.2 Introdução ao Problema e Objetivos Gerais

O impacto da ação humana sobre o meio ambiente é um dos grandes desafios atuais, principalmente no que diz respeito às mudanças climáticas e ao aquecimento global, causados pelo acúmulo de gases de efeito estufa na atmosfera. Os efeitos dessas mudanças são sentidos ano após ano com cada vez maior intensidade, gerando milhares de mortes e perdas financeiras bilionárias. A emergência do tema vem ganhando importância globalmente desde a assinatura do Protocolo de Quioto, primeiro tratado internacional, firmado em 1995, para controle de GEEs na atmosfera. O Protocolo de Quioto foi o resultado de uma série de conferências climáticas internacionais que resultaram na criação da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre a Mudança Climática (UNFCCC) no ano de 1992 no Rio de Janeiro. Em dezembro de 2015, foi assinado por 196 países o Acordo de Paris, cujo objetivo geral é de limitar o aumento da temperatura global a, no máximo, 1,5°C em relação a dos níveis pré-industriais (UNFCCC, 2015). Desde 2020, os países signatários vêm submetendo planos de descarbonização a partir de Metas Nacionalmente Determinadas (do inglês “*Nationally Determined Contributions*”, NDCs). Apesar dos avanços conquistados desde o Acordo de Paris, o planeta não caminha adequadamente em direção às metas estabelecidas. A UNFCCC publicou no dia 8 de setembro de 2023 o *Global Stocktake*, a mais abrangente avaliação já feita sobre o andamento do combate à crise climática, indicando que, no ritmo atual de emissões, as temperaturas médias aumentarão entre 1,7 e 2,1°C caso as NDCs revisadas na “*Conference of the Parties 27, COP27*” sejam cumpridas (UNFCCC, 2023).

Nesse sentido, é imprescindível maior vigor nas ações contra o aquecimento global, entre elas promover a descarbonização do setor de transportes. No município de São Paulo, o último inventário de emissões de carbono realizado em 2020 pela Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente (SVMA) revela que 54% das emissões GEEs da cidade são geradas pelo setor de transporte rodoviário (SVMA, 2023), sobretudo devido ao uso de combustíveis fósseis nos motores automotivos. Dessa forma, a transição verde no setor de transportes passa necessariamente pela substituição do uso de combustíveis fósseis em favor de veículos elétricos e movidos a biocombustíveis, cujas emissões de GEEs são geralmente menores.

Entretanto, todos os tipos de veículos automotivos, sejam eles movidos à combustíveis fósseis, biocombustíveis, ou elétricos, incorrem em emissões de GEEs. Veículos elétricos e movidos 100% à biocombustíveis, apesar de serem considerados como tecnologias limpas, geram emissões ao longo de todo o ciclo de vida. Como contribuição para um entendimento analítico mais holístico desse problema, o objetivo desse trabalho é o de avaliar as emissões de ônibus movidos por diferentes tecnologias de motorização e de combustíveis através da avaliação do ciclo de vida, levando em conta parâmetros críticos como a determinação do inventário de ciclo de vida, as mudanças no uso do solo para a produção de biocombustíveis e a influência do ciclo de condução, com a intenção de poder servir de suporte para o estabelecimento de políticas públicas para a um setor de transporte mais limpo. Além dos parâmetros diretamente associados ao processo de avaliação de ciclo de vida, foram examinados o custo total de propriedade e o custo marginal de abatimento dos veículos estudados, com a intenção de enriquecer a análise a partir de critérios econômico-financeiros.

1.3 Estrutura do Trabalho

Este estudo está dividido em sete capítulos, cada qual contendo subcapítulos. O presente capítulo contém uma breve introdução do contexto e objetivo do trabalho, e seu interesse para a literatura. O segundo capítulo traz uma contextualização mais aprofundada sobre o assunto, para embasar a definição do problema. O terceiro define o problema e os objetivos do estudo. O quarto capítulo sintetiza a revisão de literatura que embasa o desenvolvimento deste estudo. No quinto capítulo a metodologia escolhida é descrita, as unidades funcionais utilizadas e o detalhamento das fases da avaliação de ciclo de vida e das premissas para o cálculo das variáveis econômico-financeiras incluídas. O sexto capítulo apresenta os resultados obtidos e a comparação e discussão destes com outros presentes nos estudos levantados na revisão de literatura. O sétimo capítulo conclui o trabalho, resumindo os principais resultados obtidos, reconhecendo as limitações do estudo e sugerindo tópicos a serem explorados em trabalhos futuros.

2. Contextualização para Definição do Problema

2.1 O Setor de Transporte da Cidade de São Paulo

São Paulo é a cidade mais populosa do Brasil, com uma população estimada de 11.45 milhões de habitantes segundo dados do Censo 2022 (IBGE, 2022), representando 25.7% da população do estado de São Paulo e 5.64% do total do país. Em relação ao transporte público coletivo por ônibus, dados da SPTrans indicam que os ônibus operam 24 horas para atender cerca de 2.5 milhões de pessoas que utilizam o serviço por dia útil (SPTRANS, 2023). O maior sistema de transporte por ônibus da América Latina conta com 1300 linhas e uma frota contratada de 13.309 veículos, que juntos realizam um total de 200 mil viagens por dia, percorrendo mais de 2.7 milhões de quilômetros (dias úteis).

A divisão modal de transporte na cidade de São Paulo é dividida da seguinte maneira: 40.20% correspondem ao transporte público coletivo, 27.40% de veículos para transporte individual, 29.90% dos paulistanos realizam o percurso a pé, 0.8% utilizam o modal ciclovitário e 1.7% opta por outras formas de deslocamento (MOBILIZE, 2022). O tempo médio diário de deslocamento entre casa e trabalho com uso de transporte individual segundo levantamento da Confederação Nacional da Indústria para a cidade de São Paulo é de 48 minutos em apenas um sentido, e de 62 minutos para o transporte público coletivo (CNI, 2023).

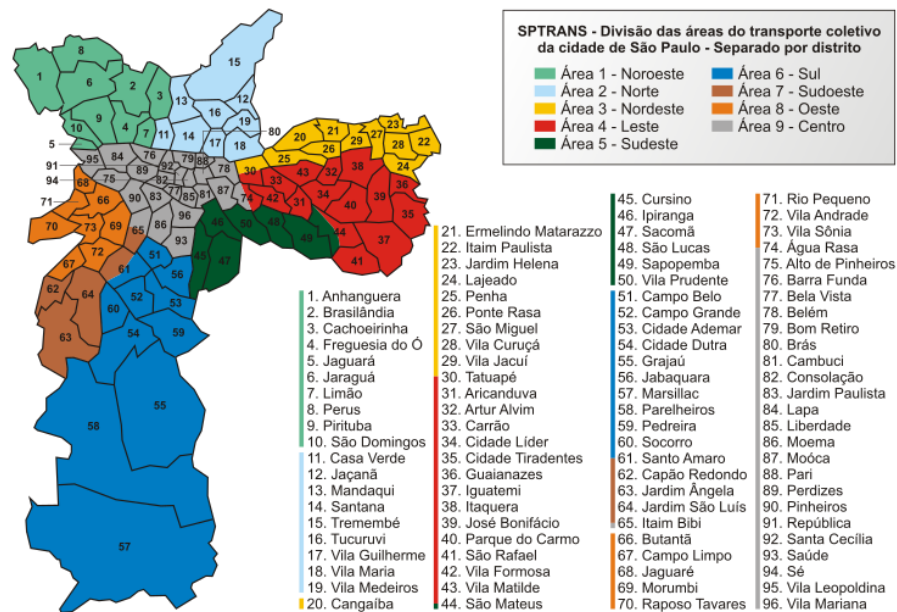
O sistema de transporte público da cidade de São Paulo é composto por ônibus municipais, metrô, trens da Companhia Paulista de Trens Urbanos (CPTM) e ônibus intermunicipais da Empresa Metropolitana de Transportes Urbanos (EMTU). A estrutura administrativa dos ônibus municipais de São Paulo é composta por:

- Secretaria Municipal de Mobilidade e Trânsito (SMT): responsável por formular, propor, gerir e avaliar políticas públicas para a mobilidade urbana na cidade de São Paulo, assim como todos os aspectos operacionais das vias e ciclovias. Tem em suas atribuições o propósito de estimular a mobilidade urbana de baixo carbono. Fazem parte da SMT, entre outras estruturas, a São Paulo Transporte e a Companhia de Engenharia de Tráfego.

- Companhia de Engenharia de Tráfego (CET): empresa de economia mista com capital majoritário da Prefeitura do Município de São Paulo, e tornou-se desde dezembro de 2021 a Autoridade Municipal de Trânsito. A CET é o braço operacional da SMT responsável por projetos de expansão e melhoria da rede viária, de estudos de terminais, faixas e pistas exclusivas de ônibus em conjunto com a São Paulo Transporte, operação da sinalização e infração de trânsito, entre outras atribuições.
- São Paulo Transporte (SPTrans): tem por objetivo a prestação de serviços de gestão do sistema de transporte público coletivo por ônibus, e a elaboração de estudos para sua exploração (SPTRANS, 2023). Também é responsável pela contratação de terceiros para a execução de serviços e atividades diversas relacionadas ao seu objetivo. A SPTrans supervisiona a operação de todas as linhas municipais de ônibus, as quais são operadas por empresas concessionárias. É atribuição da empresa, ademais, a definição de trajetos, horários de operação e composição da frota, assim como a gestão de corredores e terminais de ônibus do município.

As empresas concessionárias, diretamente geridas pela SPTrans, são responsáveis pela operação das linhas, manutenção preventiva da frota, contratação de mão de obra e administração das garagens. O município de São Paulo está dividido em áreas de operação, sendo que cada área está sob responsabilidade de um consórcio de empresas, com exceção da Área 9 que é de responsabilidade compartilhada entre os consórcios. A Figura 1 abaixo representa a divisão das áreas.

Figura 1 - Divisão das áreas do transporte coletivo de São Paulo.



Fonte: DIÁRIO DO TRANSPORTE (2018).

Os atuais contratos de concessão dividiram o sistema de transportes da cidade de São Paulo em três subsistemas:

- Subsistema estrutural: composto por ônibus de maior porte, modelos padron, articulados 18 metros, superarticulados 23 metros e biarticulados. Une centralidades entre regiões, passando pela área central. Usualmente passam por corredores e grandes avenidas.
- Subsistema local de articulação regional: operado por ônibus de médio porte, modelos básico, padrons e articulados. Interliga bairros mais afastados e bairros maiores dentro de uma área, ou, em alguns casos, entre regiões diferentes sem passar pela área central.
- Subsistema local de distribuição: empresas que operam frotas de menor porte, modelos miniônibus, midiônibus e básicos. Ligam bairros mais afastados e terminais locais de bairro, assim como estações de trens da CPTM e do Metrô. Não servem à região central.

2.2 Iniciativas e Programas Governamentais

Nesta seção, as principais iniciativas e programas governamentais são apresentados, para demonstrar como o município de São Paulo se organiza em face às emissões de GEE e poluentes atmosféricos, e quais são os objetivos futuros.

2.2.1 Proconve (Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores)

Esta iniciativa governamental foi criada a partir de iniciativas de profissionais da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), o qual já contava desde 1977 com um laboratório para monitoramento de emissões veiculares. No ano de 1986, um grupo de profissionais da CETESB encaminhou um texto propondo a regulamentação e controle de emissões de veículos e motores novos, que foi publicado através da Resolução nº. 18 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), dando origem ao Proconve (CETESB, 2023). O programa tem como objetivos:

- Reduzir os níveis de emissão de poluentes por veículos automotores visando o atendimento aos Padrões de Qualidade do Ar, especialmente nos centros urbanos;
- Promover o desenvolvimento tecnológico nacional, tanto na engenharia automobilística, como também em métodos e equipamentos para ensaios e medições da emissão de poluentes;
- Criar programas de inspeção e manutenção para veículos automotores em uso;
- Promover a conscientização da população com relação à questão da poluição do ar por veículos automotores;
- Estabelecer condições de avaliação dos resultados alcançados;
- Promover a melhoria das características técnicas dos combustíveis líquidos, postos à disposição da frota nacional de veículos automotores, visando a redução de emissões poluidoras à atmosfera.

Desde a implementação do programa, emissões de poluentes na fonte móvel (veículo) reduziram-se em 98%. As emissões de monóxido de carbono (CO), por exemplo, foram de 54 g/km a 0,4 g/km ao longo dos 36 anos de vigência do programa.

No que tange ao primeiro objetivo do Proconve, o CONAMA publicou, em 2018, as Resoluções 490 e 492, que trazem as fases L7 e P8 do programa. A primeira estabelece os novos padrões de controle de emissões para veículos leves, enquanto a segunda trata de veículos pesados. Mais especificamente, o Proconve P8, que está em vigor desde 2022, visa a redução das emissões de óxidos de nitrogênio, de maneira correspondente ao padrão Euro VI, que trata do controle de emissões veiculares na União Europeia. Com base nos padrões Euro VI, estima-se que as emissões de material particulado (MP) e de óxidos de nitrogênio (NOX) serão, respectivamente, 91% e 94% menores nos ônibus a diesel P8 em relação aos P7 (HBEFA, 2017). A crescente restrição de emissões de poluentes veiculares pressiona os fabricantes e operadores de ônibus a adotarem tecnologias de motorização mais limpas, com destaque especial para os ônibus elétricos, que não possuem emissões de escapamento.

2.2.3 RenovaBio

O RenovaBio é a Política Nacional e Biocombustíveis, instituída pela Lei nº 13.576/2017, e tem por objetivos (ANP, 2023):

- Ser um balizador importante dos mecanismos para o cumprimento dos compromissos determinados pelo Brasil no âmbito do Acordo de Paris;
- Promover a adequada expansão dos biocombustíveis na matriz energética, com ênfase na regularidade do abastecimento de combustíveis;
- Assegurar previsibilidade para o mercado de combustíveis, induzindo ganhos de eficiência energética e de redução de emissões de gases causadores do efeito estufa na produção, comercialização e uso de biocombustíveis.

O principal mecanismo do RenovaBio para promover o aumento da produção e participação de biocombustíveis na matriz energética de transportes do país é o estabelecimento de metas anuais de descarbonização para o setor de combustíveis. Estas metas são desdobradas em metas individuais compulsórias para os distribuidores de combustíveis de acordo com a participação deles no mercado de combustíveis fósseis.

A quantificação para verificação do cumprimento das metas individuais dos distribuidores de combustíveis se dá por meio da compra de Créditos de Descarbonização (CBIOS), ativo financeiro negociável em bolsa. Os CBIOS são emitidos

diretamente pelos produtores e importadores de biocombustíveis. Estes, para serem elegíveis, primeiramente necessitam passar por um processo de certificação realizado pela Agência Nacional de Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP), que avalia a eficiência do tipo de biocombustível de acordo com seu potencial de mitigação de emissões de GEEs em relação aos combustíveis fósseis, assim como a elegibilidade do biocombustível segundo sua biomassa de origem.

No caso de biomassa produzida em território nacional, a certificação da ANP só pode ser concedida para unidades produtivas em imóveis com Cadastro Ambiental Rural (CAR), ativo ou pendente. Em termos de combate às emissões de GEEs, essa restrição é de elevada importância, pois, de um lado, os imóveis com CAR garantem que a área produtiva de biomassa não seja originária de um processo de supressão da vegetação nativa desde 2018, e, de outro, estas propriedades rurais obrigatoriamente devem possuir um percentual de Reserva Legal (RL) na sua área, que corresponde a uma área constituída com vegetação nativa até 22 de julho de 2008. Basicamente, um CAR ativo é uma ferramenta necessária para minimizar as emissões de GEEs do cultivo de biomassa associadas às mudanças diretas no uso do solo, que são significativamente mais intensas caso a área do cultivo seja originária de supressão de vegetação nativa de tipologia florestal.

Os produtores e importadores de biocombustíveis certificados pela ANP poderão gerar lastro para emissão primária de CBIOS, valendo-se das notas fiscais de comercialização de biocombustíveis. Os CBIOS constituem, assim, uma fonte adicional de receita para o comércio de biocombustíveis. Além disso, essa política estimula os produtores e importadores a ativamente buscarem soluções para a redução de emissões de GEEs ao longo da cadeia de suprimentos destes tipos de combustíveis, pois comprovando uma maior mitigação de GEEs frente às alternativas fósseis, os produtores de biocombustíveis podem emitir CBIOS de maior valor agregado.

2.2.4 Lei nº 16.802/2018

Trata-se de uma lei municipal para a redução gradual, com prazos de 10 e 20 anos, de GEEs e outros poluentes atmosféricos na frota de transporte público coletivo por ônibus da cidade de São Paulo. Esta lei modificou a Lei nº 14.933/2009 (Lei do

Clima), que determinava uma frota completamente livre de combustíveis fósseis até 2018. É do conhecimento comum que a meta anterior não foi cumprida, e até 2018 São Paulo contava apenas com 201 trólebus e 18 ônibus elétricos a bateria na sua frota alternativa a de combustíveis fósseis. Assim sendo, a lei vigente estabeleceu que as emissões de CO₂, MP e NOX sejam reduzidas em 50%, 90% e 80%, respectivamente, em 10 anos, e em 100%, 95% e 95% em 20 anos (Araújo *et al*, 2022).

A Lei nº 16.802/2018 também instituiu o Comitê Gestor do Programa de Acompanhamento da Substituição de Frota por Alternativas Mais Limpas (COMFROTA-SP), cujas competências são:

- propor, estimular, acompanhar e fiscalizar a adoção de planos, programas e ações que viabilizem o cumprimento do Programa de Acompanhamento da Substituição de Frota por Alternativas Mais Limpas;
- acompanhar a implementação das diretrizes e ações propostas no âmbito do Programa de Acompanhamento da Substituição de Frota por Alternativas Mais Limpas;
- ajustar as metas intermediárias e finais de redução de emissões estabelecidas pela Lei nº 14.933, de 2009, para patamares mais rigorosos, em termos de emissões reduzidas e prazos, mediante avaliações objetivas e transparentes a serem realizadas a cada 5 (cinco) anos, desde que haja conjuntura favorável;
- acompanhar permanentemente a evolução anual da melhoria ambiental das frotas individuais de cada operadora e da frota total do sistema municipal, no sentido de estabelecer, com a necessária antecipação, os arranjos necessários para garantir o efetivo cumprimento das metas intermediárias e finais globais de redução de emissões estabelecidas pela Lei nº 14.933, de 2009;
- acompanhar permanentemente a substituição de lotes de veículos por alternativas mais limpas, observada a programação individual de cada empresa ou consórcio operador de serviços regulamentados pelas Leis nº 13.241, de 12 de dezembro de 2001, e nº 13.478, de 30 de dezembro de 2002, ano após ano, em comum acordo com a Administração Municipal;
- elaborar, a partir de janeiro de 2023, relatórios técnicos avaliando a viabilidade técnica e econômica da implementação das Leis nº 14.933, de 2009, e nº 16.802, de 2018, por parte dos operadores de micro-ônibus que integrem o Subsistema

Local do Sistema de Transporte Coletivo Urbano de Passageiros do Município de São Paulo;

- identificar tendências tecnológicas relacionadas à Substituição de Frota por Alternativas Mais Limpas;

Seguindo as determinações da Lei do Clima, a atual gestão municipal de São Paulo assumiu o compromisso, por meio do Programa de Metas 2021-2024, de ter 2600 ônibus elétricos a bateria até o final da gestão corrente. Em outubro de 2022, a SPTrans apresentou ao COMFROTA o cronograma de renovação da frota de ônibus. Os ônibus elétricos a bateria foram a principal tecnologia escolhida pelos operadores para atingir as determinações da nova Lei do Clima. Foi realizada uma previsão de composição de 9822 ônibus elétricos na frota até 2028 (Prefeitura Municipal de São Paulo, 2020). Ainda em outubro de 2022, a SPTrans proibiu a entrada de novos ônibus a diesel na frota municipal, pressionando as concessionárias a acelerarem a aquisição de ônibus elétricos a bateria no intuito de cumprir tanto as metas do atual governo municipal quanto a lei do clima (Folha de São Paulo, 2022).

Uma limitação relevante da Lei do Clima no que tange as emissões geradas pelo uso de biocombustíveis como alternativa ao diesel convencional é o fato de que a lei considera apenas as emissões de escapamento de CO₂ fóssil. Por definição, os biocombustíveis não geram emissões na sua fase de uso, pois, considerando o ciclo de carbono, os GEEs liberados na queima são compensados em igual magnitude pelo carbono sequestrado pela matéria-prima orgânica através da fotossíntese. No entanto, na realidade, as emissões ao longo de toda a cadeia produtiva dos biocombustíveis podem ser significativas. O cultivo de cana-de-açúcar para a produção de etanol, por exemplo, gera emissões de GEEs associadas ao uso de fertilizantes, defensivos e outros insumos agrícolas, à energia utilizada para a operação de todo o maquinário e dispositivos eletrônicos, assim como o transporte do combustível das unidades produtivas até os centros consumidores, entre outros. Além das emissões referentes à cadeia produtiva dos biocombustíveis, existem também emissões associadas a mudanças no uso do solo, que podem ser diretas ou indiretas, que, apesar de serem mais complexas de serem quantificadas, são fonte de risco significativas para se estimar o real benefício dos combustíveis alternativos frente aos fósseis em termos de emissões de GEEs.

2.2.5 PlanClima SP

O PlanClima SP é um compromisso firmado pela cidade de São Paulo para atingir emissões líquidas de carbono nulas até 2050. O plano de ação climática, do qual a Lei nº 16.802/2018 faz parte, começou a ser elaborado em 2018, quando a gestão do então prefeito Bruno Covas se comprometeu com as metas mais ambiciosas do Acordo de Paris de limitar o aumento da temperatura global em até 1,5 °C em relação aos níveis pré-industriais. O plano visa o tripé da sustentabilidade nas suas ações, atendendo à urgência climática enquanto promove bem-estar social e desenvolvimento econômico inclusivo para todos. O escopo do plano foi desdobrado em 144 ações dentro de cinco pilares estratégicos:

- Neutralidade em carbono até 2050;
- Adaptar a cidade de hoje para o amanhã;
- Proteger pessoas e bens;
- Preservar a Mata Atlântica;
- Gerar trabalho e riquezas sustentáveis.

O objetivo de atingir a neutralidade em carbono até 2050 passa necessariamente pela redução de emissões no setor de transportes, que é responsável por quase dois terços das emissões municipais. No que tange o transporte público coletivo, a Lei do Clima e a proibição da entrada de novos ônibus a diesel na frota das concessionárias desde outubro de 2022 são exemplos de políticas públicas concretas para que a cidade atinja as metas de redução de 50% das emissões líquidas até 2030 e 100% até 2050. Entre outras ações que condicionam a adoção de tecnologias limpas no setor de transporte, o PlanClima SP propõe:

- Adotar incentivos fiscais para fomento do setor de veículos zero emissões;
- Reduzir em 64% os veículos de passageiros movidos a combustíveis fósseis até 2030;
- Ter 100% da frota de veículos de passageiros movida a tecnologia zero emissões até 2050;
- Ter somente 10% dos deslocamentos a partir de automóveis como veículo principal até 2050.

Assim, além da transição no transporte público coletivo para ônibus com tecnologias de motorização mais limpas prevista pela Lei do Clima, a cidade de São Paulo busca limitar o papel dominante do deslocamento individual a partir de automóveis, favorecendo o papel dos ônibus no transporte da cidade.

2.2.6 Investimentos Públicos e Privados

Em contraposição à isenção ou redução do Imposto de Propriedade de Veículo Automotor (IPVA) que estados e municípios oferecem para os carros elétricos, no caso da cidade de São Paulo, a prefeitura busca financiamentos diretos para a aquisição de ônibus elétricos. No dia 4 de setembro de 2023, a prefeitura aprovou um financiamento internacional de R\$ 2,5 bilhões para a aquisição de novos ônibus para entregar 2,6 mil ônibus elétricos até o final de 2024 (Diário do Transporte, 2023). Este financiamento, autorizado pela Comissão de Financiamentos Externos, do Governo Federal, foi concedido pelo Banco Interamericano de Desenvolvimento e o Banco Internacional para Reconstrução e Desenvolvimento e permitirá a compra de mil ônibus elétrico, segundo a prefeitura de São Paulo.

A empresa Enel X, especialista em mobilidade urbana eletrificada, em parceria com as operadoras Ambiental, Transpass e Transwolff, assinaram em setembro de 2023 um acordo para entregar 50 ônibus elétricos produzidos pela Eletra. Nesta primeira etapa do projeto, a Enel X, que será responsável pela oferta de um serviço integrado de mobilidade elétrica, investiu cerca de R\$ 150 milhões. Além da entrega inicial acordada, as negociações entre a Enel X e outras operadoras homologadas pela SPTrans indica um possível aumento da oferta ao longo do ano de 2024.

O pacote da Enel X considera a operacionalização completa dos ônibus elétricos, incluindo a infraestrutura de recarga a ser instalada nas garagens das operadoras, carregadores, e um serviço de pós-venda contando com um software para monitoramento em tempo real da operação dos ônibus. Ademais, a Enel Trading, comercializadora do grupo, garante uma oferta de energia renovável certificada no mercado livre a ser utilizada nas garagens das operadoras para recarga dos ônibus.

Os investimentos públicos e privados na aquisição e operação de ônibus elétricos justificam-se, além dos benefícios ambientais superiores em relação às alternativas

convencionais à diesel, também no critério econômico considerando-se o custo total de propriedade (CTP) dos ônibus de tecnologia de motor mais limpas. Os ônibus elétricos possuem uma redução de 50% nos custos de manutenção e 65% nos custos com combustível (Canal Energia, 2023), compensando, dessa forma, o custo de capital elevado desta alternativa frente à convencional, dado que a bateria elétrica representa quase metade do capital inicial para os ônibus elétricos.

A Lei nº 16.802/2018 determina nas suas cláusulas, além das metas e prazos de redução de emissões de poluentes, que a aquisição de tecnologias alternativas de motor e combustíveis por parte dos operadores deve ser realizada de modo a manter o equilíbrio financeiros dos contratos de concessão, e por isso a análise do custo total de propriedade se faz necessária para justificar a competitividade das tecnologias alternativas frente às convencionais.

3. Definição do Problema

As iniciativas públicas e privadas para o transporte coletivo por ônibus na cidade de São Paulo, mencionadas previamente, atuam no sentido de eliminar completamente as emissões de escapamento até 2038. Para tanto, o município proibiu desde outubro de 2022 a aquisição de novos ônibus a diesel por parte das concessionárias de ônibus, impulsionando definitivamente a adoção de ônibus movidos a tecnologias de motorização e combustíveis alternativos.

A cidade de São Paulo, para cumprir as metas da Lei do Clima, está dando preferência para a alternativa elétrica para a composição da frota livre de emissões. Além dos 18 ônibus elétricos à bateria em circulação como parte de um projeto piloto desde 2019, São Paulo contou com a adição de mais 50 ônibus elétricos desde 13 de setembro de 2023, e pretende ter um total de 2600 ônibus elétricos a bateria até o final de 2024, aproximadamente 20% da frota.

Apesar da preferência inicial dada aos ônibus elétricos à bateria, existem outras tecnologias alternativas viáveis para que as metas de descarbonização sejam atingidas. Além do Brasil possuir uma geração de eletricidade predominantemente limpa, com mais de 83% de participação de fontes renováveis, o país também é um grande produtor de biocombustíveis, entre eles o biodiesel, o etanol e o biometano, que podem ser utilizados para a operação de ônibus e possuem emissões de escapamento nulas segundo o critério da Lei do Clima.

Como explicitado na seção anterior, embora a Lei do Clima seja a principal diretriz municipal para a adoção de ônibus com tecnologias de motorização e combustíveis alternativos, esta lei, ao considerar apenas as emissões de escapamento, ignora o fato que, ao longo do ciclo de vida dos combustíveis, assim como da produção de energia elétrica, emissões de GEEs são produzidas, sendo as alternativas tecnológicas diferentes umas das outras quanto ao objetivo final de minimizar o volume de carbono lançado na atmosfera.

As soluções de motor e combustíveis para ônibus são contempladas no portfólio de diversos fabricantes. No caso de ônibus elétricos, os fornecedores incluem a chinesa BYD, a Eletra Industrial (nacional), a Mercedes-Benz, entre outros. Os modelos híbrido-elétricos tendo o diesel como combustível é fornecido pela Eletra

Industrial, a Volvo e a Marcopolo. Em relação aos ônibus com tração movida a gás natural, a fabricante é a Scania, e os motores a gás natural também podem ser abastecidos com biometano. Por fim, ônibus movidos a hidrogênio, assim como veículos híbridos abastecidos com etanol, também estão em desenvolvimento, mas ainda sem escala comercial, não sendo, portanto, contemplados neste trabalho.

Considerando as diversas alternativas tecnológicas, tanto em termos de motorização, quanto de combustíveis, para a operação de ônibus à baixo carbono, o foco deste trabalho será analisar, com base na ferramenta da Avaliação do Ciclo de Vida, o total de emissões de gases de efeito estufa gerados desde a produção até o fim de vida tanto para os ônibus, quanto para os combustíveis. Como simplificação, será considerado, para todas as alternativas de motorização e combustíveis, um ônibus de comprimento padrão, mantendo-se a carroceria, chassi, corpo e demais componentes estruturais constantes, e variando-se apenas o tipo de motorização e combustíveis utilizados. Os tipos de motorização contemplados serão: diesel (convencional), híbrido-elétrico, elétrico a bateria, gás natural comprimido e motores a etanol. Para os combustíveis, analisaremos: diesel, biodiesel, gás natural veicular, biometano, etanol e eletricidade.

Finalmente, o custo total de propriedade será calculado para todas as alternativas avaliadas. Este indicador engloba todos os custos relacionados à aquisição, posse e revenda dos veículos. Além de ser uma avaliação necessária para o cumprimento da Lei do Clima, que determina que a aquisição de tecnologias alternativas de motorização e combustíveis deve ser realizada de modo a não impactar o equilíbrio econômico-financeiro dos contratos de concessão, o seu cálculo norteia análises de investimento em geral, podendo ser útil para validar possibilidades de financiamento em um contexto de transição para um setor de transporte de baixo carbono.

4. Revisão de Literatura

No intuito de atingir resultados representativos da realidade para esse trabalho, uma revisão de literatura foi realizada, para apoiar a definição da metodologia e posterior análise de resultados. Foram avaliados diversos relatórios técnicos e artigos científicos relevantes para a construção de um entendimento holístico sobre as diversas fases e escopos incluídos na metodologia de Avaliação de Ciclo de vida, tanto para os diferentes tipos de tecnologias de motorização de ônibus, quanto para os diversos tipos de fontes energéticas utilizadas ao longo da vida dos veículos.

4.1 Metodologia para a Revisão de Literatura

Os estudos utilizados para a revisão de literatura provêm da busca em quatro principais fontes: Google Scholar, Scopus, Research Gate e Science Direct. A revisão de literatura foi dividida em duas partes. A primeira trata de artigos científicos e relatórios técnicos sobre as emissões de gases de efeito estufa incorridas ao longo das etapas de produção, operação e fim de vida de ônibus e baterias elétricas de íons de lítio, compreendidas na metodologia de ACV. A segunda considera especificamente estudos sobre emissões equivalentes de carbono ao longo do ciclo de vida dos biocombustíveis utilizados ao longo da operação dos tipos de ônibus estudados, com enfoque especial para o biodiesel e o etanol.

Para a primeira fase, os artigos foram encontrados a partir da busca de palavras-chave como: “LCA bus”, “LCA Lithium-ion battery”, “Well-to-Wheels bus”, “Cradle-to-Gate bus”. A segunda seção resultou de buscas por meio de palavras-chave como: “LCA ethanol”, “LCA biodiesel”, “Land Use Change biofuels”, “Indirect Land Use Change biofuels”.

Para ambas as partes da revisão de literatura, o processo de seleção dos estudos ocorreu da seguinte maneira. Primeiramente, com o uso das palavras-chave destacadas, artigos com mais relevantes de acordo com o critério de citações do Google Scholar foram escolhidos. Em torno de uma dezena de artigos para cada parte foram selecionados e lidos. A partir desse processo, os estudos mais relevantes para o tema foram

selecionados para serem estudados e compreendidos em detalhe. Além do critério de relevância do Google Scholar, a ordenação de artigos acadêmicos por data também foi utilizada, priorizando as mais recentes, a partir do ano de 2020. Essa escolha justifica-se, pois, mediante leitura dos artigos selecionados anteriormente, notou-se que resultados de estudos de avaliação de ciclo de vida variam bastante ao longo do tempo, reflexo do ritmo acelerado de desenvolvimento tecnológico de equipamentos de veículos a exemplo de baterias elétricas, e, dessa forma, estudos recentes poderiam melhor direcionar o desenvolvimento deste trabalho.

4.2 Revisão de Estudos sobre ACV de Ônibus

Ellingsen *et al* (2022) analisaram, mediante uso de uma Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), as emissões de sete modelos de ônibus elétricos de um mesmo modelo de chassi com base no tamanho e tecnologia da bateria, e na estratégia de recarga utilizada. O escopo da ACV considerado pelos autores envolveu uma análise de sensibilidade comparando um ciclo de vida de 10 a 12 anos, tipicamente vigente nos contratos de operação de ônibus, e um ciclo de vida de um total de 20 anos, tempo estimado pelo estudo que um ônibus leva para atingir o fim de vida. Os autores utilizaram dados primários para as emissões referentes à produção de baterias elétricas, eficiência da infraestrutura de recarga, e troca de pneus e baterias na fase de operação, sendo os demais dados baseados em Nordelöf *et al* (2019) e no banco de dados atualizados da Ecoinvent (Ecoinvent 3.8). O trabalho também envolveu uma análise de sensibilidade considerando uma troca à menos e uma troca à mais de bateria elétrica ao longo do ciclo de vida dos ônibus. Os autores concluíram que o potencial de aquecimento global dos ônibus depende bastante da tecnologia e do tamanho da bateria, sendo que para alguns modelos de bateria a fase de produção responde pela maior parte das emissões do ciclo de vida. Ademais, expandindo-se o escopo da análise para 20 anos de operação de ônibus, as emissões de ciclo de vida variam significativamente, assim como quando se considera uma troca a mais ou a menos de bateria. Ademais, os autores realizaram uma revisão bibliográfica dos estudos sobre impactos ambientais de ônibus urbanos até 2022, concluindo que muitos estudos não são baseados em dados transparentes e

rastráveis em relação às baterias elétricas, ou então estão desatualizados, o que os torna pouco representativos de acordo com o acelerado nível de desenvolvimento de baterias por íons de lítio, causando desafios importantes para a obtenção de comparações de resultados com outros estudos da literatura, especialmente aqueles obtidos no início da década passada.

Nordelöf *et al* (2019) realizaram uma avaliação de ciclo de vida completo de ônibus movidos à diesel, baterias elétricas e óleo vegetal hidrogenado (HVO), um tipo de biodiesel produzido a partir de resíduos alimentares. O estudo utilizou dados primários para a composição de componentes, subsistemas, manufatura, manutenção e operação dos veículos, fornecidos pela Volvo Bus Corporation. Dados referentes à extração e produção de matérias-primas, geração de eletricidade, produção de combustíveis e tratamentos de fim de vida foram baseados na base de dados da Ecoinvent (Ecoinvent 3.3). Os autores selecionaram quatro tipos diferentes de veículos de acordo com a tecnologia de motorização. Um ônibus elétrico à bateria, um híbrido elétrico plug-in, um híbrido elétrico e um diesel convencional. Os ônibus que possuem motores à combustão interna foram avaliados variando-se o combustível, comparando-se às emissões entre o diesel convencional e o HVO. Os ônibus com bateria elétrica recarregáveis foram comparados a partir de diferentes matrizes elétricas (Suécia, União Europeia e Estados Unidos).

Os autores acima concluíram que todos os ônibus possuidores de baterias elétricas, assim como os ônibus de combustão interna abastecidos a partir do HVO, tiveram benefícios significativos de redução de emissões quando comparados aos ônibus de combustão interna abastecidos por diesel convencional. Os veículos puramente elétricos foram considerados como sendo a opção menos emissora para uma matriz energética de até 200 g CO₂/kWh. Acima deste valor, o motor híbrido elétrico movido à HVO passa a ser a melhor alternativa, e, para matrizes elétricas acima de 720 g CO₂/kWh, o ônibus à bateria elétrica passa a ser mais emissor que o híbrido movido à diesel.

No que tange as emissões do Berço ao Portão, que antecede o início da fase de uso, para as tecnologias analisadas, o estudo acima mostrou que o ônibus elétrico à bateria apresenta as maiores emissões, seguido do híbrido elétrico plug-in, híbrido elétrico e diesel convencional. Isso se deve às emissões referentes à produção de baterias

de íons de lítio e outros subcomponentes dos motores híbridos e elétricos em relação ao convencional. Apesar desta relação, para todos os modelos de ônibus, as emissões referentes à produção da carroceria, chassis e moldura dos ônibus são muito mais representativas do que os demais subsistemas. Isso se deve principalmente ao processamento de materiais, sobretudo de aço.

Lai *et al* (2022) fizeram uma revisão bibliográfica extensa sobre a produção de baterias de íons de lítio, considerando riscos econômicos e ambientais ao longo de toda a sua cadeia de suprimentos, assim como uma ampla gama de impactos ambientais, incluindo a emissão de gases de efeito estufa. Os autores listaram as emissões equivalentes de carbono de vários trabalhos anteriores. Ellingsen *et al* (2017) reportaram emissões variando de 38 a 356 kg CO₂-eq/kWh. Aichberger *et al* (2020) resumiram as emissões de carbono em 50 artigos relacionados à ACV entre 2005 e 2020, concluindo que a mediana de emissões é de 120 kg CO₂-eq/kWh. Peters *et al* (2017) avaliaram todas as publicações de ACV de baterias elétricas entre 2000 e 2016, e encontraram uma média de emissões de 110 kg CO₂ eq./kWh. Zhao *et al* (2021) apontaram uma média de emissões com base em 55 publicações igual a 187.26 kg CO₂ eq./kWh. Segundo Lai *et al* (2022), a diferença entre os resultados é devido aos objetivos e escopos dos ACVs adotados, citando o exemplo de que alguns autores não consideram todos os processos envolvidos na produção de baterias de íons de lítio, ou não consideram as emissões à montante da cadeia de produção de baterias, ou seja, de mineração, extração e transporte de matérias prima para a produção de baterias. Outra fonte de divergência é o inventário de ciclo de vida (ICV) utilizado, que pode variar bastante entre os bancos de dados. Finalmente, as emissões de GEEs são estreitamente atreladas ao local de produção das baterias e suas matérias primas, principalmente em relação aos fluxos de distribuição de materiais e da matriz energética utilizada ao longo do ciclo de vida das baterias. Os autores concluíram que os impactos ambientais da produção de baterias elétricas automotivas podem ser minimizados com práticas de mineração verde, e de uso completo de materiais reciclados nos processos de manufatura.

Em seguida, os autores realizaram uma análise de ciclo de vida dos principais tipos de baterias para veículos elétricos no mercado chinês, adotando um escopo do berço ao berço, com uma análise detalhada das emissões processos à montante de processamento de matéria-prima, incluindo mineração e extração, assim como dos

processos de reutilização, reciclagem e remanufatura das baterias elétricas. Estas, após retiradas de veículos elétricos, podem ser reutilizadas para armazenamento de energia em diversos tipos de sistemas de distribuição de energia. A reciclagem de baterias elétricas envolve a recuperação de metais valiosos e raros, como o níquel, cobalto e manganês, a partir de métodos de reciclagem físico ou químicos, e que podem ser utilizados para a remanufatura de baterias elétricas. Atualmente, são quatro os métodos para a reciclagem de baterias elétricas: pirometalurgia, hidrometalurgia, biometalurgia e reciclagem física. Estes dois últimos métodos, apesar de possuírem resultados ambientais bastante favoráveis, ainda não são viáveis em escala industrial. A pirometalurgia é um processo relativamente simples, mas com alta emissão de carbono, intenso em energia e com baixa eficiência de reciclagem. A hidrometalurgia é a reciclagem a partir da dissolução da matéria prima em soluções ácidas, com menor consumo de energia, menos emissões de GEEs e alta taxa de reciclagem, porém com maior custo e complexidade.

Entre os resultados da ACV realizado pelos autores, as emissões de carbono da bateria de cátodo NMC 811 ocorrem 50% para a produção do cátodo e 30% na fase de montagem. No caso da bateria LFP, apenas 18% das emissões se referem à produção do cátodo, enquanto 52.6% ocorrem na etapa de montagem e 29.4% para a produção de demais componentes da bateria. O total de emissões para a produção de baterias NMC 811 e LFP a partir de matéria-prima virgem foram, respectivamente, de 86,63 kg CO₂ eq./kWh e 60,79 kg CO₂ eq./kWh. No caso da bateria NMC 811, a remanufatura a partir dos processos de reciclagem com método pirometalúrgico e hidrometalúrgico resultaram em uma redução de emissões, respectivamente, de 3.5% e 32%. Os autores também estimaram a redução de emissões na produção de baterias NMC 811 no ano 2050, quando a matriz energética chinesa deverá contar com 50% de energias renováveis. Para este cenário, a produção de baterias NMC 811 tem suas emissões reduzidas em 74.8%.

Zhao *et al* (2021) conduziram uma ACV especificamente para a etapa do Berço ao Túmulo comparando ônibus a diesel, híbridos e elétricos a bateria operando em Sydney, Austrália. O escopo da ACV foi analisar as emissões de GEEs ao longo das cinco fases de produção do equipamento: produção, montagem, transporte, manutenção e disposição final. Não foi incluído no estudo avaliações sobre a produção e o uso

de fontes de energia para abastecimento dos motores (combustíveis fósseis, biocombustíveis ou energia elétrica).

A unidade funcional adotada para os cinco processos considerados foi o quilograma de CO₂ equivalente por quilograma de material produzido ou montado. Os GEEs foram avaliados segundo seu potencial de aquecimento global correspondente. As listas de materiais dos modelos de ônibus foram obtidas diretamente junto às empresas responsáveis por sua produção, e, para garantir comparabilidade entre os três tipos de ônibus avaliados, um ônibus de tamanho e dimensões genéricos considerando todos os sistemas, com exceção dos motores, foi utilizado. As listas de materiais destes últimos foram analisadas separadamente. As emissões de GEEs por unidade de massa dos materiais foi obtida mediante uso da ferramenta GREET, e as emissões relacionadas à produção de baterias foi comparada com doze outros estudos sobre baterias elétricas automotivas.

Os autores concluíram que, na média, os ônibus a bateria elétrica geram mais emissões de GEEs ao longo do ciclo de vida de seu equipamento do que os modelos híbridos e convencionais à diesel, principalmente devido à produção e troca da bateria de íon de lítio. As emissões totais para ônibus a diesel, híbridos e elétrico a bateria, no caso em que não há uso de materiais reciclados na produção dos ônibus, são de, respectivamente, 101439.1 kgCO₂, 105254.8 kgCO₂ e 135032.1 kgCO₂. Em um cenário no qual os ônibus são produzidos com aço e alumínio reciclados, as emissões são reduzidas de 13.6%, 12.2% e 9.6% respectivamente.

Outro ponto importante trazido pelos autores é que a bateria elétrica de 324 kWh de 2700 kg utilizada pelos ônibus elétricos representa apenas 8,2% do total de emissões de GEEs da sua produção, mesmo considerando uma troca de bateria ao longo do ciclo de vida dos ônibus, e desconsiderando reduções de GEEs oriundas de processos de reciclagem, remanufatura e reutilização das baterias, os quais, caso existissem, representariam uma redução adicional de emissões equivalentes de carbono. De maneira semelhante, o uso de cobre e outros metais raros na produção da bateria LFP utilizada também tem participação reduzida no total de emissões, apesar da utilização destes metais ser um fator importante na análise de depleção de recursos naturais. Em contraste, o elevado volume de aço na produção dos ônibus, entre 6.1 e 6.7 toneladas, contribui entre 12.3% e 18.1% do total de emissões de GEEs, uma diferença

notável em relação aos veículos elétricos, nos quais a participação em massa do aço fica na faixa de 900 a 1000 kg.

Dallmann *et al* (2017) realizaram uma análise do poço às rodas comparando emissões de GEEs em ônibus de quatro tipos diferentes de motorização, operando a partir de combustíveis fósseis, biocombustíveis e eletricidade, em mix de geração de energia refletindo a realidade de vinte metrópoles ao redor do mundo. Foram avaliados motores a diesel, híbridos elétrico-diesel, gás natural comprimido e elétricos a bateria, assim como as fontes energéticas compatíveis. Para as emissões referentes à produção e queima dos biocombustíveis avaliados, também foram consideradas diferentes matérias-primas. No intuito de refletir a realidade operacional diversa para as vinte metrópoles escolhidas, os autores utilizaram como modelo ciclos diferentes de condução, simulando situações de trânsito leve a trânsito intenso.

O estudo acima demonstra que tecnologias de motorização e combustíveis diferentes possuem rendimentos distintos de acordo com o ciclo de condução. Para ônibus a diesel e a gás natural comprimido, por exemplo, o consumo energético em trânsitos intensos é mais que duas vezes superior ao consumo em trânsitos leves. Para ônibus híbridos e elétricos a bateria, no entanto, não há uma diferença tão significativa no consumo energético comparando-se situações de trânsito leve, moderado ou intenso. No caso dos ônibus híbridos, o consumo varia de até 60% ao longo dos modelos de trânsito. Já para os elétricos à bateria, a variação fica em torno de 40%. Os dados sugerem, ademais, que no caso dos ônibus híbridos, há pouca ou nenhuma economia de combustível e, conseqüentemente, de emissões de GEEs, em situações de trânsito livre e com poucas paradas.

Com base no consumo energético de cada combustível, dado em kWh/km, os autores calcularam emissões de GEEs do poço às rodas multiplicando o consumo energético pelo fator de emissão de cada combustível, dado em g CO₂ eq./kWh. O estudo aponta que, para matrizes elétricas com geração fortemente baseada em combustíveis fósseis, para um cenário onde os ônibus circulam em trânsito leve, as emissões de ônibus à bateria elétrica são similares às dos ônibus operando à base de diesel ou gás natural comprimido. No caso dos biocombustíveis, as emissões referentes à produção e queima destes não é necessariamente menor do que as emissões do diesel. O biodiesel produzido à base de olho de palma, por exemplo, tem emissões estimadas como

sendo 14% maiores do que as emissões do diesel produzido nos Estados-Unidos. Já para outras matérias-primas e processos de produção de biocombustíveis, há uma redução potencial de emissões de 40% a 60%.

Como limitações do estudo em questão, os mesmos autores reforçam a influência do ciclo de condução no consumo energético dos ônibus, apontando que uma análise localizada considerando rotas específicas para cada cidade seria ideal para uma comparação das emissões de carbono poço às rodas mais condizente com a realidade. Ademais, o artigo ressalta a dificuldade de se obter estimativas adequadas do fator de emissão de biocombustíveis, que são estreitamente interligados com a matéria-prima utilizada e tecnologias de produção, e, portanto, uma avaliação de ciclo de vida específico para os biocombustíveis seria recomendada para a comparação entre alternativas de combustíveis dentro de uma mesma região.

Rebouças *et al* (2023) realizaram uma análise operacional de ônibus a bateria elétrica na cidade de São Paulo. O estudo foi desenvolvido utilizando como base dois ônibus elétricos que circulam na cidade desde janeiro de 2023, cuja operação foi monitorada em tempo real a partir de equipamentos telemáticos. Estes dois ônibus compõem uma amostra de um total de 18 ônibus utilizados como parte de um projeto piloto para a implementação de ônibus elétricos na capital paulista. Todos os ônibus são produzidos pela BYD, em parceria com as montadoras Caio e a Marcopolo, sendo que dos dois modelos analisados, um foi montado pela primeira, e o outro pela segunda. Os autores buscaram estabelecer a relação entre o consumo energético dos ônibus, dado em kWh/km, de acordo com fatores operacionais de trajeto, clima, veículo, tipo de asfalto, trânsito e comportamento do condutor.

Os resultados do estudo mostram uma diferença significativa do consumo energético ao longo do tempo para o mesmo ônibus, como também entre os dois exemplares. O consumo médio para um ônibus foi de 1,19 kWh/km e 1,27 kWh/km para o outro, mas as variações diárias flutuaram entre 0,94 kWh/km e 2,29 kWh/km no período analisado. Apesar de os dois ônibus não serem perfeitamente idênticos entre eles, a diferença de massa é menor que 1%, e o motor elétrico e bateria é comum a ambos. Os dados mostraram, ademais, um aumento do consumo energético para dias quentes, com uso intensivo de ar-condicionado, sendo que para um dos ônibus, o aumento do consumo energético foi significativamente maior do que para o outro modelo em dias

especialmente quentes, o que indica possivelmente uma diferença na eficiência energética entre os modelos de ar-condicionado. A relação entre a velocidade média dos ônibus e o consumo energético indica que, em geral, quanto maior a velocidade média dos ônibus, menor o consumo energético. O efeito da frenagem regenerativa também variou bastante ao longo do tempo, com uma variação média diária entre 17,2% e 49,2% da energia de frenagem recuperada, com uma média total de 40,7% para o primeiro modelo, e 38,6% para o segundo. Um aumento do percentual médio de energia recuperada foi observado ao longo do tempo do estudo, o que indica um efeito de possível adaptação dos condutores com a nova tecnologia.

Dallmann (2019) avaliou as tecnologias, estratégias de aquisição, impactos climáticos e custos das tecnologias no contexto de abordar variáveis necessárias para que a SPTrans atinja as metas de reduções de emissões da Lei 16.802. O autor avaliou as emissões do poço às rodas da frota de referência da SPTrans para o ano de 2016, que contava com 99% de ônibus à diesel, sendo 1% trólebus, e comparou tanto as emissões de GEEs quanto as emissões de poluentes urbanos, NOx e MP, em relação a alternativas tecnológicas de motor e combustíveis para o cumprimento das metas da Lei do Clima, que considera apenas emissões de escapamento. Em adição à performance ambiental das tecnologias e combustíveis de ônibus, o autor avaliou o custo total de propriedade dos diferentes tipos de ônibus.

O pesquisador concluiu que o ônibus elétrico a bateria traz os maiores benefícios ao clima, e ao mesmo tempo esta alternativa é competitiva em relação aos ônibus convencionais à diesel em termos dos custos totais de propriedade. No entanto, o custo de capital da alternativa elétrica em comparação com a fóssil ainda é elevado, e, portanto, modelos de financiamento seriam necessários para não onerar as operadoras de ônibus acima do estabelecido pelos contratos de concessão junto à SPTrans. Finalmente, o autor ressalta a importância de projetos-piloto para operacionalização de ônibus elétricos em condições reais de circulação, principalmente para a avaliação de estratégias corretas de recarga, que estão estreitamente alinhadas com as condições reais de operação de cada rota.

Dreier *et al* (2018) realizaram uma análise do poço às rodas para comparar as emissões de GEEs de ônibus convencionais a diesel, híbridos e elétricos plug-in circulando nos corredores exclusivos de ônibus na cidade de Curitiba. Além das

diferentes tecnologias de motorização, os autores avaliaram os efeitos da capacidade dos ônibus, comparando ônibus do tipo padron, articulados e biarticulados, com 11.8, 18,1 e 22 metros de comprimento, respectivamente. Os dados trazidos pelos autores indicam que os ônibus híbridos-elétricos e elétricos plug-in apresentam reduções de GEEs em relação à alternativa a diesel na fase do poço às rodas de, respectivamente, 30% e 72%. No caso dos ônibus híbridos, os autores destacam que a operação destes geram benefícios climáticos imediatos, pois não necessitam de alterações na infraestrutura operacional e no planejamento de rotas, o que pode ser necessário para ônibus elétricos plug-in. Em relação ao efeito de capacidade dos ônibus, os modelos convencionais biarticulados circulando em plena capacidade podem atingir reduções de GEEs por passageiro, similares às do ônibus híbrido padron. O efeito da velocidade média dos ônibus nas rotas da cidade de Curitiba aponta que as emissões da rota com maior velocidade média é de 10 a 26% menor do que a rota com menor velocidade média.

4.3 Revisão de Estudos sobre a Fase de Produção de Biocombustíveis

Maia *et al* (2022) avaliaram os impactos de GEEs para biocombustíveis de acordo com os efeitos de mudança direta do uso do solo no Brasil. Os autores avaliam a maneira como é realizado o cálculo da intensidade de carbono dos biocombustíveis a partir da metodologia da política nacional de biocombustíveis, RenovaBio, a qual considera emissões da fase de produção agrícola, industrial e de transporte no escopo da ACV dos biocombustíveis. Criticamente, a ACV realizada pelo RenovaBio não considera emissões de uso direto e indireto do solo para os cálculos de intensidade de carbono dos biocombustíveis, o que significa um não alinhamento em relação a políticas de biocombustíveis internacionais como a da União Europeia.

As emissões de uso direto do solo (dLUC) referem-se às alterações no estoque de carbono presente no solo e na biomassa que ocorrem pela substituição de um tipo de uso de solo para outro, enquanto as mudanças indiretas de uso do solo (iLUC) são alterações de uso do solo ocorridas fora da área produtiva analisada, em decorrência de fatores de mercado e políticos (IPCC, 2019). Crucialmente, as emissões diretas de uso do solo são passíveis de serem observadas e mensuradas, e diretamente alocadas

na intensidade de carbono dos biocombustíveis (Woltjer *et al.*, 2017). Alkimim e Clarke (2018) avaliaram que as emissões de mudança direta do uso de solo causadas pelo desmatamento de biomas brasileiros para a produção de etanol são equivalentes à 608, 142 e 212 milhões de gramas de carbono por hectare para a Amazônia, Cerrado e Mata Atlântica, respectivamente. No caso das emissões indiretas de uso do solo, a sua quantificação é fonte de divergência na literatura.

A Diretriz de Energia Renovável da União Europeia (REDII) adota um valor médio de 13 g CO₂/MJ para o etanol de primeira geração à base de cana-de-açúcar, com um valor variando de 4 a 17 g CO₂/MJ na análise de sensibilidade. Nassar e Moreira (2013) afirmam que a produção de etanol no Brasil possui baixo risco de gerar emissões iLUC significativas.

Estes autores concluíram que as emissões de mudança direta de uso do solo para a produção de etanol de primeira geração pode ser de -5 gCO₂-eq/MJ no caso em que a área substituída para cultivo de cana-de-açúcar é pasto severamente degradado no Cerrado, e pode ser de até 316,5 gCO₂-eq/MJ quando o cultivo substitui vegetação nativa na Floresta Amazônica. No caso específico deste bioma, os autores mostram que o avanço do plantio de cana-de-açúcar gera emissões diretas de uso do solo que, somadas à intensidade de carbono média das usinas produtoras de etanol registradas no RenovaBio, são superiores à intensidade de carbono dos combustíveis fósseis substituídos pelo etanol. O estado de São Paulo, que concentra a maior parte da produção de cana-de-açúcar, é o que menos apresenta emissões diretas de mudança de uso do solo. A justificativa é que já no início dos anos 70 do século passado, a cobertura da floresta primitiva de Mata Atlântica já era de menos de 10% do seu território original no estado de São Paulo, ou cerca de 2 milhões de hectares, concentrados quase exclusivamente na Serra do Mar. Por último, os pesquisadores recomendam a inclusão das emissões diretas de uso do solo para o cálculo das emissões totais de ciclo de vida dos biocombustíveis, para a adequação às normas da Diretriz de Energia Renovável da União Europeia e posicionamento do país como exportador de biocombustíveis.

Guarenghi *et al* (2023) realizaram uma análise das emissões de GEEs geradas pela mudança do uso do solo causado pela expansão do plantio de cana-de-açúcar para o período entre 2000 e 2020. A mudança no uso do solo foi avaliada com base em dados da ferramenta MAPBIOMAS, que a partir de imagens de satélite e algoritmos

de aprendizado de máquina produzem mapas detalhados da cobertura e uso da terra no Brasil. A partir desta metodologia, os autores mapearam o estoque de carbono presente no solo e na biomassa nas áreas que passaram pela expansão do cultivo de cana-de-açúcar no período estudado, comparando-os com o novo estoque de carbono após o cultivo de cana-de-açúcar. As emissões foram avaliadas nas unidades produtivas certificadas pelo CAR em estados do Centro-Sul e do Norte. A utilização de propriedades rurais cadastradas pelo CAR como unidade territorial para a avaliação das emissões referentes às mudanças de uso do solo leva a níveis maiores de resolução quando comparados a análises a nível estadual ou municipal. O estudo concluiu que a mudança no uso do solo das propriedades rurais produtoras de cana-de-açúcar certificadas pelo CAR resultou em um saldo negativo de emissões de GEEs de -11,21 g CO₂-eq./MJ para a produção de etanol, motivado principalmente (46%) pelo maior estoque de carbono presente na biomassa da cana-de-açúcar em relação à vegetação anterior, composta majoritariamente por pastagens degradadas e semi degradadas. O estudo aponta também que a grande disponibilidade de áreas de pastagens degradadas nas regiões avaliadas pode ser usada para garantir uma expansão do cultivo de cana-de-açúcar com potencial de sequestro de carbono e ao mesmo tempo mitigar riscos de emissões diretas e indiretas de mudanças do uso do solo. Finalmente, segundo os pesquisadores, convertendo-se um percentual de 3.1% de áreas de pastagens brasileiras para o cultivo de cana-de-açúcar seria o suficiente para dobrar a produção de etanol e ao mesmo tempo promover um maior sequestro de carbono da atmosfera.

Carvalho *et al* (2021) analisaram as implicações da regionalização do uso de fertilizantes nitrogenados para a avaliação do fator de emissão da produção de etanol. Por conta da escassez de dados locais, as avaliações de ciclo de vida para a produção de etanol consideraram um fator padrão de conversão do óxido nitroso, avaliado pelo Painel Intergovernamental para a Mudança de Clima (IPCC, 2014) como sendo igual a 1%. A inclusão de dados de pesquisa de campo realizada pelos autores em 17 usinas de produção de etanol no estado de São Paulo, junto com uma revisão bibliográfica detalhada sobre a aplicação e os tipos de fertilizantes nitrogenados adotados ao longo da produção de cana-de-açúcar na região Centro-Sul aponta que o fator de emissão da fertilização é menor do que o padrão adotado pelo IPCC, sendo equivalente a 0,71% em média da conversão para o óxido nitroso. Considerando o ciclo de vida da produção

do etanol, esse fator de conversão resulta em uma redução das emissões de GEEs na fase agrícola, representando uma redução total de 19% da intensidade de carbono adotada atualmente pelo RenovaBio.

Esteves *et al* (2016) avaliaram o impacto da mudança direta no uso do solo para a produção de biodiesel à base de óleo de soja no Brasil em termos de emissões totais de GEEs, usando como ferramenta para a avaliação imagens de satélite *Landsat* entre os anos 1993 e 2013 em áreas de cultivo de soja no estado do Mato Grosso do Sul. O estudo comparou as emissões totais do ciclo de vida de produção do biodiesel em relação às emissões de mudanças diretas no uso do solo, concluindo que as emissões das mudanças no uso do solo representam 97,1% do total das emissões de ciclo de vida. A principal alteração de mudanças no uso do solo em termos de emissões de carbono equivalentes ao longo do período estudado foi a conversão de áreas de pastagem para o plantio de soja, representando 81,2% do total de emissões de ciclo de vida do biodiesel. Os autores concluíram que as emissões de carbono provenientes da mudança direta no uso do solo para o cultivo de soja na área estudada foi 48,72 quilogramas de CO₂ equivalente por hectare por ano. O impacto desse resultado nas emissões de carbono por mega joule de biodiesel seria de pelo menos 30 g CO₂ eq./MJ, ou seja, em torno de 150% da intensidade de carbono calculada pelo RenovaBio.

Donke *et al* (2020) investigaram o impacto da regionalização de dados de mudança de uso do solo na intensidade de carbono de cultivos de soja e cana-de-açúcar no Brasil. Os autores avaliaram a variação de estoque de carbono presente no solo e na biomassa em um período de 20 anos para a determinação das emissões referentes às alterações no uso do solo, metodologia indicada pelo IPCC. O estudo contemplou a inclusão de dados regionalizados de ocupação do solo no banco de dados Ecoinvent 3.6 em relação à versão anterior, Ecoinvent 3.5. Além da regionalização de dados, novos tipos de uso de solo foram incluídos, e certos tipos de cultivo tiveram a sua classificação alterada, como foi o caso da cana-de-açúcar, que foi considerada como cultura permanente ao invés de temporária.

A conclusão do estudo foi de que estas pequenas alterações de uso do solo entre uma versão e outro do banco de dados foi suficiente para promover grandes diferenças nas emissões totais de carbono. No caso da soja, as emissões verificadas variaram entre 6.2 e 6.9 toneladas equivalentes de carbono por hectare, uma redução entre 34 e 40%

de gases de efeito estufa comparada à versão anterior. O principal fator responsável pelas emissões de mudança direta no uso do solo para o cultivo de soja é a expansão do cultivo em áreas de floresta primária, ou seja, processos de desmatamento ocorridos no período observado. Para a cana-de-açúcar, a alteração entre as versões foi de 8.8 para -2.2 toneladas de carbono equivalentes por hectare, o que equivale a fixação de carbono no solo. Esta redução das emissões de uso do solo para a cana-de-açúcar ocorreu devido à inclusão no banco de dados do saldo de carbono no solo. Como a expansão do cultivo de cana-de-açúcar ocorreu em substituição a áreas de pastagem, houve uma fixação de carbono no solo.

Cieplinski *et al* (2023) examinaram as emissões de GEEs do biodiesel à base de óleo de soja e do etanol no Brasil considerando a totalidade da produção nacional. Os autores avaliaram a média ponderada da intensidade de carbono das indústrias de biodiesel e etanol presentes na base de dados da RenovaBio, tanto no caso da produção para indústrias certificadas, quanto para a produção não elegível para a certificação. A produção não elegível para a certificação da RenovaBio corresponde a áreas rurais que não possuem Cadastro Ambiental Rural (CAR) válido, pois não puderam comprovar que a área produtiva do imóvel não provém de supressão de vegetação nativa. Como uma medida conservadora da intensidade de carbono dos biocombustíveis não certificados pelo RenovaBio, os pesquisadores designaram uma intensidade igual à pior produção certificada.

A conclusão do estudo é de que, incorporando-se a parcela da produção nacional de biocombustíveis não elegível para a certificação do RenovaBio no cálculo da média ponderada de sua intensidade de carbono, as emissões de GEEs destas fontes energéticas alternativas aumentando bastante. No caso do etanol, que possui 20% da produção não elegível, a intensidade de carbono aumenta de 27.5 para 33.2 g CO₂/MJ. Para o biodiesel, que apresenta 74% de sua produção total não elegível para a certificação, a intensidade de carbono aumenta de 20.1 para 37.6 g CO₂/MJ, um aumento de 56%.

4.4 Síntese da Revisão Bibliográfica

Considerando o conjunto de artigos avaliados na literatura, uma ampla gama de informações foi avaliada e sistematizada para o contexto desse trabalho de análise de ACVs das opções selecionadas. Comparando-se as diferentes etapas do ciclo de vida de ônibus, as emissões equivalentes de carbono variam fortemente entre as etapas e dentro de cada etapa. Na etapa de produção dos ônibus (Berço ao Portão), as emissões são função de fatores como a utilização de materiais reciclados, a quantificação de emissões referentes à bateria de íons de lítio e a intensidade de carbono dos materiais utilizados ao longo da cadeia de suprimentos dos ônibus. Neste quesito, por exemplo, a intensidade de carbono do aço automotivo varia diretamente entre os fornecedores. A representatividade das emissões da etapa de produção frente ao total de emissões ao longo do ciclo de vida dos ônibus depende do tipo de tecnologia de motorização e das fontes energéticas utilizadas ao longo do ciclo de vida.

Na fase de operação dos ônibus (Poço às Rodas), as emissões de carbono variam principalmente em função de três variáveis: a intensidade de carbono das fontes energéticas, o ciclo de condução e o rendimento dos ônibus de acordo com o tipo de tecnologia de motorização e fonte energética utilizada. A intensidade de carbono das fontes energéticas, por sua vez, depende, no caso da eletricidade, do mix energético utilizado para o abastecimento dos ônibus, e das perdas que ocorrem do sistema elétrico para o carregador, e do carregador para a bateria.

Para o biodiesel e o etanol, a intensidade de carbono varia de acordo com a matéria-prima e a rota tecnológica escolhida. Quando a matéria-prima utilizada não é proveniente de resíduos agrícolas, a intensidade de carbono varia de acordo com a metodologia utilizada para o cálculo de emissões ao longo do ciclo de vida. No caso da política nacional de biocombustíveis, o RenovaBio, o cálculo de emissões decorre de uma análise de emissões ao longo da fase agrícola, da fase industrial, da fase de transporte da fase de uso (queima). Já para a Diretriz de Energias Renováveis da União Europeia, a intensidade de carbono dos biocombustíveis leva em consideração a mudança no uso do solo, que pode ser direta ou indireta, e quando consideradas são somadas ao fator total de ciclo de vida presente no RenovaBio.

As emissões de mudança direta no uso do solo correspondem às alterações no estoque de carbono ocorridas em um período de 20 anos. Estas emissões podem ser positivas, quando no período observado ocorreu liberação de carbono na atmosfera, ou negativas, quando o cultivo de matérias-primas para biocombustíveis acarretou maior fixação de carbono no solo. As emissões de mudança indireta no uso do solo ocorrem quando há substituição de culturas de alimento para culturas de matérias-primas para biocombustíveis. Esta dinâmica pode provocar mudanças no uso do solo fora da unidade produtiva analisada, causando emissões de carbono indiretas. No entanto, estas emissões são de difícil quantificação, pois dependem de dinâmicas de mercado cujas simulações geram elevadas incertezas. É importante destacar que apesar de haver incertezas nas determinações das emissões referentes à mudança no uso do solo, elas são extremamente importantes de serem consideradas, pois 46% das emissões de gases de efeito estufa do Brasil são em decorrência de mudanças de uso no solo e desmatamento (Observatório do Clima, 2020).

5. Metodologia

O objetivo deste trabalho é comparar as emissões de gases de efeito estufa de ônibus urbanos comerciais no contexto da cidade de São Paulo, com a intenção de poder servir de suporte para o estabelecimento de políticas públicas para a um setor de transporte mais limpo, reduzindo de maneira consistente sua parcela de contribuição no montante de GEEs lançados na atmosfera pela cidade. São comparados ônibus com tecnologias de motorização distintas, abastecidos com diferentes tipos de combustíveis. A Tabela 1 apresenta os modelos de ônibus, combustíveis, e matérias-primas utilizadas para a produção dos combustíveis.

Tabela 1 - Tipos de motores, combustíveis e matérias-primas analisados.

Motor	Combustível	Matéria-Prima
Diesel	Diesel B12	Petróleo/Óleo de soja
	Biodiesel (B100)	Óleo de Soja
Híbrido Diesel-Elétrico	Diesel B12	Petróleo/Óleo de soja
	Biodiesel (B100)	Óleo de Soja
Gás Natural Comprimido	GNV	Gás natural fóssil
	Biometano	Gás de aterro sanitário
Etanol	ED95	Cana-de-açúcar
Elétrico a Bateria	Eletricidade	Mix de eletricidade da rede nacional para 2022-2023

Fonte: Elaboração própria.

Para atingir este objetivo, foi utilizada a metodologia Análise de Ciclo de Vida (ACV). Definido pela norma ISO 14044, uma Avaliação de Ciclo de Vida é uma metodologia desenvolvida para avaliar impactos ambientais causados por produtos, processos e outras atividades. Para tanto, é realizada a quantificação e avaliação de fluxos de massa e energia que ocorrem ao longo de todo o ciclo de vida de um produto, isto é, a extração e aquisição de matérias-primas, produção, montagem, transporte, uso, tratamento pós-uso, reciclagem e disposição final, ou seja, uma análise do berço ao túmulo. A norma ISO 14044 contém diretrizes gerais para a realização de uma ACV, compostas em quatro fases:

- Definição de objetivo e escopo;
- Análise de inventário;
- Avaliação de impactos e;
- Interpretação dos resultados.

Vale ressaltar que, de acordo com a norma, “O escopo de uma ACV, incluindo a fronteira do sistema e o nível de detalhamento, depende do objeto e do uso pretendido para o estudo. A profundidade e a abrangência da ACV podem variar consideravelmente, dependendo do objetivo do estudo em particular” (ABNT NBR ISO 14044, 2009). Sendo assim, todo estudo que faz uso da ACV incorre em limitações importantes, a exemplo dos impactos ambientais avaliados, os quais, no caso deste estudo, é apenas a emissão de gases de efeito estufa para as várias opções de motorização. Outra limitação bastante relevante diz respeito ao inventário de carbono utilizado, que nunca é perfeitamente alinhado à realidade, pois um produto acabado é composto por dezenas, senão centenas, de matérias-primas distintas cuja cadeia de suprimentos é, muitas vezes, global, havendo uma diferença significativa para a obtenção de fatores de emissão de carbono estreitamente associados com uma determinada realidade local. Não obstante, a limitação referente ao inventário de carbono não impede a obtenção de resultados úteis para a comparação entre impactos ambientais de diferentes alternativas de motor e combustíveis de ônibus urbanos e que possam efetivamente auxiliar a elaboração de políticas públicas de qualidade no contexto do transporte público coletivo da cidade de São Paulo.

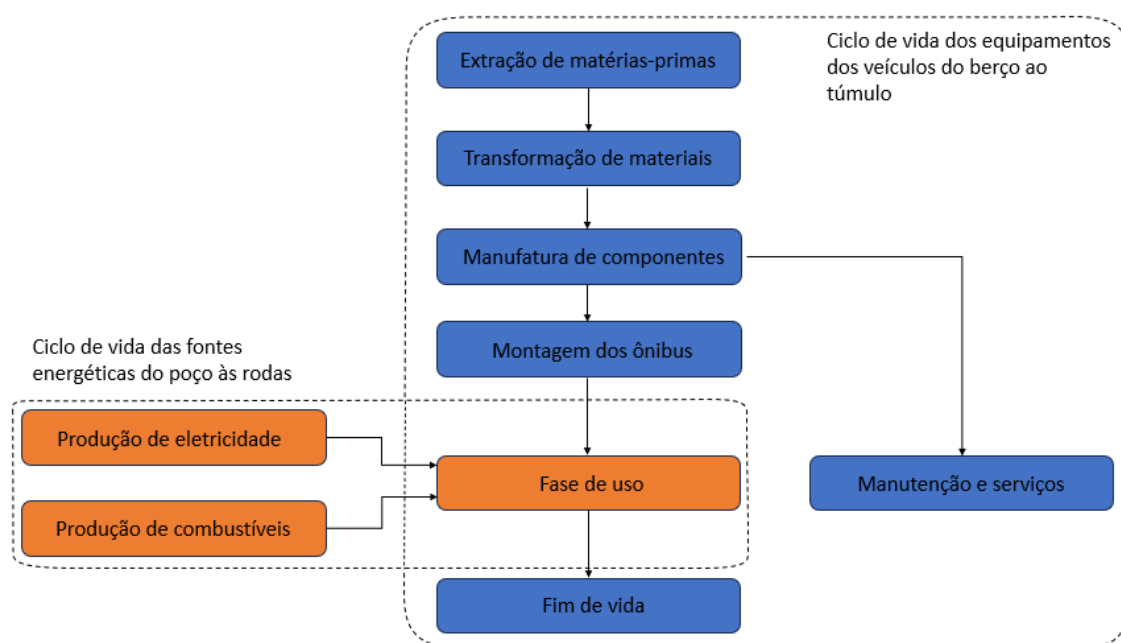
5.1 Unidade Funcional

A unidade funcional adotada para a ACV é uma unidade de cada tipo de motorização com tecnologia diferente. Como mencionado anteriormente, serão comparados ônibus de motor a diesel, híbrido diesel-elétrico, gás natural comprimido, etanol e elétrico à bateria. Para essa análise comparativa, todos os ônibus terão composição estrutural correspondente ao tipo Padron, de 12,5 metros de comprimento. Os ônibus Padron, segundo a SPTrans, percorrem em média 72000 quilômetros por ano. A vida útil para ônibus elétricos e híbridos é de 15 anos, ou seja, estes modelos percorrem um total de 1,08 milhões de quilômetros, enquanto para as demais tecnologias é de 10 anos, equivalente a um total de 720000 quilômetros.

5.2 Escopo e Fronteiras do Sistema

O objetivo de realizar uma ACV completa dos veículos implica em um escopo que inclui as fases do Berço ao Portão (BAP), do Poço às Rodas (PAR) e Fim de Vida (FdV). A fase BAP é também chamada de fase de manufatura, incluindo, no caso de veículos, a extração e mineração de materiais, a transformação de materiais, a manufatura de componentes e a montagem de ônibus. A fase PAR, conhecida como fase de uso, diz respeito ao período em que o ônibus está em operação, no qual os impactos ambientais correspondem à produção e consumo de combustíveis. A fase de Fim de Vida considera todos os processos que ocorrem quando o veículo é retirado de operação, para os quais são considerados os processos de reciclagem e disposição final. A Figura 2 a seguir apresenta os principais processos e fluxos considerados na ACV. As etapas preenchidas em azul possuem inventários de carbono genéricos presentes na literatura. As etapas em laranja representam dados primários, extraídos diretamente da SPTrans e inventários industriais.

Figura 2 - Visão geral das fronteiras e etapas de ciclo de vida consideradas.



Fonte: Elaboração própria.

O impacto ambiental avaliado será o Potencial de Aquecimento Global (GWP, acrônimo original *Global Warming Potential*, em inglês). O GWP é uma medida

relativa que compara o fator de aquecimento global do gás em questão com a mesma quantidade de dióxido de carbono. O horizonte de tempo utilizado para a medida será de 100 anos. Outros impactos ambientais gerados ao longo do ciclo de vida dos veículos, como por exemplo a depleção de recursos naturais, potencial de toxicidade humana, emissões de poluentes urbanos e eutrofização, não serão contemplados neste estudo.

A grande maioria dos dados secundários utilizados para a elaboração da ACV provém do banco de dados público GREET (*Greenhouse gases, Regulated Emissions, and Energy use in Technologies*). Os modelos e bancos de dados da GREET são ferramentas para ACVs elaboradas para servir de suporte para o desenvolvimento de políticas públicas urbanas, provendo bancos de dados especialmente focados para a modelagem de ACVs para veículos urbanos. A GREET compila fluxos de entrada e saída de matéria e energia de diversos modelos de veículos e combustíveis, ao longo de todo o ciclo de vida. Foi desenvolvido e é continuamente atualizado pelo *Argonne National Laboratory*, um centro de estudos interdisciplinar, originário na Universidade de Chicago, que hoje congrega mais de 20 divisões de pesquisa em 12 centros e 6 facilidades para acesso de usuários nacionais nos Estados Unidos (GREET, 2022).

O banco de dados GREET foi escolhido para este estudo por ser amplamente utilizado na literatura científica para a condução de ACVs de veículos e combustíveis como fonte de dados secundários. Ademais, a ferramenta é frequentemente atualizada a partir de dados primários coletados por seu grupo interdisciplinar de pesquisadores. Esta atualização frequente é bastante importante para um estudo de ACV veicular, pois as tecnologias evoluem rapidamente, o que afeta diretamente a qualidade dos resultados obtidos. Finalmente, todos os modelos e recursos da ferramenta GREET podem ser acessados de maneira gratuita, ao contrário, por exemplo, do banco de dados da *Ecoinvent*, de Zurich, Suíça, também amplamente utilizado na literatura, mas que, ainda que seja uma organização sem fins lucrativos, contém vários recursos pagos para suportar seus custos operacionais. O acesso gratuito do modelo utilizado facilita a comparação e validação dos dados e resultados obtidos, e, assim, o presente estudo possui um elevado grau de transparência, possibilitando que a literatura futura possa utilizar os resultados aqui obtidos para a construção de uma melhor compreensão sobre as emissões de GEEs de diferentes tipos de ônibus e combustíveis.

5.3 Veículos e Combustíveis Estudados

Nesta seção serão especificados os tipos de veículos (motorização) e combustíveis escolhidos para a análise. A avaliação conta com cinco ônibus com diferentes tipos de tecnologia de motorização: diesel, gás natural comprimido (GNC), etanol, híbrido diesel-elétrico e elétrico à bateria. Nos três primeiros modelos, o sistema de tração é realizado a partir de motores à combustão interna, acionados pela queima de combustíveis. O modelo híbrido diesel-elétrico é movimentado a partir de um motor elétrico com duas fontes de energia: um motor-gerador à diesel e um pacote de baterias. O motor-gerador tem a função de gerar a energia necessária para o motor elétrico, este responsável pela tração das rodas. O ônibus elétrico à bateria apresenta tração totalmente elétrica, gerada a partir de um motor e bateria elétricos. Todos os tipos de motores estão dentro do padrão de emissões Euro VI, equivalente ao PROCONVE P-8.

Um total de seis fontes energéticas foram escolhidas para a avaliação. O diesel B12, que é uma mistura de diesel, derivado de petróleo, e biodiesel, este representando 12% do percentual da mistura (Conselho Nacional de Pesquisa Energética, 2023). A matéria-prima considerada para o biodiesel é o óleo de soja, que representa cerca de 71% do total de biodiesel produzido no país. O motor GNC Euro VI funciona por meio do gás natural comprimido (GNC), sendo ele derivado do petróleo (GNC fóssil), ou a partir da digestão anaeróbica de matérias-primas de biomassa ou de gás de aterro sanitário (biometano). O combustível ED95 consiste em 95% de etanol e 5% de aditivos, que auxiliam na lubrificação e ignição. A energia elétrica utilizada como combustível para os ônibus elétricos reflete o mix elétrico brasileiro entre janeiro de 2022 e julho de 2023.

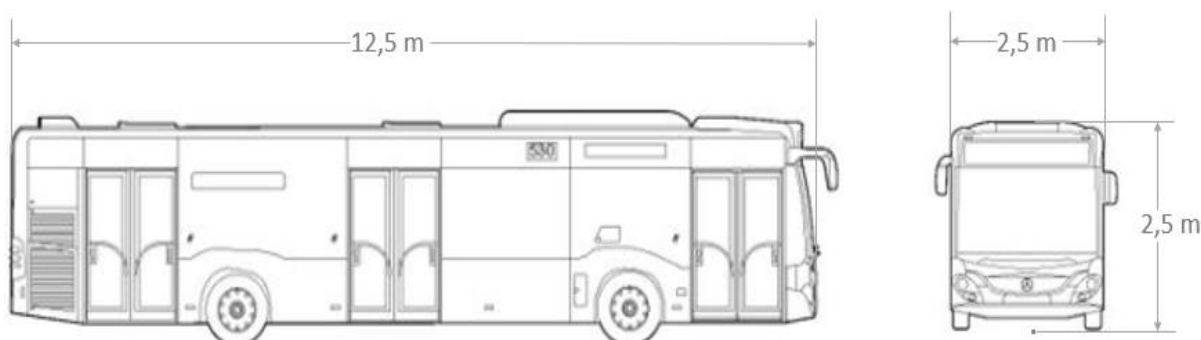
A unidade de comparação das emissões totais do ciclo de vida dos ônibus avaliados é $\text{g CO}_2 \text{ eq.}/(\text{passageiro} \times \text{km})$. Esta normalização foi adotada no estudo elaborado por Nordelöf *et al* (2019). Além de ser útil para comparar ônibus com vida útil diferentes, também é um parâmetro que pode ser utilizado para a comparação de emissões equivalentes de carbono para outros sistemas de transporte, já que as emissões são alocadas por passageiro. Segundo a SPTrans, embarcam em média 60 pessoas por ônibus em dias úteis (SPTrans, 2022). Considerando-se que, em média, uma pessoa percorre metade da extensão total da rota do ônibus, cada veículo transporta a cada

quilômetro metade das pessoas que embarcam, ou seja, aproximadamente 30 pessoas x km. Os ônibus percorrem um total de 72000 km por ano. No caso dos ônibus veículos e híbridos que possuem vida útil de 15 anos, são transportados 32,4 milhões de passageiros-km. Para as demais alternativas tecnológicas, com vida útil de 10 anos, são transportados 21,6 milhões pessoas-km.

5.4 Especificações do Ônibus de Referência

Para o estabelecimento de uma padronização entre os cinco tipos de ônibus avaliados, um modelo de referência em comum a todos os modelos será utilizado. Esta escolha é baseada em Zhao *et al.* (2021), que, para comparar as emissões BAP de três ônibus com tecnologias de motorização distintas, adotaram como referencial um ônibus de 12,5 metros de comprimento, sendo idêntico aos três modelos comparados com exceção dos componentes específicos relacionados aos diferentes motores. O referencial utilizado pelos autores foi estabelecido com base nos modelos de ônibus que circulam nas frotas da Austrália, das fabricantes Volvo e BYD, as quais também fornecem ônibus para as operadoras de São Paulo. Outra simplificação aqui adotada é de que, para todos os ônibus que possuem exclusivamente motores a combustão interna, ou seja, os ônibus à diesel, GNC e etanol, a lista de materiais é a mesma. O ônibus de referência é representado pela Figura 3 a seguir.

Figura 3 - Desenho do ônibus de referência.



Fonte: Elaboração própria, ARCHITECTURAL BLOCKS (2017).

5.5 Modelagem do Ciclo de Vida dos Equipamentos

Nesta seção, serão detalhados os processos do ciclo de vida dos equipamentos para todos os veículos estudados. Para tanto, os processos de extração de matérias-primas, transformação de materiais, manufatura de componentes, montagem, manutenção e fim de vida dos ônibus serão abordados. Os três primeiros processos serão tratados em conjunto, da mesma maneira como é feito pela ferramenta GREET2, e referidos como “Fase de Produção”.

5.5.1 Fase de Produção

Para a modelagem das emissões da fase de produção, é necessário estabelecer-se os fatores de emissão de carbono para cada material dos ônibus. Assim, é preciso primeiramente ter a lista de materiais detalhada para cada modelo de ônibus, contendo a quantidade de material presente nos veículos e a massa de cada um deles. Havendo a lista de materiais, o cálculo das emissões de GEEs para cada material é obtido multiplicando-se a massa total Intensidade de Carbono (IC) de cada componente. A IC é dada em kg CO₂-eq/kg M. Este indicador mostra a massa total de gases equivalentes efeito estufa liberados na atmosfera, relacionada à produção de um quilograma de um material “M”. Dessa forma, dada uma lista de materiais completa para cada ônibus e o fator de emissão de cada um deles, é possível calcular o produto-soma entre eles e obter as emissões totais na fase de produção para cada modelo de ônibus. Os fatores de emissão serão obtidos prioritariamente de inventários industriais brasileiros, pois, dados locais são um pré-requisito essencial para ACVs (Schmidt *et al*, 2016). Quando não disponíveis diretamente, os fatores de emissão serão baseados no banco de dados GREET2, versão 2022.

O primeiro passo para o cálculo das emissões da fase de produção é a obtenção da lista de materiais dos ônibus, contendo cada material e sua massa, dado em kg. Posto que há uma elevada escassez de dados primários dos fabricantes de ônibus no Brasil sobre a composição dos mesmos, a lista de materiais será baseada em Zhao *et al* (2021), que obtiveram junto ao operador de ônibus de Sydney, Austrália, lista de materiais completas, com exceção da bateria elétrica no caso dos ônibus híbridos e elétricos, para veículos do tipo combustão interna à diesel, híbridos diesel-elétricos e

elétricos a bateria. Uma simplificação aqui adotada é de que, para os ônibus com motores a etanol e gás natural comprimido, a lista de materiais é a mesma que do ônibus a diesel. Na prática, modificações são necessárias para que o motor a diesel possa operar com etanol ou gás natural comprimido, mas elas pouco influenciam na composição total de materiais. Os componentes e a massa total deles são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 - Relação de massa dos componentes dos veículos estudados.

Material	Massa (kg)		
	Diesel	Híbrido	Elétrico
Alumínio	635	565	650
Sistema de Gestão da Bateria	-	50	50
Ferro Fundido	1540	1050	125
Compostos de Fibra de Vidro	965	965	965
Cobre	65	565	975
Nylon 66	45	45	45
Fluidos e Lubrificantes	385	420	415
Vidro	475	475	475
Poliuretano	75	75	75
Chumbo	25	-	-
Bateria $LiFePO_4$	-	115 (7,7 kWh)	2700 (324 kWh)
Magnésio	75	75	75
Tinta de Pintura	45	45	45
Plásticos	445	445	445
Terra-Rara	15	35	90
Borracha	645	645	645
Aço Inoxidável	545	475	520
Aço	6655	6290	6040
Zinco	65	65	65
Total	12,700	12,400	14,440

Fonte: Zhao *et al.* (2021).

A modelagem das emissões da fase de produção das baterias é diretamente baseada no banco de dados e software GREET2_2022. Diversos outros autores também utilizaram esta mesma fonte de dados para a modelagem de emissões de baterias elétricas automotivas. O banco de dados das baterias foi construído principalmente a partir do inventário de carbono realizado por Dunn *et al.* (2012, 2014, 2015), que conduziu os estudos em nome do *Argonne National Laboratory*. O inventário recebeu uma atualização em 2019 por Dai *et al.* (2019), que realizaram um novo inventário de carbono de baterias de íons de lítio baseados em dados primários de produtores de baterias,

incorporando o desenvolvimento dos processos produtivos e rotas tecnológicas até então.

Os fatores de emissão utilizados para o cálculo das emissões totais da fase de produção dos veículos apresentam-se na Tabela 3 abaixo.

Tabela 3 - Intensidade de carbono dos componentes dos ônibus.

Material	GEEs (kg CO₂-eq/kg Material)
Vidro	1,58
Compostos de Fibra de Vidro	1,69
Cobre	3,83
Nylon 66	6,61
BMS	22,72
Fluidos e Lubrificantes ICEV	2,40
Fluidos e Lubrificantes HEV	2,35
Fluidos e Lubrificantes BEV	0,93
Poliuretano	3,11
Chumbo	0,66
Magnésio	34,98
Plásticos	3,28
Terra rara	40,83
Borracha	3,54
Zinco	5,77
Ferro Fundido	0,85
Aço Inoxidável	0,90
Aço	1,49
Alumínio	3,88
Pintura	0,10
Bateria LFP	5,92

Fonte: Elaboração própria, GREET (2022).

A Tabela 4 e a Tabela 5 abaixo apresentam, respectivamente, a massa relativa e a massa total de cada componente das baterias elétricas de íons de lítio $LiFePO_4$ para os ônibus híbridos e elétricos.

Tabela 4 - Massa relativa dos componentes das baterias LFP.

Material	Massa Relativo	
	Híbrido	Elétrico
Cátodo	14,92%	35,96%
Carbono	7,96%	19,11%
Capa	0,47%	1,12%
Cobre	23,86%	8,26%
Alumínio	20,49%	17,52%

LiPF6	1,75%	1,78%
Carbonato de Etileno	4,88%	4,98%
Carbonato de Dimetila	4,88%	4,98%
Polipropileno	2,49%	0,80%
Polietileno	0,63%	0,21%
Polietileno Tereftalato	0,26%	0,20%
Aço	2,59%	0,67%
Isolante Térmico	0,66%	0,32%
Glicol Refrigerante	3,52%	2,70%
Partes Eletrônicas	10,63%	1,39%

Fonte: Winjobi *et al.* (2020).

Tabela 5 - Massa total dos componentes das baterias LFP.

Material	Massa (kg)	
	Híbrido	Elétrico
Cátodo	17,825	642,6
Carbono	10,465	372,6
Capa	1,495	54
Cobre	27,945	280,8
Alumínio	23,115	623,7
LiPF6	2,185	67,5
Carbonato de Etileno	6,21	183,6
Carbonato de Dimetila	6,21	183,6
Polipropileno	2,3	27
Polietileno	0,575	8,1
Polietileno Tereftalato	0,345	5,4
Aço	1,61	18,9
Isolante Térmico	6,21	137,7
Glicol Refrigerante	0,805	13,5
Partes Eletrônicas	7,36	81
Total	115	2700

Fonte: Elaboração própria, Winjobi *et al.* (2020).

As intensidades de carbono utilizadas para o cálculo das emissões totais da fase de produção da bateria apresentam-se na Tabela 6 abaixo.

Tabela 6 - Intensidades de carbono dos componentes da bateria LFP.

Material	GEEs (kg CO ₂ -eq/kg material)
Cátodo	4,34
Grafite/Carbono	8,27
Binder	2,08
Cobre	3,83
Alumínio	3,88
LiPF6	10,20
Carbonato de Etileno	0,34

Carbonato de Dimetila	1,25
Polipropileno	4,61
Polietileno	3,84
Polietileno Tereftalato	2,54
Aço	1,49
Glicol	0,00
Isolante Térmico	1,69
Componentes Eletrônicos	22,72

Fonte: Elaboração própria, GREET (2022).

Uma alteração realizada no banco de dados GREET2-2022 foi a substituição da matriz elétrica dos Estados Unidos pela brasileira para os processos de transformação. Esta decisão não reflete totalmente a realidade da produção dos ônibus, compostos por milhares de componentes em uma cadeia de suprimentos global. No entanto, matérias-primas minerais que representam grande massa relativo dos ônibus, como o aço e alumínio, contam com elevado percentual de consumo proveniente de produção nacional de 80% (AÇO BRASIL, 2023) e 89% (ABAL, 2022), respectivamente. Além disso, no caso da produção de baterias elétricas LFP, apesar da produção de módulos e células ser externa, a etapa de montagem já é realizada nacionalmente, e representa, segundo Lai *et al* (2022), 52.6% das emissões totais de GEEs para a produção de baterias, sendo um processo intensivo em energia elétrica. A matriz elétrica brasileira é dada pela Tabela 7.

Tabela 7 - Participação das fontes energéticas na geração de eletricidade do Brasil para o ano de 2022.

Fonte	Participação (%)
Hidráulica	61,9
Eólica	11,8
Bagaço de Cana	4,7
Gás Natural	6,1
Solar	4,4
Carvão	1,2
Nuclear	2,1
Outras renováveis	3,3
Outras não renováveis	4,5

Fonte: EPE (2023).

Outra modificação feita em relação a base de dados GREET2-2022 foi o valor das intensidades de carbono do aço e do alumínio, para melhor refletir a realidade

brasileira. Para esses dois metais, foi realizado uma média ponderada das emissões considerando a intensidade de carbono e o consumo de metais virgens, reciclados e importados. Essas informações encontram-se na Tabela 8.

Tabela 8 - Intensidades de carbono e consumo relativo do aço e do alumínio no Brasil.

Material	Intensidade de carbono (kg CO₂ eq./kg material)	Consumo relativo (%)
Aço virgem	1,72	56
Aço reciclado	0,25	24
Aço importado	2,33	20
Alumínio virgem	4,2	45
Alumínio reciclado	0,17	45
Alumínio importado	16,6	10

Fonte: ABAL (2010), IAB (2020), Song *et al.* (2023), INTERNATIONAL ALUMINIUM (2022).

5.5.2 Fase de Montagem

Nesta fase, são calculadas as emissões equivalentes de carbono referentes à etapa de montagem dos ônibus. Posto que não existem dados nacionais sobre o consumo energético incluído nesta fase, o banco de dados GREET2-2022 foi utilizado para a estimativa de emissões em cada etapa de montagem. As etapas e emissões de montagem são destacadas na Tabela 9.

Tabela 9 - Etapas de montagem e emissões de GEE por veículo.

Etapas de montagem	GEEs (kg CO₂ eq./tonelada veículo)
Pintura	190,98
HVAC	93,75
Aquecimento	151,57
Movimentação de materiais	18,03
Soldagem	25,85
Ar comprimido	38,73

Fonte: Elaboração própria, GREET (2022).

5.5.3 Fase de Manutenção

Esta etapa considera as emissões equivalentes de carbono causadas pela manutenção preventiva regular dos ônibus ao longo de sua vida útil. Estas emissões referem-se especificamente, à manufatura e troca de componentes de reposição, como fluidos e lubrificantes, pneus, baterias, entre outros. Apesar da SPTrans disponibilizar o manual e o custo de manutenção dos veículos, assim como a vida útil dos pneus, não foi possível encontrar a quantidade de trocas dos demais componentes ao longo da operação dos ônibus. Por conta dessa limitação, as emissões da fase de manutenção são diretamente baseadas em Zhao *et al* (2021), que utilizaram dados extraídos diretamente da operadora de ônibus em Sydney, Austrália, e consideraram dados de manutenção individualizados para os ônibus a diesel, híbridos e elétricos.

Os autores estimaram, com base na literatura, uma vida útil entre 6 e 8 anos para as baterias de íons de lítio presentes nos ônibus híbridos e elétricos, o que significa uma troca de bateria ao longo de sua vida útil. No entanto, as referências bibliográficas utilizadas pelos autores como base para a vida útil das baterias de íons de lítio datam de estudos realizados entre 2010 e 2017, sendo a maioria deles direcionados para a operação de veículos de passeio e picapes, ou seja, pouco representativos da operação de ônibus elétricos. Em um estudo recente comparando a operação de ônibus elétricos com baterias de cátodos diferentes, Ellingsen *et al* (2022) avaliaram que para baterias de cátodo LFP de 400 kWh de capacidade, em um ciclo de vida de 15 anos de duração para condições operacionais da cidade de Oslo, Noruega, não seria necessária a troca de baterias. Considerando que no Brasil dados operacionais reais sobre ônibus elétricos à bateria são escassos, será considerada a hipótese conservadora de uma troca de bateria ao longo do ciclo de vida dos ônibus híbridos e elétricos no cenário base.

Em face da escassez de dados industriais na literatura, adotamos a simplificação que, assim como no caso da produção dos veículos, todos os diferentes ônibus movidos a motores à combustão interna (diesel, etanol e gás natural comprimido) possuem as mesmas emissões na etapa de manutenção, independentemente do tipo de combustível utilizado ao longo de sua operação.

5.5.4 Fase de Fim de Vida

A etapa de fim de vida considera as emissões de gases equivalentes de carbono quando os ônibus são retirados de operação. As etapas de fim de vida tipicamente consideradas envolvem: desmontagem dos veículos, separação de componentes, reciclagem, remanufatura, reuso (caso das baterias) e disposição final em aterros sanitários. A taxa de reciclagem, apesar de ser um processo importante para a minimização de impactos ambientais, é muito baixa para veículos no país. Enquanto no continente europeu em média 85% dos veículos são reciclados, no Brasil este valor é de 1,5% apenas (QUATRO RODAS, 2023). Posto que não foi possível encontrar dados sobre a reciclagem de ônibus das frotas das empresas concessionárias da SPTrans, será considerado que os ônibus não passam por um processo de reciclagem na fase de fim de vida, sendo descartados diretamente em aterros sanitários.

As intensidades de carbono selecionadas para o cálculo de emissões equivalentes de carbono para quando os veículos são descartados em aterros sanitários provêm de dados secundários da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA, 2022). Os componentes e as intensidades de carbono avaliados encontram-se na Tabela 10.

Tabela 10 - Intensidades de carbono para a disposição final de componentes em aterros sanitários.

Componentes	Emissões de GEE (kg CO₂-eq./tonelada)
Metais	20
Plásticos	20
Vidro	20
Pneus	20

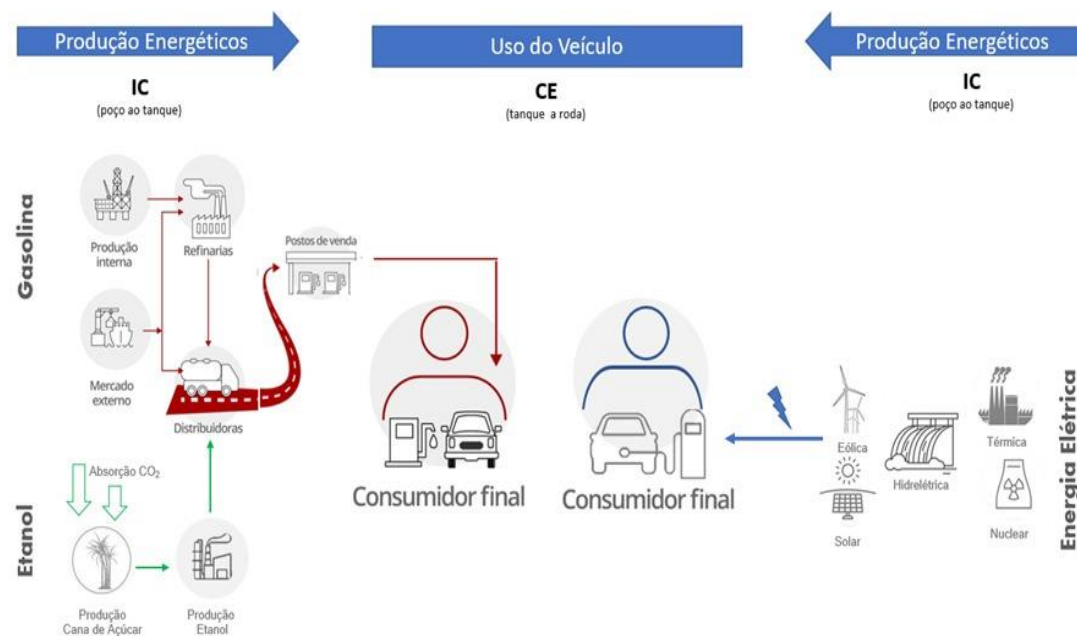
Fonte: EPA (2022).

5.6 Fase de Uso

Nesta seção, a fase de operação dos veículos será avaliada. Esta fase é comumente referenciada na literatura como Poço às Rodas (*Well-to-Wheel*, em inglês), e é composta pela avaliação de emissões referentes à produção de fontes energéticas utilizadas pelos veículos (fase de Poço ao Tanque) e pelas emissões referentes ao uso dos

combustíveis pelos veículos (fase de Tanque às Rodas). A Figura 4 abaixo ilustra esta fase.

Figura 4 - Visão geral das etapas e fronteiras da fase de Poço às Rodas.



Fonte: Associação Brasileira de Engenharia Automotiva (2023).

As emissões do poço às rodas, como descrito anteriormente, serão calculadas para ônibus com tecnologias de motorização diferentes, operados com uso de combustíveis fósseis (diesel e gás natural comprimido), biocombustíveis (biodiesel, etanol e biometano) e eletricidade. Os dados operacionais como quilometragem mensal programada por tipo de ônibus e consumo energético dos ônibus a diesel são extraídos diretamente da SPTrans. As características, tamanho da frota e atividade anual por tipo de ônibus encontram-se na Tabela 11.

Tabela 11 - Características, tamanho da frota e atividade anual programada por tipo de ônibus.

Tipo de ônibus	Comprimento do veículo (m)	Capacidade total (passageiros)	Número de ônibus na frota	Atividade programada (km/ano/ônibus)
Miniônibus	8,4 - 9,0	35	2690	70100
Midiônibus	9,6 - 11,5	54-68	2559	70400
Básico	11,5 - 12,5	74	2451	72200
Padron	12,5	87	3607	72300
Padron (15m)	15	110	123	61800

Articulado	18,3	129	869	63600
Articulado (23m)	23	174	1435	64700
Biarticulado	≤ 27	189	97	36600
Elétrico	12,9	72-80	16	46000

Fonte: Elaboração própria, SPTrans (2017).

Como identificado anteriormente, o ônibus de referência adotado para as avaliações de ciclo de vida é o ônibus do tipo Padron, com uma atividade anual programada considerada de 72000 quilômetros. Os ônibus a diesel, gás natural comprimido e etanol, segundo a SPTrans, possuem uma vida útil de 10 anos, enquanto os ônibus híbridos e elétricos possuem uma vida útil de 15 anos (SPTrans, 2021).

Dados sobre o consumo de combustível dos ônibus a diesel foram extraídos diretamente da planilha de custos da SPTrans, e estão presentes na Tabela 12.

Tabela 12 - Consumo de combustível e de energia por tipo de ônibus.

Tipo de ônibus	Consumo de combustível (L/100 km)	Consumo de energia (kWh/km)
Miniônibus	35	3,5
Midiônibus	47	4,7
Básico	53	5,3
Padron	63	6,3
Padron (15m)	75	7,5
Articulado	80	8
Articulado (23m)	85	8,5
Biarticulado	90	9

Fonte: Elaboração própria, SPTrans (2020).

O consumo de combustível, dado em litros por quilômetro, é convertido em consumo energético, dado em kWh/km, multiplicando-se o consumo de combustível pela massa específica e pelo poder calorífico inferior dele. Estas duas últimas propriedades dos combustíveis estudados encontram-se na Tabela 13. A conversão de unidade de energia em MJ para kWh se dá dividindo-se o primeiro por um fator de 3,6.

Tabela 13 - Massa específica e poder calorífico inferior por tipo de combustível.

Combustível	Massa específica (kg/L)	Poder calorífico inferior (MJ/kg)
Diesel	0,832	45
Biodiesel	0,89	37,27
Gás natural veicular	0,00078	34,6
Biometano	0,00066	33,1

Etanol	0,811	24,9
--------	-------	------

Fonte: Elaboração própria, ANP (2019).

O consumo de energia dos ônibus elétricos é baseado diretamente no relatório técnico elaborado por Rebouças *et al* (2023), que avaliaram a partir de equipamentos telemáticos o consumo energético médio de ônibus elétricos Padron da marca BYD operados na cidade de São Paulo entre 2021 e 2023. Além dos dados obtidos neste relatório técnico, serão consideradas perdas de energia de 10% do sistema de transmissão para os carregadores, e de outros 10% dos carregadores para as baterias elétricas, premissas adotadas por outros autores na literatura (Dallmann *et al*, 2017; Nordelöf *et al*, 2019; Ellingsen *et al*, 2022).

Para os demais combustíveis além do diesel, o consumo por quilômetro é baseado em Dallmann *et al* (2017), cuja fonte de dados foram ônibus testados em diferentes condições operacionais pelo instituto *Altoona Bus Research and Testing Center* (ABRTC). Este instituto realiza simulações de operação reais em ônibus nos Estados Unidos desde 1987, os resultados operacionais são validados pela Administração Federal de Trânsito norte-americana. Os testes realizados em ônibus são de duas naturezas. Os primeiros envolvem o monitoramento em tempo real da economia de combustível de diferentes tipos de ônibus e combustíveis, e os segundos são testes de laboratório simulando condições de operação dos ônibus em diferentes ciclos de condução comuns em centros urbanos nos Estados Unidos. Os ciclos de condução avaliados pelo centro de pesquisas equivalem à trânsitos leves, moderados e intensos. Em seu estudo, Dallmann avaliou especificamente o consumo de ônibus de 12 metros de comprimento com tecnologias de motorização e combustíveis diferentes para três tipos de trânsito, cujos resultados serão utilizados como base para o consumo de combustível de ônibus operados em São Paulo. O cenário base adotado por Dallmann para a cidade de São Paulo equivale a um trânsito entre moderado e intenso testados pelo ABRTC. Demais ciclos de trânsito serão considerados na etapa de análise de resultados deste trabalho.

Estabelecidas as premissas, o consumo energético do conjunto de combustíveis avaliados nesse trabalho encontra-se na Tabela 14.

Tabela 14 – Consumo energético por tipo de combustível e tecnologia de motor.

Tecnologia do motor	Combustível	Consumo energético (kWh/km)
Diesel	Diesel B12	6
	Biodiesel B100	
Híbrido diesel-elétrico	Diesel B12	4,8
	Biodiesel B100	
Etanol	Etanol ED95	6
Gás natural comprimido	Gás natural veicular	6,6
	Biometano	
Elétrico	Elettricidade	1,6

Fonte: SPTrans (2020), Dallmann *et al.* (2017), Rebouças *et al.* (2023).

Com os valores do consumo energético em mãos para cada tipo de ônibus e fontes energéticas, o próximo passo é calcular a intensidade de carbono de cada combustível, em g CO₂ eq./kWh. Multiplicando-se a intensidade de carbono pelo consumo energético é possível obter as emissões em unidade de massa de carbono por quilômetro percorrido, e, assim, obter o total de emissões equivalentes de carbono que um veículo gera ao longo de seu ciclo de vida.

Os valores para a intensidade de carbono dos combustíveis no cenário base provêm da Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP) e da média ponderada das intensidades de carbono de biocombustíveis produzidos por indústrias elegíveis pelo RenovaBio. A intensidade de carbono dos combustíveis analisados encontra-se na Tabela 15.

Tabela 15 - Intensidade de carbono dos combustíveis.

Combustível	Intensidade de carbono (g CO₂-eq/MJ)	Intensidade de carbono (g CO₂-eq/kWh)
Diesel	86,5	311,4
Biodiesel B100	20,1	72,4
Diesel B12	78,532	282,7
Gás natural	86,7	312,1
Biometano	9,3	33,5
Etanol ED95	27,5	99,0
Elettricidade	10,8	39,0

Fonte: Elaboração própria, ANP (2023).

5.7 Fatores Adicionais Analisados

Além dos dados considerados na seção anterior para a fase de uso dos veículos, dois outros fatores presentes na revisão de literatura bastante relevantes para as emissões ao longo do ciclo de vida dos veículos serão avaliados: a influência da mudança no uso do solo para a intensidade de carbono dos biocombustíveis e o efeito do ciclo de condução no consumo energético dos ônibus. Outro fator complementar analisado que, apesar de não afetar diretamente as ACVs realizadas, também foi contemplado neste trabalho, é o Custo Total de Propriedade (CTP). Este é um fator de ordem econômica comumente utilizado em análises de viabilidade financeira comparando-se tecnologias verdes em substituição às convencionais.

5.7.1 Mudança no Uso do Solo para a Produção de Biocombustíveis

A produção de biocombustíveis é uma das principais apostas do Brasil para descarbonizar o setor de transportes. Estas fontes energéticas, ao longo de seu ciclo de vida, podem gerar emissões de carbono menores do que as alternativas fósseis, e o Brasil possui estruturas organizacionais e regulatórias para promover a produção e o consumo de biocombustíveis, a exemplo do Programa Nacional do Alcool (Próalcool) e da Política Nacional de Biocombustíveis (RenovaBio). Esse contexto ajudou a posicionar o país como o segundo maior produtor global de biocombustíveis, que no Brasil representam 7,9% do consumo energético total (Our Worlds in Data, 2020).

As características gerais dos principais tipos de biocombustíveis do Brasil encontram-se na Tabela 16.

Tabela 16 - Principais características dos biocombustíveis produzidos no Brasil.

BIOCOMBUSTÍVEL	ETANOL	BIODIESEL	BIOQUEROSENE	BIOMETANO
Substitui	Gasolina	Diesel	Querosene de aviação (QAV)	Gás natural Veicular ou Diesel
Principais matérias primas	Cana, Milho	soja, gordura bovina, óleos e gorduras residuais (OGR), palmacana	cana, macaúba	resíduos orgânicos (ex. vinhaça e torta, esgoto, resíduos animais)
Produção atual (em bilhões L)	Cana: 34,7 (2019)* Milho: 1,3 (2019)*	5,9 (2019)*	Pouco significativa*	Pouco significativa*
Participação Atual na matriz energética	7% (2019)	1,84% (2019)*	< 0,1%	< 0,1%
Área destinada à produção de biocombustíveis (milhões ha – % área total agriculturável)	4,3 (5,7%)	Soja: 5,08 (6,75%) Palma: Pouco significativa	Pouco significativa	Não depende de cultivo próprio
Área ocupada pela cultura (milhões ha – % área total agriculturável)	8,6 (11,4%)	Soja: 35,8 (47,5%)	8,6 (11,4%)	Não depende de cultivo próprio
Intensidade de carbono gCO ₂ eq/MJ)*	21 a 26 (24% a 30% da gasolina)	Soja: 27 (31% do diesel) OGR: 3,8 (4% do diesel)	35 (40% do QAV)	4 a 7 (5 a 8% do GNV)
Desvantagens	Estimula a monocultura da cana, com pouco espaço para pequenos produtores	Maior parte da produção proveniente da soja, com pouco espaço para pequenos produtores	Concorre com etanol pelas matérias-primas; custo de produção elevado	Exige integração eficaz com as atividades que geram os resíduos

Fonte: EPE (2020).

À despeito de um quadro promissor para a produção e o consumo de biocombustíveis, suas emissões de carbono ao longo do ciclo de vida podem ser bastante diferentes de acordo com metodologias adotadas. Para a realização das ACVs dos biocombustíveis, o RenovaBio considera quatro fases: agrícola, industrial, transporte e uso. Na fase agrícola são calculadas emissões de carbono referentes ao consumo de energia para cultivo de matérias-primas agrícolas, práticas de manejo, uso de fertilizantes, geração de resíduos, entre outros. A fase industrial considera as emissões dos processos de transformação das matérias-primas em biocombustíveis. As emissões de transporte ocorrem ao longo do deslocamento dos biocombustíveis até os centros de distribuição. Finalmente, as emissões de uso ocorrem pela geração de GEEs na queima. É importante destacar que não são consideradas emissões de fase agrícola para biocombustíveis produzidos a partir de resíduos orgânicos ou alimentares, pois nesse caso não existem áreas de cultivo destinadas para sua produção.

Esta metodologia adotada pelo RenovaBio, no entanto, não considera emissões referentes às mudanças no uso do solo (LUC, acrônimo original *Land Use Change*, em inglês), que podem ser diretas (dLUC) ou indiretas (iLUC). Como descrito na revisão bibliográfica, as emissões diretas de uso do solo ocorrem pela diferença observada no estoque de carbono de uma área agrícola pela substituição de um uso do solo por outro, ao longo de um período analisado. O estoque de carbono no solo, como indicado pelo IPCC, é função da biomassa acima do solo, da biomassa abaixo do solo, da matéria orgânica morta e do carbono orgânico retido no solo (IPCC, 2006). Cada tipo de classificação de uso do solo, como por exemplo, floresta primária, área de transição, pasto, cultura permanente, entre outros, possui um estoque de carbono associado, e a alteração de uma categoria de solo para outra incorrem em emissões positivas ou negativas (fixação) de carbono. As emissões de mudança no uso do solo são amortizadas em um período de 20 anos, pois a maioria das emissões de alterações do solo ocorrem no primeiro ano, e não faria sentido alocar todas as emissões no primeiro ano e ter emissões nulas no segundo ano, por exemplo.

Ao contrário das emissões diretas no uso do solo, que são observáveis, quantificáveis e diretamente alocadas na cadeia de suprimentos de um produto agrícola, as emissões indiretas no uso do solo ocorrem fora da cadeia produtiva de cultivos agrícolas (Valin *et al*, 2015). Estas emissões ocorrem se há uma substituição de cultivos de alimento para outra finalidade distinta. Neste caso, é possível ocorrer mudanças no uso do solo fora da área analisada causadas por externalidades como a necessidade de produção de alimentos em outro lugar. Apesar das emissões indiretas no uso do solo não serem quantificáveis, apenas estimadas com base em modelos econômicos complexos, políticas energéticas e instituições internacionais como a Diretriz de Energia Renovável da União Europeia (REDII) e a *California's Air Resources Board* (CARB) consideram essas emissões no cálculo da intensidade de carbono de biocombustíveis. A REDII e a CARB atribuem fatores de emissão por mudanças indiretas no uso do solo para o etanol brasileiro produzido a partir de cana-de-açúcar de 11,3 e 11,8 g CO₂-eq/MJ respectivamente (California Air Resources Board, 2015).

Quando consideradas as emissões diretas e indiretas de mudanças no uso do solo, estas são somadas à intensidade de carbono dos biocombustíveis dada pelo RenovaBio para a obtenção da intensidade total de carbono de combustíveis oriundos de

matérias-primas agrícolas. No caso deste trabalho, apenas as emissões de mudança direta no uso do solo serão consideradas na análise de resultados. A Tabela 17 apresenta as intensidades de carbono consideradas na análise.

Tabela 17 - Intensidades de carbono associadas a mudanças diretas no uso do solo para biodiesel e etanol, associadas ao cultivo de soja e cana-de-açúcar, respectivamente.

Combustível	Intensidade de carbono <i>dLUC</i> (g CO ₂ -eq/MJ)	Fonte de referência
Biodiesel	340	Donke <i>et al</i> (2020)
Etanol	0	
Biodiesel	31	Esteves <i>et al</i> (2016)
Etanol	-11,21	Guarengi <i>et al</i> (2023)

Fonte: Elaboração própria, Esteves *et al.* (2016), Donke *et al.* (2020), Guarengi *et al.* (2023).

Outro fator complementar à análise de emissões de biocombustíveis é o percentual da produção nacional por tipo de combustível que é elegível pelo RenovaBio. O critério de elegibilidade é que a produção de biocombustíveis deve ser oriunda de área livre de desmatamento após 26 de dezembro de 2017, e que toda a área deve estar em conformidade com o Código Florestal, por meio da regularização do Cadastro Ambiental Rural (ANP, 2017). O percentual de volume elegível é de 41,79% para o biodiesel e 90,26% para o etanol (ANP, 2023). Para a análise de resultados, a intensidade de carbono relacionada ao volume de produção não elegível será equivalente à pior intensidade das indústrias certificadas pelo RenovaBio, de acordo com o respectivo biocombustível produzido. A média ponderada da intensidade de carbono entre o volume elegível e o não elegível por tipo de combustível será a estimativa adotada para a realidade nacional, e encontra-se na Tabela 18.

Tabela 18 - Intensidade de carbono do volume elegível e do volume total para o etanol e o biodiesel.

Combustível	Intensidade de carbono elegível (g CO ₂ -eq/MJ)	Intensidade de carbono total (g CO ₂ -eq/MJ)
Etanol	27,5	30,6
Biodiesel	20,1	34,2

Fonte: Elaboração própria, ANP (2023).

5.7.2 Efeito do Ciclo de Condução

O efeito do ciclo de condução avalia o efeito de parâmetros como a velocidade média dos ônibus e a quantidade de paradas ao longo da rota. Diferentes tipos de tecnologia de motor e combustíveis apresentam performances distintas em termos de consumo de combustível por quilômetro, o que afeta diretamente as emissões dos ônibus ao longo do ciclo de vida. Como explicado anteriormente, os diferentes ciclos de condução foram avaliados com base em Dallmann *et al* (2017) a partir de dados operacionais reais para ônibus de 12 metros de comprimento com tecnologias diferentes de motor extraídos do banco de dados do centro de pesquisa *Altoona Bus Research Center*. As características dos ciclos de condução considerados na análise encontram-se na Tabela 19 abaixo.

Tabela 19 - Características dos ciclos de condução avaliados.

Tipo de ciclo de condução	Velocidade média (km/h)	Paradas por quilômetro
Comuta/Suburbano	40	1,2
Média velocidade - Urbano	17	2,8
Baixa velocidade - Urbano	11	6

Fonte: Dallmann *et al.* (2017), Dallmann (2019).

O consumo de combustível por tipo de motor e ciclo de condução é dado pela Tabela 20. O cenário de média velocidade é o que melhor reflete a realidade operacional dos ônibus que circulam na cidade de São Paulo, e será utilizado como a base para o estudo.

Tabela 20 - Consumo energético por tipo de ciclo de condução e tipo de motor.

Tipo de motor	Consumo energético (kWh/km)		
	Comuta/ Suburbano	Média velocidade - Urbano	Baixa velocidade - Urbano
Diesel	4,2	6,0	7,0
Diesel híbrido-elétrico	4,3	4,8	5,5
Etanol	4,2	6,0	7,0
GNC	4,4	6,6	8,6
Elétrico	1,5	1,6	1,9

Fonte: Elaboração própria, Dallmann *et al.* (2017).

5.7.3 Custo Total de Propriedade e Precificação Interna de Carbono

Até o momento os fatores de análise considerados foram para o cálculo das emissões equivalentes dos ônibus ao longo do ciclo de vida. No entanto, para a implementação de políticas públicas sustentáveis no setor de transporte público coletivo, fatores econômicos são de maneira geral cruciais para tomadas de decisão. No caso do município de São Paulo, por exemplo, a Lei do Clima determina que a transição da frota de ônibus para tecnologias que não gerem emissões de escape fósil deve ser realizada de maneira a não impactar os métodos de remuneração praticados nos contratos de concessão (Prefeitura de São Paulo, 2018).

Nesse sentido, o conceito de custo total de propriedade (CTP), definido como a soma dos custos para adquirir, operar e manter o veículo e sua infraestrutura ao longo do ciclo de vida, pode ser utilizado nos processos de tomada de decisão. Se tecnologias alternativas de ônibus não forem financeiramente competitivas em relação às convencionais, a transição da frota pode ser dificultada ou comprometida. Por outro lado, caso o custo total de propriedade das tecnologias alternativas seja menor do que às convencionais, o argumento para a aquisição dessas tecnologias é fortalecido, mesmo se o investimento inicial para adquirir um veículo elétrico seja bem superior ao de um veículo a diesel, por exemplo. Esta consideração é comum na avaliação de projetos entre alternativas com diferentes eficiências energéticas. De maneira geral, um equipamento com maior eficiência energética é mais caro do que a alternativa menos eficiente, mas a economia de custos com energia pode justificar o investimento. Os custos operacionais menores dos ônibus elétricos ocorrem pelo menor custo de abastecimento e manutenção (ORBEA *et al*, 2019).

A análise de custo total de propriedade considerada nesse trabalho é baseada em Miller *et al* (2017). A Tabela 21 caracteriza os custos considerados na análise. Não foram considerados custos em comum que não variam de acordo com a tecnologia dos ônibus, como por exemplo registro, administração, pessoal e licenciamento.

Tabela 21 - Componentes do custo total de propriedade.

Categoria	Componente	Definição
Aquisição do ônibus e da infraestrutura	Entrada	Pagamento inicial para a compra do ônibus ou da infraestrutura. Considera-se que o valor remanescente é financiado.
	Financiamento	Pagamentos de amortização e juros por determinado período.
	Valor de revenda	Se o tempo de operação planejado for menor que a vida útil do ônibus, esse fluxo de caixa positivo considera o valor de revenda do veículo depreciado.
Operação e manutenção	Abastecimento	Custo anual para abastecer o veículo, determinado pela eficiência do combustível, pela distância percorrida e pelo preço do combustível.
	Outros custos operacionais	Inclui o custo do ARLA 32 para ônibus a diesel e híbridos diesel-elétricos com sistemas de redução catalítica seletiva.
	Manutenção do ônibus	Custo de manutenção regular de ônibus. Inclui pneus, peças, lubrificantes etc. Não inclui custos com pessoal.
	Manutenção da infraestrutura	Custo de manutenção da infraestrutura e operações, quando não incluído no preço de varejo do combustível.
	Revisão	Para aquisições de ônibus que não incluem uma garantia vitalícia, uma revisão geral na metade da vida útil inclui o custo de substituição da bateria, para ônibus elétricos, e uma revisão de motor para outros ônibus. Para esta análise, assumimos que a garantia da bateria cobre toda a vida útil do veículo.

Fonte: Miller *et al.* (2017).

O preço de compra dos ônibus é apresentado na Tabela 22. Os dados foram baseados em Dallmann (2019). No caso do preço de compra dos ônibus elétricos, será adotado a hipótese de que serão três vezes superiores ao convencional a diesel (Diário de Transporte, 2023). A grande diferença de preço se dá pelo custo das baterias elétricas automotivas, cujos módulos são importados.

Tabela 22 - Preço de compra dos ônibus.

Tipo de motorização	Premissa	Valor usado para a modelagem (R\$)
Diesel P-7	Reportado pela SPTrans	546.073
Diesel Euro VI	+20% em relação ao Diesel P-7	655.288
Diesel híbrido-elétrico	+50% em relação ao Diesel P-7	819.110
Etanol	+35% em relação ao Diesel P-7	737.199
GNC	+12% em relação ao Diesel P-7	611.602
Elétrico	+200% em relação ao Diesel P-7	1.638.219

Fonte: Dallmann (2019), Volkswagen (2023), Diário do Transporte (2023).

O custo de infraestrutura, manutenção e abastecimento também são baseados em Dallmann (2019), e encontram-se, respectivamente, na Tabela 23, Tabela 24 e Tabela 25. É importante destacar que o preço dos combustíveis utilizados pelo autor representa dados médios de 2017, mas por simplificação estes valores serão adotados para modelagem, pois não é possível prever com precisão a variação de preço dos combustíveis ao longo da vida útil dos ônibus. Em comparação à série histórica do período entre 2007 e 2023, 2017 foi um dos anos que apresentou menor preço médio dos combustíveis fósseis (EIA, 2023), o que significaria um menor valor presente líquido dos custos de abastecimento dos veículos movidos à derivados fósseis em relação aos veículos elétricos caso a comparação fosse realizada com os preços atualizados do período entre 2022 e 2023, bem acima da série histórica entre 2007 e 2023. Nesse caso, portanto, adotar a referência de 2017 para o preço dos combustíveis é uma maneira conservadora para o cálculo do custo total de propriedade, pois a economia do custo de abastecimento dos ônibus elétricos em relação aos fósseis está subestimada em relação aos valores de 2023.

Tabela 23 - Custos de infraestrutura.

Tecnologia do ônibus	Premissa
GNC Euro VI	Custo por ônibus calculado considerando que o serviço de abastecimento de GNC para 175 ônibus custa 6,000,000 dólares
Ônibus elétrico a bateria	Os custos de equipamento e instalação de um serviço de recarga para um terminal de 50 kW que atende a um ônibus são de 50.000 dólares.

Fonte: Dallmann (2019).

Tabela 24 - Custos de manutenção.

Tecnologia/Combustível	Custo de manutenção (R\$/km)
Diesel/Diesel	0,77
Diesel/Biodiesel	0,88
Híbrido/Diesel	0,66
Híbrido/Biodiesel	0,75
Etanol/Etanol	1,08
GNC/GNV	1,08
GNC/Biometano	1,08
Elétrico/Eletricidade	0,58

Fonte: Dallmann (2019).

Tabela 25 - Custos de abastecimento.

Tecnologia/ Combustível	Consumo de energia (kWh/km)	Preço do combustível (R\$/km)	Custos de abastecimento (R\$/km)
Diesel/Diesel	6	0,29	1,75
Diesel/Biodiesel	6	0,32	1,93
Híbrido/Diesel	4,8	0,29	1,4
Híbrido/Biodiesel	4,8	0,32	1,54
Etanol/Etanol	6	0,36	2,18
GNC/GNV	6,6	0,18	1,18
GNC/Biometano	6,6	0,16	1,06
Elétrico/Eletricidade	1,6	0,45	0,72

Fonte: Elaboração própria, Dallmann (2019), Rebouças *et al.* (2023).

As demais premissas para o cálculo do custo total de propriedade incluem:

- A vida útil dos ônibus híbridos e elétricos é de 15 anos, enquanto a dos demais é 10 anos (SPTrans, 2023);
- A rodagem anual dos ônibus é de 72000 km/ano;
- Custos futuros são descontados em 7% (Abkar *et al.*, 2014);
- A depreciação anual é de 8% para todos os modelos de ônibus. O valor do veículo depreciado no final da sua vida útil, caso exista, é tratado como um fluxo de caixa positivo (Dallmann, 2019).
- O financiamento para a aquisição dos ônibus e da infraestrutura necessária é de 50%, sendo o restante coberto por um empréstimo com prazo de 5 anos e taxa anual de 7.6% (Dallmann, 2019).
- Uma troca de bateria ao longo da vida útil dos ônibus elétricos será considerada. A troca será realizada no décimo ano a partir do início da operação dos veículos, e seu valor será igual a 15% do preço inicial total adotado na modelagem.

A precificação interna de carbono, prevista nas Diretrizes Empresariais para Precificação Interna de Carbono (DEPIC), é uma metodologia concebida pelo Centro de Estudos em Sustentabilidade da Fundação Getúlio Vargas, e o estabelecimento dessa metodologia busca atender a diversos objetivos gerais e específicos de uma

organização em termos de ações de mitigação de emissões de carbono ao longo de suas atividades (FGV EAESP, 2016).

No caso da SPTrans, o objetivo específico previsto na DEPIC seria avaliar, comparar e priorizar investimento estratégicos entre as diversas opções de tecnologia de ônibus e combustíveis disponíveis. A abordagem utilizada é o Custo Marginal de Abatimento (CMA), que indica quanto uma organização gasta para abater uma tonelada de carbono em relação a um cenário no qual não houvesse investimentos para mitigação de emissões. Para a SPTrans, o cenário base utilizado é a aquisição de um ônibus com motor a diesel, operado com o combustível fóssil correspondente. O CMA no contexto desse trabalho comparará o custo total de propriedade de todas as alternativas de motor e combustíveis avaliadas em relação à mitigação de emissões das opções de ônibus em relação ao cenário base. Mais especificamente, o cálculo do CMA é a razão entre o CTP e a diferença entre as emissões de ciclo de vida das tecnologias alternativas de ônibus em relação à tecnologia convencional.

6. Análise de Resultados

Nesta seção, os resultados das ACVs realizadas serão discutidos e comparados outros estudos da literatura. Análises de sensibilidade também serão realizadas para a identificação dos parâmetros que mais influenciam nas emissões de carbono ao longo do ciclo de vida dos ônibus.

6.1 Resultados da ACV para o Cenário Base

O escopo da ACV de cenário base é o conjunto das emissões equivalentes de carbono do berço ao túmulo para diferentes alternativas tecnológicas de ônibus e combustíveis disponíveis no contexto da cidade de São Paulo. Mais especificamente, foram avaliadas as emissões de carbono referentes à fase de extração de matérias-primas, transformação de materiais, produção de componentes, montagem de veículos, manutenção, operação e fim de vida dos ônibus. As emissões foram calculadas a partir do banco de dados GREET2-2022, com dados primários industriais brasileiros para a intensidade de carbono do ferro, aço e alumínio. Na fase de produção dos veículos, cujo escopo engloba as três primeiras fases listadas acima, todos os ônibus com motor a combustão interna foram agrupados, pois, apesar de existirem pequenas modificações na lista de materiais das diferentes tecnologias de motorização analisadas, elas são pouco significativas no escopo da quantificação (Ilhan *et al.* 2019). A participação relativa de cada componente nas emissões totais da fase de produção encontra-se na Tabela 26.

Tabela 26 - Participação relativa de cada componente nas emissões da fase de produção.

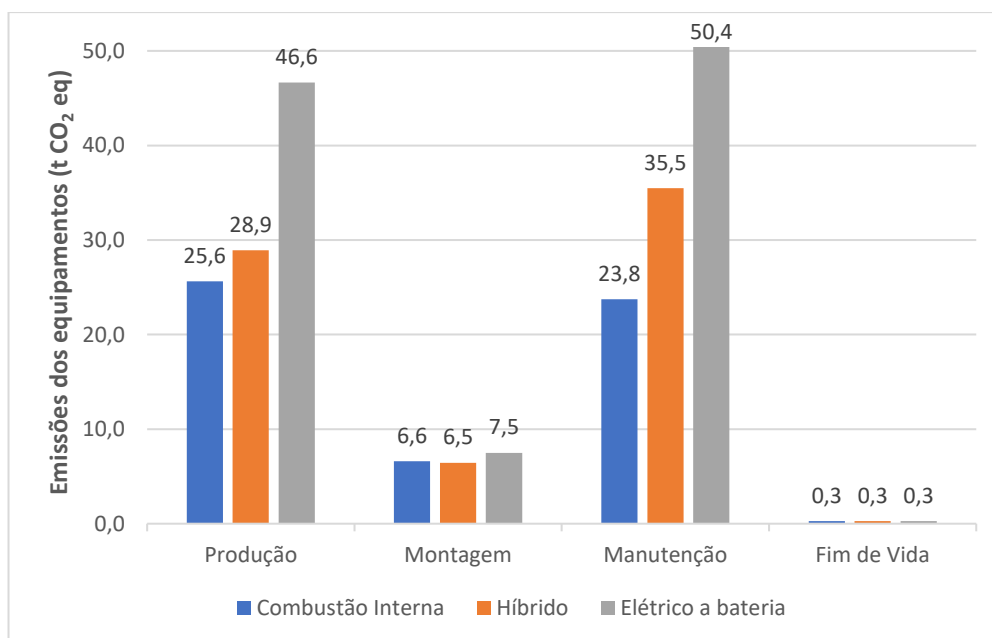
Componente	Combustão interna	Híbrido	Elétrico a bateria
Vidro	2,9%	2,6%	1,6%
Compostos de Fibra de Vidro	6,4%	5,6%	3,5%
Cobre	1,0%	7,5%	8,0%
Nylon 66	1,2%	1,0%	0,6%
BMS	0,0%	3,9%	2,4%
Fluidos e Lubrificantes	3,6%	3,4%	0,8%

Poliuretano	0,9%	0,8%	0,5%
Chumbo	0,1%	0,0%	0,0%
Magnésio	10,2%	9,1%	5,6%
Plásticos	5,7%	5,0%	3,1%
Terra rara	2,4%	4,9%	7,9%
Borracha	8,9%	7,9%	4,9%
Zinco	1,5%	1,3%	0,8%
Ferro Fundido	5,1%	3,1%	0,2%
Aço Inox	1,9%	1,5%	1,0%
Aço	38,6%	32,4%	19,3%
Alumínio	9,6%	7,6%	5,4%
Bateria LiFePO4	0,0%	2,4%	34,2%

Fonte: Elaboração própria.

Uma maneira de separar a análise de ciclo de vida é olhar para todos os processos referentes ao ciclo de vida dos equipamentos apenas. Neste caso, todas as emissões, com exceção daqueles referentes à operação dos veículos, são consideradas. O total de emissões do ciclo de vida dos equipamentos, em t CO₂ eq., para cada etapa analisada encontra-se na Figura 5.

Figura 5 - Emissões totais do ciclo de vida dos equipamentos.



Fonte: Elaboração própria.

Depreende-se da Figura 5 acima que as maiores emissões no ciclo de vida dos equipamentos são dos ônibus elétricos, seguidos dos veículos híbridos e por fim os a

combustão interna (convencionais). A principal diferença entre os modelos se dá pela presença e tamanho da bateria elétrica íons-lítio $LiFePO_4$, que emite, no caso dos veículos elétricos, um total de 15.97 toneladas equivalentes de carbono, ou 15.23% do total de emissões do ciclo de vida do equipamento do veículo elétrico. Zhao *et al* (2021) calcularam uma contribuição de 11.04 toneladas de carbono para a bateria e uma contribuição de 11,68% do total das emissões de ciclo de vida dos equipamentos. A diferença com os resultados aqui obtidos se explica em razão desse autor não ter considerado a participação de materiais reciclados na fase de produção dos ônibus. Neste caso, a participação relativa de metais nas emissões da fase de produção é maior, enquanto as emissões da bateria são menores.

No caso das emissões de manutenção, a troca de uma unidade de bateria de íons de lítio no caso dos veículos elétricos e híbridos e o fato que estes veículos têm um ciclo de vida total de 15 anos enquanto os a combustão interna possuem um ciclo de vida de 10 anos justifica as maiores emissões dos primeiros em relação ao último. As emissões na etapa de fim de vida são comparativamente bem pequenas para todos os veículos. Isso ocorre pois, segundo a premissa adotada, os veículos são descartados em aterros sanitários, e não reciclados. No caso do descarte em aterros, as emissões resultantes são baixas, pois a maioria da massa dos veículos são metais inertes, não emitindo gases de efeito estufa ao longo do tempo.

As emissões totais do ciclo de vida dos equipamentos para veículos à combustão interna, híbridos e elétricos são de, respectivamente, 56.24, 71.14 e 104.82 toneladas equivalentes de carbono. Normalizando estes valores de acordo com o total de passageiros transportados ao longo do ciclo de vida, as emissões são de 2.60, 2.20 e 3.24 g CO₂ eq./passageiro x km), ou seja, 24.2% maiores para os elétricos e 15.7% menores para os híbridos, em relação aos de combustão interna.

As emissões totais de ciclo de vida dos veículos são encontradas somando-se as emissões de ciclo de vida dos equipamentos com as emissões da fase de uso, conhecida como do poço às rodas. As emissões totais equivalentes de carbono para todos os veículos e combustíveis analisados encontram-se na Tabela 27.

Tabela 27 - Emissões de ciclo de vida para todos os veículos e combustíveis avaliados.

Tecnologia/Combustível	Emissões de ciclo de vida g CO ₂ eq./ (passageiro x km)		
	Berço ao túmulo equipamentos	Poço às rodas	Totais
Diesel/Diesel	2,60 (4,4%)	56,54 (95,6%)	59,15
Diesel/Biodiesel	2,60 (15,2%)	14,47 (84,8%)	17,08
Híbrido/Diesel	2,20 (4,6%)	45,23 (95,4%)	47,43
Híbrido/Biodiesel	2,20 (15,9%)	11,58 (84,1%)	13,77
GNC/GNV	2,60 (3,7%)	68,67 (96,3%)	71,27
GNC/Biometano	2,60 (26,1%)	7,37 (73,9%)	9,97
Etanol	2,60 (11,6%)	19,80 (88,4%)	22,40
Elétrico	3,24 (60,8%)	2,08 (39,2%)	5,32

Fonte: Elaboração própria.

Analisando-se as emissões totais do ciclo de vida dos ônibus, observa-se que a fase de operação dos veículos é a que mais contribui para as emissões totais, com exceção do veículo elétrico a bateria. As emissões totais do veículo elétrico, de 5.32 g CO₂ eq./ (passageiro x km), são 14% menores do que os valores obtidos por Nordelöf *et al* (2019). Algumas razões para essa diferença observada incluem o inventário de carbono escolhido, as condições operacionais avaliadas, a distribuição de materiais dos ônibus, entre outros. Ademais, os autores também concluíram que no caso dos ônibus elétricos as emissões do ciclo de vida dos equipamentos representam a maior parte das emissões totais. Finalmente, para Nordelöf *et al* (2019) a produção da bateria elétrica LFP representou 7% das emissões totais, enquanto o resultado aqui encontrado foi de 9%.

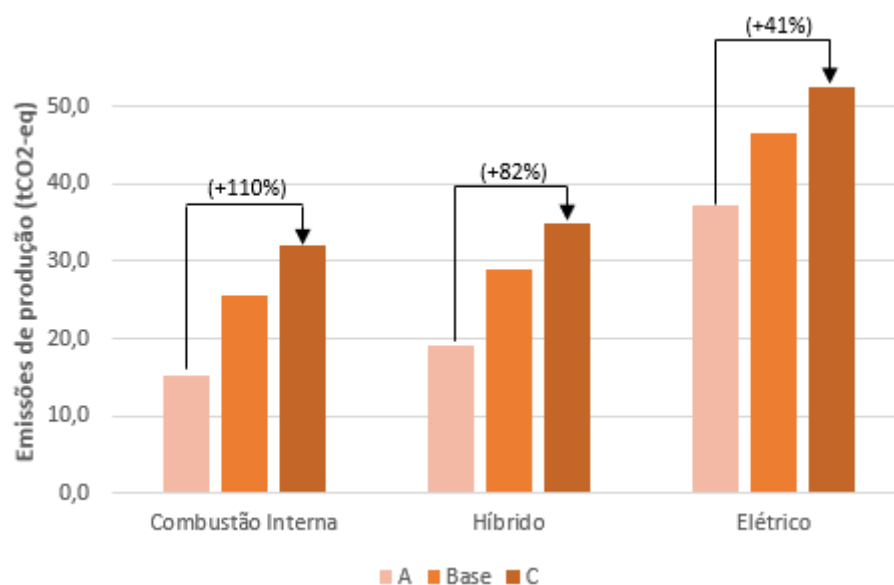
6.2 Efeito da Intensidade de Carbono da Produção de Aço

Mediante análise das emissões da fase de produção dos ônibus, que envolve a fase de extração de matérias-primas, transformação de materiais e montagem dos componentes, nota-se que a participação relativa de metais é bastante relevante no total das emissões de produção. O aço, por exemplo, possui participação relativa nas emissões dos ônibus a combustão interna, híbridos e elétricos de, respectivamente, 38.6%,

32.4% e 19.3%. As emissões do aço dependem diretamente da intensidade de carbono do aço utilizado ao longo da fase de produção.

Como explicitado anteriormente, este fator de emissão do aço foi calculado para melhor refletir a realidade brasileira, considerando a participação do consumo nacional, do consumo importado e do consumo de aço reciclado na indústria. O valor obtido para a média nacional para a intensidade de carbono do aço foi de 1.49 toneladas equivalentes de carbono por tonelada de aço. Nesta seção, para ilustrar o efeito que o inventário de carbono possui sobre as emissões de ciclo de vida dos ônibus, dois outros cenários serão explorados. O cenário “Base” representa os resultados com a intensidade de carbono de 1.49 t CO₂ eq./t. O cenário “A” considera a intensidade de carbono do aço nula. A empresa Aço Verde do Brasil, de fato, se tornou a primeira siderúrgica do mundo a atingir emissões neutras de carbono (Aço Verde do Brasil, 2022). O cenário “C” considera uma intensidade de carbono para o aço igual à média do metal produzido na China, de 2.33 t CO₂ eq./t (Song *et al*, 2023). O consumo de aço importado proveniente da China vem crescendo no Brasil, devido principalmente aos menores custos em relação ao aço nacional (Valor Econômico, 2023). O resultado dos cenários utilizados nas emissões totais da fase de produção dos ônibus encontram-se na Figura 6.

Figura 6 - Efeito da intensidade de carbono do aço sobre as emissões totais na fase de produção.



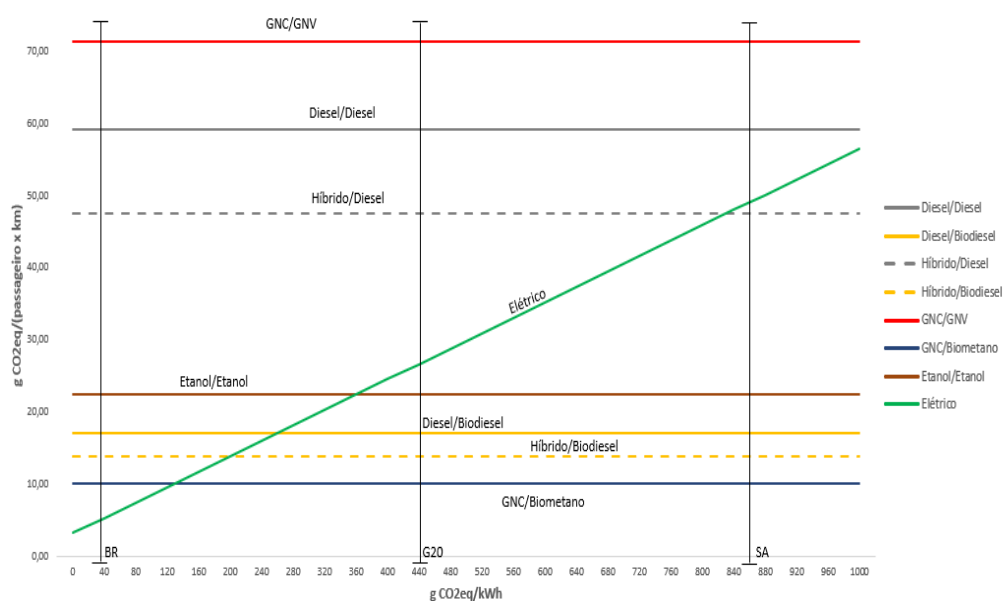
Fonte: Elaboração própria.

A partir da figura acima, podemos observar o efeito que o inventário do ciclo de vida, que contém o conjunto de intensidades de carbono dos componentes, tem sobre as emissões totais calculadas na ACV. Variando-se apenas a intensidade de carbono do aço, as emissões totais da fase de produção dos ônibus mudam bastante. No caso do ônibus elétrico, por exemplo, a economia de emissões de ir do cenário “C” para o cenário “A” representaria para um ônibus operando em São Paulo uma redução de 9% das emissões totais de ciclo de vida dos ônibus. Esses resultados ajudam a esclarecer a influência de se mapear a intensidade de carbono de componentes ao longo da cadeia de produção de produtos acabados, assim como os benefícios da utilização de materiais oriundos de reciclagem na manufatura de produtos acabados em termos de mitigação de emissões de GEEs.

6.3 Efeito da Intensidade de Carbono da Matriz Elétrica

As emissões de carbono dos veículos elétricos na sua fase de uso são estreitamente atreladas à intensidade de carbono da matriz elétrica do país no qual operam. A Figura 7 a seguir apresenta as emissões totais de ciclo de vida dos veículos estudados em função da intensidade de carbono da matriz elétrica.

Figura 7 - Emissões totais de ciclo de vida em função da intensidade de carbono da geração de eletricidade.



Fonte: Elaboração própria.

Na figura acima, as três linhas verticais indicadas por “BR”, “G20” e “SA” destacam, respectivamente, a intensidade de carbono da matriz elétrica do Brasil, da média dos países do G20 e da África do Sul (Climate Transparency, 2022). É possível observar, a partir da imagem, que as emissões totais dos ônibus elétricos ao longo de seu ciclo de vida aumentam linearmente com a intensidade de carbono da matriz elétrica. Para países como o Brasil que possuem elevada participação de fontes renováveis na geração de energia elétrica, o ônibus elétrico é a alternativa que menos emite gases equivalentes de efeito estufa. A alternativa elétrica é a menos emissora para uma matriz elétrica com intensidade de carbono de até 126 g CO₂ eq./kWh, a partir da qual o ônibus com motor a gás natural comprimido operado com biometano passa a ser menos emissor do que o elétrico.

Outro destaque importante presente no gráfico é que, para matrizes elétricas com elevada intensidade de carbono, como é o caso da África do Sul, os ônibus híbridos operados com diesel convencional possuem emissões parecidas com os elétricos. Isso mostra que, para determinadas condições operacionais e matrizes elétricas, a aquisição de uma frota híbrida pode ser mais vantajosa, principalmente se os motores híbridos forem compatíveis com biocombustíveis com menores intensidades de carbono do que o diesel convencional. Esta constatação vai de encontro com o observado por Dallmann *et al* (2017), que obtiveram resultados similares ao avaliar as emissões de ônibus em vinte metrópoles globais com matrizes elétricas distintas.

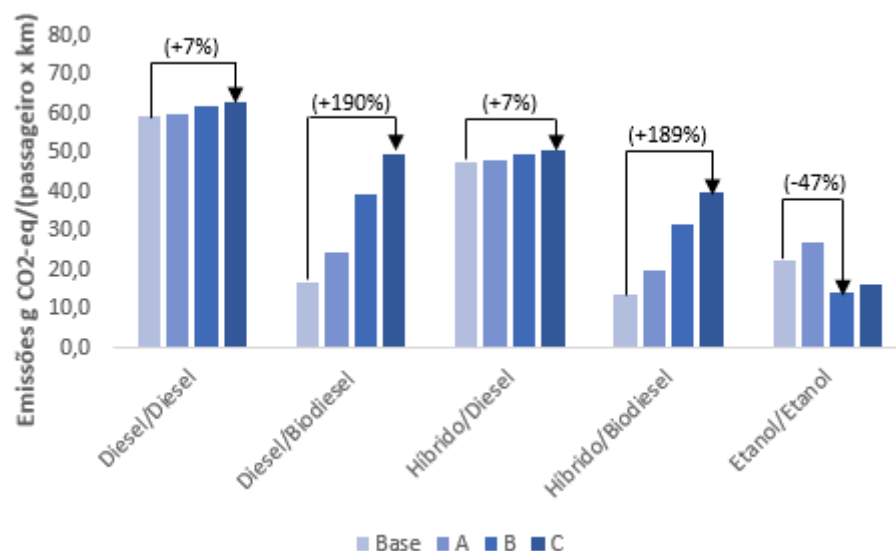
As baixas emissões equivalentes de carbono ao longo do ciclo de vida para o ônibus operado a biometano ilustra o potencial efetivo dos biocombustíveis para uma transição verde no setor de transportes. Por ser um gás produzido à base de resíduos alimentares e orgânicos, o biometano possui um fator de emissão reduzido em relação até mesmo os demais biocombustíveis, e as incertezas em relação à quantificação das emissões do biometano são bem menores do que, por exemplo, às do etanol e do biodiesel produzidos à base de sistemas agrícolas, às quais estão associadas incertezas devido à inclusão de emissões relacionadas às mudanças no uso do solo.

6.4 ACV Incluindo o Efeito da Mudança no Uso do Solo e Volume Elegível

A análise dos benefícios referentes à substituição de combustíveis fósseis por biocombustíveis, como explicado anteriormente, depende fortemente da análise de ciclo de vida para a sua produção. A ACV para a produção de biocombustíveis possui resultados específicos de acordo com cada indústria produtora, sendo que as emissões variam entre a fase agrícola, industrial e de transporte de cada produtor de biocombustíveis. Nos cálculos para o cenário base na seção anterior, as intensidades de carbono do etanol e do biodiesel consideradas foram obtidas a partir da média ponderada das indústrias certificadas pelo RenovaBio de acordo com o volume elegível para a obtenção de Créditos de Descarbonização por Biocombustíveis (CBIOS). Esta seção inclui na intensidade de carbono do biodiesel e do etanol uma estimativa para a média ponderada dos fatores de emissão para a produção não elegível para a certificação do RenovaBio, cuja participação relativa é de 58.21% para o biodiesel e 9.74% para o etanol. A análise também conta com a inclusão das mudanças diretas de uso no solo para a plantação de cana-de-açúcar e de soja.

Para a visualização do efeito da inclusão do volume não elegível e da mudança direta no uso do solo nas emissões totais de ciclo de vida dos ônibus que circulam com biocombustíveis, foram considerados quatro cenários. O cenário “Base” não inclui o volume não elegível nem mudanças no uso do solo. O cenário “A” inclui apenas o volume não elegível. O cenário “B” inclui apenas a mudança direta no uso do solo com a quantificação das emissões a partir dos estudos de Esteves *et al* (2016) para o biodiesel à base de soja e Guarenghi *et al* (2023) para o etanol à base de cana-de-açúcar. O cenário “C” inclui tanto o volume não elegível quanto as emissões de mudança direta no uso do solo. Os dados obtidos encontram-se na Figura 8.

Figura 8 - Efeito da incorporação das mudanças diretas no uso do solo e do volume não elegível nas emissões totais de ciclo de vida.



Fonte: Elaboração própria.

Podemos observar, a partir do gráfico acima, que as emissões totais de ciclo de vida dos ônibus movidos a biocombustíveis produzidos a partir de matérias-primas agrícolas dependem diretamente do dimensionamento da intensidade de carbono da produção destas. Entre o cenário “Base” e o cenário “A” foi adotada a hipótese de que a intensidade de carbono da fatia não elegível pelo RenovaBio é igual à intensidade de carbono da indústria certificada mais emissora, e por isso as emissões de ciclo de vida sempre aumentam entre esses dois cenários. O efeito da mudança direta no uso do solo é observado comparando os cenários “Base” e “A” com os cenários “B” e “C”. Para o biodiesel à base de óleo de soja, a mudança direta no uso do solo gerou emissões de carbono para a atmosfera, gerando emissões de ciclo de vida muito maiores do que o cenário “Base”. Já para o etanol, pode-se observar que a mudança direta no uso do solo acarretou fixação de carbono no solo e na biomassa da cana-de-açúcar, resultando em menores emissões do que o cenário “Base”.

Para a análise acima, foram considerados valores de intensidade de carbono de mudança direta no uso de solo de Esteves *et al* (2016) para o biodiesel e Guarenghi *et al* (2023) para o etanol, de, respectivamente, 31 e -11.21 g CO₂-eq/MJ. Estes dois estudos consideraram que a alteração no uso do solo para o cultivo de matérias-primas de biocombustíveis ocorreu com uma transição de áreas de pastagem para áreas de cultivo. No caso da substituição de pastagem para o cultivo de soja, as emissões

resultantes foram positivas, enquanto a mesma situação para a cana-de-açúcar resultou em emissões negativas (fixação) de carbono. Com base no artigo de Donke *et al* (2020), as emissões de mudança direta no uso do solo para o biodiesel e o etanol foram de, respectivamente, 341 e 0 g CO₂ eq./MJ. O valor encontrado de 341 para o biodiesel foi muito superior que o da intensidade de carbono do diesel, de 86.5.

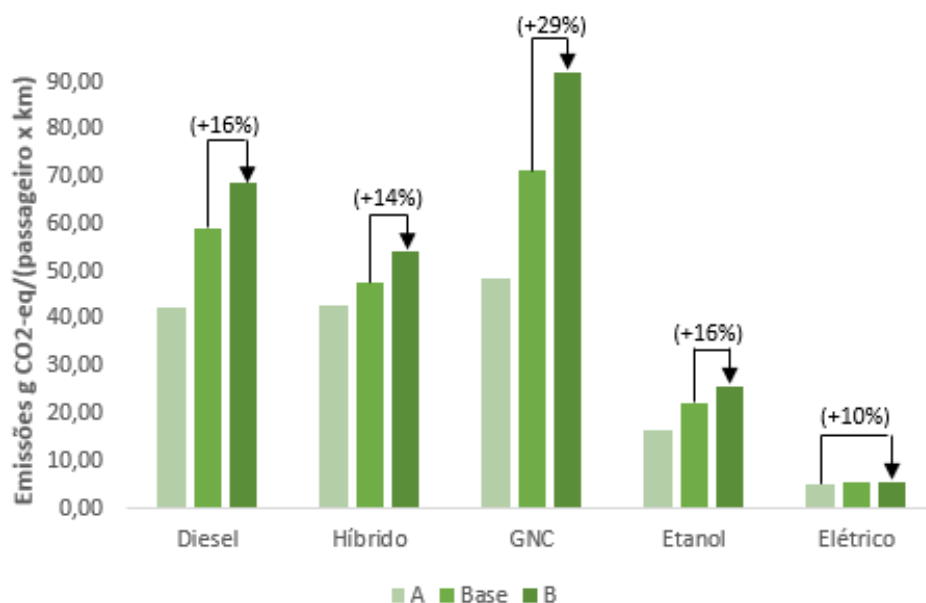
Tanto Guarenghi *et al* quanto Donke *et al* realizaram estudos considerando a média nacional, enquanto Esteves *et al* consideraram uma unidade produtiva de biodiesel no estado do Mato Grosso do Sul. O valor muito mais alto obtido por Donke *et al* em relação à Esteves *et al* se deve ao fato de que, na média nacional, o cultivo de soja avançou sobre áreas de Floresta Amazônica no Mato Grosso, maior estado produtor de soja. Tanto a soja quanto a cana-de-açúcar, ao substituir áreas de vegetação nativa, principalmente de vegetação densa (toneladas de biomassa por hectare), geram elevadas emissões de mudança direta no uso do solo (Esteves *et al* 2016; Donke *et al* 2020; Maia *et al* 2022; Guarenghi *et al* 2023).

Podemos observar que a incorporação do efeito da mudança direta no uso do solo para as emissões totais de ônibus que operam a partir de biocombustíveis produzidos por matérias-primas agrícolas é uma questão desafiadora, com fortes divergências na literatura. A mudança de uso do solo ocorre a nível local, e, portanto, caso seja realizada a inclusão deste efeito em análises relacionadas aos biocombustíveis, é preciso muita cautela na avaliação, para não penalizar ou beneficiar injustamente um tipo de biocombustível em relação a outros. Vale ressaltar aqui os benefícios da produção de biocombustíveis a base de resíduos, caso do biometano, em relação aos produzidos a partir de matérias-primas agrícolas. O biometano não possui incertezas na determinação de sua intensidade de carbono no que tange a emissões de mudança no uso do solo, ou seja, a intensidade de carbono listada na base de dados do RenovaBio para este combustível é muito menos sujeita a divergências. Além disso, a produção à base de resíduos acarreta volumes 100% elegíveis pelo RenovaBio, posto que propriedades agrícolas não são diretamente envolvidas.

6.5 Efeito do Ciclo de Condução

A inclusão do efeito do ciclo de condução complementa a análise de resultados pois tecnologias distintas de motor possuem performances diferentes umas das outras em termos de consumo energético dependendo das condições operacionais da rota. No caso, a variável operacional analisada considera a velocidade média dos ônibus nas rotas e a intensidade de paradas por quilômetro. O cenário “Base” equivale a uma velocidade média de operação de 17 km/h e 2.8 paradas por km. No cenário “A” os ônibus operam à 40 km/h com 1,2 paradas por km. O cenário “B” corresponde a uma velocidade média de 11 km/h com 6 paradas por km. Foram comparadas as emissões totais de ciclo de vida dos cinco tipos de motores de ônibus sob a ótica desses três cenários. Os motores a diesel, híbridos e a GNC estão operando na análise com os respectivos combustíveis fósseis. A Figura 9 consolida os resultados encontrados.

Figura 9 - Efeito do ciclo de condução nas emissões totais de ciclo de vida para cada tipo de motor.



Fonte: Elaboração própria.

Nota-se a partir dados que os motores possuem consumos energéticos diferentes de acordo com o ciclo de condução. O motor GNC apresentou a maior variação, de 29% do cenário “Base” para o cenário “B” e de 90% entre os cenários “A” e “B”. Por outro lado, o motor elétrico apresentou a menor variação observada, de 10% entre os

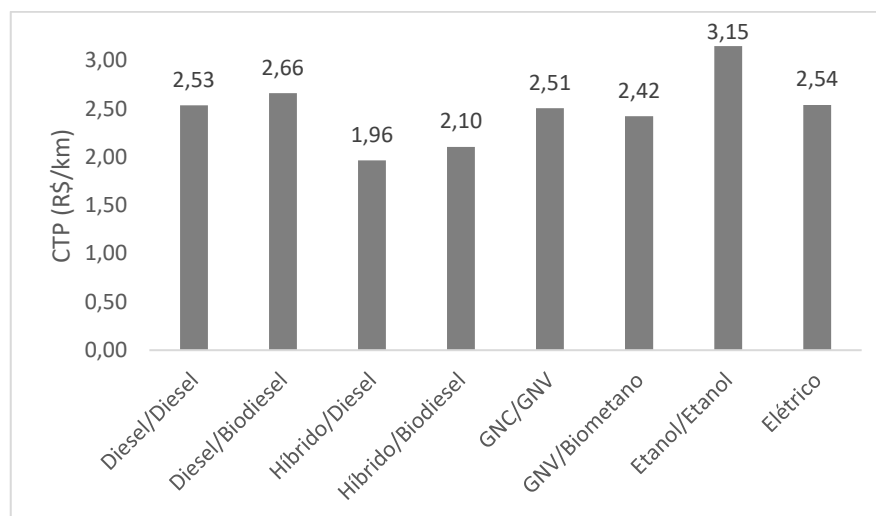
cenários “A” e “B”. Sendo assim, enquanto o monitoramento de condições operacionais reais de rota é importante para a determinação da autonomia do ônibus elétrico e a estratégia de recarga correspondente, para os ônibus movidos a gás o monitoramento das velocidades média e frequência de paradas das rotas é mais relevante para economia de custos de abastecimento e redução de emissões de GEEs. Percebe-se a partir desses resultados que o benefício em termos de eficiência energética dos ônibus híbridos em relação aos ônibus a diesel é tanto maior quanto maior a intensidade do trânsito. Para o cenário “A”, por exemplo, a diferença de consumo energético entre o ônibus convencional e o híbrido é quase desprezível.

Os dados obtidos mostram, ademais, o efeito que corredores exclusivos de ônibus podem ter sobre o consumo energético do motor. Um ônibus operando em uma rota tipicamente congestionada, circulando em condições operacionais similares ao cenário “B”, ao passar a circular em faixas exclusivas aumenta sua velocidade média, melhorando também sua eficiência energética. No caso do ônibus a diesel, por exemplo, ir do cenário “B” para o cenário “Base” proporciona uma economia de 13.7% de combustível. Esse benefício é menos importante para o ônibus elétrico, pois a frenagem regenerativa que vem incluída com esta tecnologia de motor diminui a variabilidade da eficiência energética entre diferentes condições operacionais.

6.6 Análise de Custo Total de Propriedade

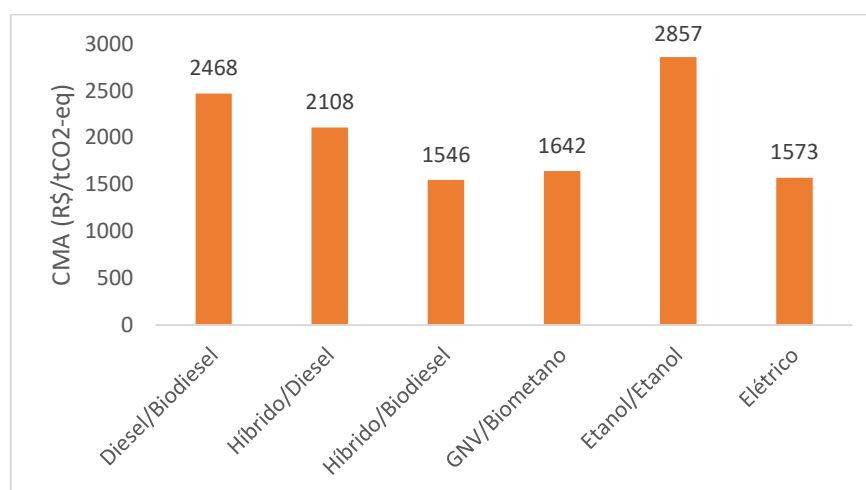
O custo total de propriedade e o custo marginal de abatimento são representados, respectivamente, pela Figura 10 e Figura 11.

Figura 10 - Custo total de propriedade para as alternativas de motor/combustível avaliadas.



Fonte: Elaboração própria.

Figura 11 - Custo marginal de abatimento para as alternativas de motor/combustível avaliadas.



Fonte: Elaboração própria.

A Figura 11 não apresenta as opções “Diesel/Diesel” e “GNC/GNV” pois a primeira é a premissa com a qual as alternativas estão sendo comparadas, e a segunda apresenta um CMA negativo, e por isso não faria sentido incluí-la na análise. Comparando os resultados obtidos nesse estudo com os de Dallmann *et al* (2019), nota-se que, mesmo com premissas mais conservadoras aqui consideradas em relação ao preço de compra dos ônibus elétricos, de R\$ 1.638.219, contra R\$ 955.628 estimados pelo autor, e de uma troca de bateria no décimo ano da vida útil dos ônibus igual a 15% do preço de compra atual deles, o CTP para a alternativa elétrica é quase igual o CTP dos ônibus convencionais. Os valores próximos do CTP entre a alternativa elétrica e a

convencional explica-se pois os custos de abastecimento e de manutenção dos primeiros são, respectivamente, 59% e 25% menores do que os do segundo.

Os ônibus híbridos são as alternativas com menor custo total de propriedade. Esta constatação, somada ao fato de que os ônibus híbridos não necessitam de infraestruturas operacionais distintas dos ônibus convencionais, torna a tecnologia de motor híbrido uma alternativa simples de ser adotada por operadores do transporte público coletivo urbano, tanto para economia de custos, quanto para mitigação de GEEs. Mesmo considerando que para ciclos de condução com alta velocidade média e baixa frequência de paradas, na qual os benefícios dos híbridos em termos de mitigação de emissões podem ser quase nulos, o investimento nesta tecnologia ainda pode ser justificado do ponto de vista da economia de custos pelos operadores.

Comparando-se o CTP e o CMA entre os motores elétricos e GNC movidos a biometano, nota-se que enquanto os elétricos possuem um menor CMA, ou seja, investe-se menos para a mitigação de uma tonelada equivalente de carbono, os ônibus a biometano apresentam menor CTP, ou seja, oneram menos os operadores de ônibus. A diferença para essas duas alternativas, no entanto, é pequena. O CTP do ônibus a biometano é 4.6% menor do que o do elétrico, enquanto este apresenta um CMA 4.2% menor do que o do biometano. Caso incluíssemos o fator do ciclo de condução nessa análise, observa-se que os ônibus a biometano apresentam um consumo energético fortemente dependente das condições de trânsito. Em rotas com maior velocidade média, por exemplo, o consumo energético, e, conseqüentemente, as emissões totais de ciclo de vida dos ônibus a biometano reduzem-se em até 32% em relação ao ciclo de condução base adotado, enquanto para os ônibus elétricos esse valor é de até 2% apenas. Isso mostra, por exemplo, que ônibus a biometano podem ser alternativas atrativas em relação aos elétricos, principalmente em condições operacionais de maior velocidade média, que é o caso de veículos que circulam em corredores exclusivos de ônibus.

O motor a etanol obteve o maior valor tanto para o CTP quanto para o CMA. Isto se deve pois os custos operacionais do ônibus a etanol são elevados, sendo tanto o custo de abastecimento quanto o custo de manutenção maiores do que os das alternativas avaliadas. No entanto, essa tecnologia não deve necessariamente ser descartada, pois a eficiência dos motores dos ônibus pode aumentar ao longo do tempo, diminuindo custos operacionais. Ao mesmo tempo, o Brasil possui capacidade de sobra

para atender a demanda do mercado nacional de etanol, e ao mesmo tempo condições de produzir etanol com mudanças diretas no uso do solo que promovam fixação de carbono, haja visto os estudos de Guarengi *et al* (2023).

O ônibus que apresentou menor CMA foi o híbrido movido a biodiesel. Esse resultado explica-se devido as emissões totais equivalentes de carbono para essa alternativa. Dado que no cenário base para o cálculo das emissões de ciclo de vida, considerou-se para o biodiesel uma intensidade de carbono igual a 20.1 g CO₂ eq./MJ, os ônibus híbridos tornam-se o melhor investimento em termos de custo marginal de abastecimento. No entanto, as incertezas relacionadas à quantificação da intensidade de carbono dos biocombustíveis à base de matérias-primas agrícolas demanda cautela. Ao incorporar-se a parcela de volume de biodiesel inelegível para a obtenção da certificação do RenovaBio, as emissões totais de ciclo de vida aumentam em 70%, e o CMA, estando as emissões de ciclo de vida no denominador, aumenta significativamente.

É importante destacar que o TCO do ônibus elétrico tende a reduzir-se significativamente no futuro. O preço inicial de compra da alternativa é alto principalmente devido à bateria elétrica LFP, de 2700 quilogramas. Segundo uma projeção do *US National Energy Laboratory*, o custo das baterias de íons de lítio será 47% menor em 2030 (Energy Storage News, 2023). Dessa forma, o preço inicial de aquisição dos ônibus elétricos será menor, assim como o TCO por quilômetro. Ao mesmo tempo, a tendência de aumento da autonomia e velocidade de recarga dos ônibus elétricos torna o desafio de sua operacionalização muito menor. Esses fatores justificam a preferência que vem sendo dada pelo mercado para a aquisição de ônibus elétricos. A tendência de mercado, segundo estudos da Plataforma Nacional de Mobilidade Elétrica, é de que, no ano de 2030, os ônibus elétricos representarão 89% das vendas totais de ônibus (Plataforma Nacional de Mobilidade Elétrica, 2023).

7. Conclusões e considerações finais

O objetivo deste trabalho foi de avaliar e comparar, mediante avaliações de ciclo de vida, emissões de gases de efeito estufa para diferentes alternativas tecnológicas de motorização e combustíveis, para ônibus de transporte coletivo da cidade de São Paulo. A Avaliação de Ciclo de Vida realizada para todas as alternativas de ônibus avaliadas, incluiu a Fase de Produção (Berço ao Portão), Fase de Uso (Poço às Rodas) e Fase de Fim de Vida. As avaliações de ciclo de vida dos ônibus foram realizadas para refletir a realidade operacional da cidade de São Paulo, mas fatores adicionais foram incluídos na análise para possibilitar comparações globais. Estes fatores incluem o efeito do ciclo de condução, a mudança no uso do solo para a produção de biocombustíveis e o inventário de ciclo de vida utilizado, incluindo a matriz elétrica de diferentes países da cadeia de produção. Além do impacto ambiental referente às emissões de gases de efeito estufa avaliados, este trabalho avaliou custo total de propriedade e do custo marginal de abatimento, fatores que podem ser utilizados em adição aos impactos ambientais em processos de tomada de decisão.

Os resultados obtidos reforçam outras conclusões da literatura, mas acrescentam outros aspectos para a análise. Resumidamente, os resultados encontrados no cenário base para as emissões totais de ciclo de vida, custo total de propriedade e custo marginal de abatimento encontram-se na Tabela 28.

Tabela 28 - Consolidação dos resultados obtidos.

Tecnologia/ Combustível	Emissões de ciclo de vida (g CO ₂ eq./passageiro x km)			Custo total de propriedade (R\$/km)	Custo marginal de abatimento (R\$/t CO ₂ .eq)
	Berço ao túmulo equipamentos	Poço às rodas	Totais		
Diesel/Diesel	2,60 (4,4%)	56,54 (95,6%)	59,15	2,53	-
Diesel/Biodiesel	2,60 (15,2%)	14,47 (84,8%)	17,08	2,66	2468
Híbrido/Diesel	2,20 (4,6%)	45,23 (95,4%)	47,43	1,96	2108
Híbrido/Biodiesel	2,20 (15,9%)	11,58 (84,1%)	13,77	2,10	1546
GNC/GNV	2,60 (3,7%)	68,67 (96,3%)	71,27	2,51	-
GNC/Biometano	2,60 (26,1%)	7,37 (73,9%)	9,97	2,42	1642
Etanol	2,60 (11,6%)	19,80 (88,4%)	22,40	3,15	2857
Elétrico	3,24 (60,8%)	2,08 (39,2%)	5,32	2,54	1573

Fonte: Elaboração própria.

Observa-se que a fase uso é a maior responsável pelas emissões de ciclo de vida de todas as alternativas, com exceção do ônibus elétrico. Em relação aos ônibus convencionais a diesel, os veículos híbridos, por possuírem uma tecnologia de motorização mais eficiente, reduzem em 20% as emissões de GEE, ao mesmo tempo que incorrem em um menor custo de abastecimento ao longo do ciclo de vida. Os ônibus elétricos possuem claramente as menores emissões para o cenário brasileiro dentre todas as alternativas avaliadas, e seu custo total de propriedade é bastante próximo aos ônibus a diesel, nas condições de hoje. Ressalte-se que existe a projeção de que será significativamente menor do que as tecnologias concorrentes à medida que o custo da bateria elétrica diminua nos próximos anos. O veículo elétrico é também o que apresenta o segundo menor custo marginal de abatimento, logo atrás do híbrido operado à biodiesel. No entanto, emissões relacionadas ao consumo deste biocombustível podem ser bem maiores do que as consideradas no cenário base, em função das mudanças de uso de solo usado para sua produção.

As emissões na fase de uso dos veículos elétricos dependem diretamente do fator de emissão de carbono da eletricidade com a qual estes ônibus são abastecidos. Este fator é crítico para a mitigação de GEE de veículos elétricos em geral, frente às demais alternativas.

A determinação exata das emissões de ciclo de vida para ônibus movidos a biocombustíveis produzidos a partir de matérias-primas agrícolas é um ponto de forte divergência na literatura. O cálculo da intensidade de carbono destas fontes energéticas varia conforme a metodologia adotada e as premissas assumidas. Caso emissões referentes à mudança no uso do solo forem incluídas nos fatores de emissão dos biocombustíveis, os benefícios destas fontes energéticas, comparado aos combustíveis fósseis pode ser potencializado, de um lado, ou anulado, de outro. Para biocombustíveis produzidos à base de resíduos, caso do biometano, o efeito da mudança no uso do solo pode ser eliminado, e por isso as emissões destas fontes energéticas podem ser calculadas com uma quantidade menor de incertezas associadas.

A influência das condições operacionais e a base de dados utilizada para a determinação do inventário de carbono são fatores críticos para a análise. O primeiro foi avaliado a partir do efeito do ciclo de condução, para o qual verificou-se que tecnologias de motorização apresentam consumo energético diferente de acordo com a

velocidade média com a qual os ônibus percorrem. O segundo efeito foi ilustrado verificando-se que a produção de um ônibus elétrico com aço exclusivamente importado da China pode aumentar as emissões totais de ciclo de vida em 9%.

De maneira geral, os resultados obtidos neste trabalho podem auxiliar na formulação de políticas tanto no setor de transportes quanto no energético. No primeiro caso, a determinação das emissões totais de ciclo de vida para diversas alternativas tecnológicas, junto com o custo total de propriedade e o custo marginal de abatimento, servem para orientar a SPTrans, ou outro operador do transporte público coletivo, no sentido da performance ambiental dos ônibus no quesito emissões de carbono e sobre o valor que deve ser investido para o abatimento de uma tonelada de carbono em relação ao cenário de manutenção de uma frota de ônibus convencional a diesel. Ademais, o custo total de propriedade pode facilitar a busca por financiamento de alternativas limpas, posto que muitas vezes elas são mais baratas ao longo do ciclo de vida do que as convencionais. Em relação ao setor energético, é de elevada importância para a produção de biocombustíveis considerar a mudança no uso do solo. Negligenciar este efeito pode comprometer o acesso do Brasil ao mercado internacional, que atualmente exige que estes efeitos sejam contemplados.

Finalmente, é importante reconhecer as limitações deste estudo, que devem ser abordadas no futuro, assim como sugestões para novas pesquisas. Em primeiro lugar, outros impactos ambientais, além das emissões de gases de efeito estufa, devem ser incluídos na análise, para uma avaliação mais completa dos efeitos que as diferentes tecnologias de veículos acarretam sobre o meio ambiente e a saúde humana. Ademais, para maior precisão dos resultados, a avaliação de impactos ambientais deve ser realizada, se possível, a partir de dados primários da indústria, em substituição aos dados secundários obtidos nas bases disponíveis. O mesmo vale para as análises econômico-financeiras. Além disso, a determinação de emissões referentes às mudanças no uso do solo de cultivo de matérias-primas de biocombustíveis merece especial atenção. A origem da produção afeta diretamente o potencial dos biocombustíveis promoverem redução de emissões em substituição às alternativas fósseis, e as mudanças no uso do solo são responsáveis por mais de 40% das emissões totais de gases de efeito estufa no Brasil. Recomenda-se, nesse sentido, que estudos futuros relacionados a emissões de carbono mediante uso de biocombustíveis considerem a mudança no uso do solo.

8. Referências

AICHBERGER, C.; JUNGMEIER, G. **Environmental life cycle impacts of battery electric vehicle range in China**. *Energies* 2020;13(13).

AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS (Brasil). **Fatores de conversão, densidades e poderes caloríficos inferiores**. Brasília, DF: ANP, 2019. Disponível em: <https://www.gov.br/anp/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/anuario-estatistico/arquivos-anuario-estatistico-2020/anuario-2020-fatores-conversao.pdf>. Acesso: 13 out, 2023.

AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS (Brasil). **O RenovaBio**. Brasília, DF: ANP. Disponível em: <https://www.gov.br/anp/pt-br/assuntos/renovabio/funcionamento>. Acesso: 3 set, 2023.

AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS (Brasil). **RenovaCalc**. Brasília, DF: ANP, 2018. Disponível em: <https://www.gov.br/anp/pt-br/assuntos/renovabio/renovacalc>. Acesso: 7 out, 2023.

AKBAR, S.; MINJARES, R.; WAGNER, D. **Reducing black carbon emissions from diesel vehicles: impacts, control strategies, and cost-benefit analysis**. World Bank, 2014. Disponível em: <http://documents.worldbank.org/curated/en/329901468151500078/pdf/864850WP00PUBL010report002April2014.pdf>. Acesso: 14 out, 2023.

ALKIMIN, A.; CLARKE, K.C. **Land use change and the carbon debt for sugar-cane ethanol production in Brazil**. *Land use policy* 72, 65-73, 2018.

ARGONNE NATIONAL LABORATORY (2023). **REET Excel model platform**. Disponível em: https://reet.anl.gov/reet_excel_model.models. Acesso em: 30 ago, 2023.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14044**: Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações. Disponível em: https://edisciplinas.usp.br/pluginfile.php/5560109/mod_resource/content/3/NBRISO14044%20.pdf. Acesso: 15 set, 2023.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DO ALUMÍNIO. **A indústria brasileira de alumínio no rumo da economia de baixo carbono**. (2010). Disponível em: <https://abal.org.br/publicacao/a-industria-brasileira-de-aluminio-no-rumo-da-economia-de-baixo-carbono/>. Acesso: 20 set, 2023.

BAZANI, Adamo. Financiamento internacional de R\$ 2,5 bilhões para ônibus elétricos em São Paulo foi confirmado pelo BID e será assinado no início de 2024, diz prefeitura. **Diário do Transporte**. São Paulo, 5, set 2023. Disponível em: <https://diariodotransporte.com.br/2023/09/05/videos-financiamento-internacional-de-r-25->

[bilhoes-para-onibus-eletricos-em-sao-paulo-foi-confirmado-pelo-bid-e-sera-assinado-no-inicio-de-2024-diz-prefeitura/](#). Acesso: 24 set, 2023.

BRASIL. Conselho Nacional de Política Energética. **Governo oficializa ampliação da mistura de biodiesel no diesel vendido no país.** [Brasília]: Conselho Nacional de Política Energética, 1 abr. 2023. Disponível em: <https://www.gov.br/pt-br/noticias/energia-minerais-e-combustiveis/2023/03/governo-oficializa-ampliacao-da-mistura-de-biodiesel-no-diesel-vendido-no-pais#:~:text=A%20partir%20de%201%C2%BA%20de,2026%2C%20chegar%C3%A1%20aos%2015%25>. Acesso: 14 out, 2023.

CAMPO GRANDE, Paulo; AMORIM, Waldez. Reciclagem de carros economiza matéria prima e garante peças mais baratas. **Quatro Rodas**. 6, mar 2023. Disponível em: <https://quatrorodas.abril.com.br/auto-servico/reciclagem-de-carros-economiza-materia-prima-e-garante-pecas-mais-baratas>. Acesso: 7 out, 2023.

CARTILHA “Do poço à roda”. **Associação Brasileira de Engenharia Automotiva**. 15, set 2023. Disponível em: <https://aea.org.br/inicio/noticias/cartilha-do-poco-a-roda>. Acesso: 8 out, 2023.

CARVALHO, J.L.N. *et al.* **Implications of regional N₂O-N emission factors on sugarcane ethanol Emissions and granted decarbonization certificates.** *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. Volume 149, 2021, 111423, ISSN: 1364-0321. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111423>. Acesso: 21 set. 2023.

CITARO BUS, MERCEDES BENZ. **ARCHITECTURAL BLOCKS**, 2017. Disponível em: <http://architecturalblocks.blogspot.com/2014/07/citaro-bus-mercedes-benz.html>. Acesso: 16 out, 2023.

CIEPLINSKI, A.; ARAÚJO, C. **O impacto ambiental de biocombustíveis no Brasil: O que ficou de fora?** ICCT, 2023. Disponível em: <https://theicct.org/impacto-ambiental-biocombustiveis-brasil-mar23/>. Acesso: 22 set, 2023.

CLIMATE Transparency. **Climate Transparency Report 2022**. Disponível em: <https://www.climate-transparency.org/g20-climate-performance/g20report2022>. Acesso: 19 out, 2023.

CLIMATE Transparency. **Climate Transparency 2022 South Africa**. Disponível em: <https://www.climate-transparency.org/wp-content/uploads/2022/10/CT2022-South-Africa-Web.pdf>. Acesso: 19 out, 2023.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Proconve**. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/veicular/proconve/>. Acesso: 10 set, 2023.

DAI, Q.; KELLY, J.C.; GAINES, L.; WANG, M. **Life Cycle Analysis of Lithium-Ion Batteries for Automotive Applications.** *Batteries*, v. 5, p. 48, 2019.

DALLMANN, T.; DU, L.; MINJARES, R. **Low-carbon technology pathways for soot-free urban bus fleets in 20 megacities**. ICCT, 2017. Disponível em: https://theicct.org/wp-content/uploads/2021/06/Low-carbon-tech-pathways-soot-free-buses-megacities_ICCT-working-paper_31082017_vF.pdf. Acesso: 13 set. 2023.

DALLMANN, T. **Benefícios de tecnologias de ônibus em termos de emissões de poluentes do ar e do clima em São Paulo**. ICCT, 2019. Disponível em: https://theicct.org/wp-content/uploads/2021/06/Emissions_benefits_bus_sao_paulo_Port_20190201.pdf. Acesso: 13 set. 2023.

DONKE, A.C.G. *et al.* **Integrating regionalized Brazilian land use change datasets into the ecoinvent database: new data, premises and uncertainties have large effects in the results**. *Int J Life Cycle Assess* 25, 1027-1042 (2020). Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11367-020-01763-3> Acesso: 26 set, 2023.

DREIER, D.; SILVEIRA, S.; KHATIWADA, D.; FONSECA K.V.O.; NIEWEGLOWSKI, R.; SCHEPANSKI, R. **Well-to-Wheel analysis of fossil energy use and greenhouse gas emissions for conventional, hybrid-electric and plug-in hybrid-electric city buses in the BRT system in Curitiba, Brazil**. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, Volume 58, p. 122-138, 2018.

ELLINGSEN, L.A-W.; THORNE, R.J.; WIND, J.; FIGENBAUM, E.; ROMARE, M.; NORDELÖF, A. **Life cycle assessment of battery electric buses**. *Transportation Research Part D*, p. 112, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.trd.2022.103498>. Acesso: 27 set, 2023.

EMPRESA de Pesquisa Energética. **Balanco energético nacional 2020**. Disponível em: <https://www.epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/balanco-energetico-nacional-2020>. Acesso: 29 set, 2023.

EMPRESA de Pesquisa Energética. **Balanco energético nacional 2023**. Disponível em: <https://www.epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/balanco-energetico-nacional-2023>. Acesso: 25 set, 2023.

ENEL X anuncia investimentos para ampliar frota de ônibus elétricos em SP. **Canal Energia**. 19, set 2023. Disponível em: <https://www.canalenergia.com.br/noticias/53258162/enel-x-anuncia-investimentos-para-ampliar-frota-de-onibus-eletricos-em-sp>. Acesso: 24 set, 2023.

ESTEVEES, V.P.P. *et al.* **Land use change (LUC) analysis and life cycle assessment (LCA) of Brazilian soybean biodiesel**. *Clean Technologies and Environmental Policy*. 18, 1655-1673 (2016). Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10098-016-1161-8> Acesso: 25 set, 2023.

EU, 2018. Directive (EU) 2018/2001 of the European parliament and of the council of 11 December 2018 on the promotion of the use of energy from renewable sources. **Official Journal of the European Union**, 82–209.

FUNDAÇÃO GETÚLIO VARGAS. Escola de Administração de Empresas de São Paulo. **Diretrizes empresariais para precificação interna de carbono.** São Paulo, nov, 2016. Disponível em: https://bibliotecadigital.fgv.br/dspace/bitstream/handle/10438/18739/GVces_Diretrizes%20empresariais%20para%20precifica%C3%A7%C3%A3o%20interna%20de%20carbono%20%5Bapresenta%C3%A7%C3%A3o%5D.pdf?sequence=1&isAllowed=y. Acesso: 28 out, 2023.

GREENHOUSE gas Emissions intensity – Primary Aluminium. **International Aluminium.** 3 nov, 2022. Disponível em: <https://international-aluminium.org/statistics/greenhouse-gas-emissions-intensity-primary-aluminium/>. Acesso: 12 out, 2023.

GUARENGHI, M.M.; GAROFALO, D.F.T.; SEABRA, J.E.A.; MOREIRA, M.M.R.; NOVAES R.M.L.; RAMOS, N.P.; NOGUEIRA, S.F.; ANDRADE, C.A. **Land use change net removals associated with sugarcane in Brazil.** *Land*, 2023.

HANDBOOK EMISSION FACTORS FOR ROAD TRANSPORT (HBEFA 3.3, 2017). Disponível em: <http://www.hbefa.net/e/index.html>. Acesso: 27 set, 2023.

ILHAN, M; TANGOZ, S; AKANSU, S; KAHRAMAN, N. **Alternative fuels for internal combustion engines.** *The Future of Internal Combustion Engines.* IntechOpen,

IMPORTAÇÕES de aço vão atingir recorde no ano. **Valor Econômico.** São Paulo, 24, out 2023. Disponível em: <https://valor.globo.com/empresas/noticia/2023/10/24/importacoes-de-aco-vao-atingir-recorde-no-ano.ghtml>. Acesso: 24 out, 2023.

INSTITUTO Aço Brasil. **Relatório de sustentabilidade 2020.** (2020). Disponível em: <https://www.acobrasil.org.br/relatoriodesustentabilidade/>. Acesso: 25 set, 2023.

IPCC (2006) Intergovernmental Panel on Climate Change. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.** Disponível em: <https://www.ipcc.ch/report/2006-ipcc-guidelines-for-national-greenhouse-gas-inventories/>.

LAI, X. *et al.* **Critical review of life cycle assessment of lithium-ion batteries for electric vehicles: A lifespan perspective.** *eTransportation*, Volume 12, 2022, ISSN: 2590-1168. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.etrans.2022.100169>. Acesso: 29 set, 2023.

MAIA, R.G.T.; BOZELLI, H. **The importance of GHG emissions from land use change for biofuels in Brazil: An assessment for current and 2030 scenarios.** *Resources, Conservation & Recycling*, p. 125-143, 2022.

MARQUES, Jéssica. Por dentro do sistema de transporte coletivo da capital paulista. **Diário do Transporte.** 23 set, 2018. Disponível em: <https://diariodotransporte.com.br/2018/09/23/por-dentro-do-sistema-de-transporte-coletivo-da-capital-paulista/>. Acesso: 1 set, 2023.

MILLER, J.; MINJARES, R.; DALLMANN, T.; JIN, L. **Financing the transition to soot-free urban bus fleets in 20 megacities.** ICCT, 2017. Disponível em:

<https://www.theicct.org/publications/financing-transition-soot-free-urban-bus-fleets-20-megacities>. Acesso: 11 out, 2023.

NASSAR, A.M.; MOREIRA, M., 2013. **Evidences on sugarcane expansion and agricultural land use changes in Brazil.**

NORDELÖF, A.; ROMARE, M.; TIVANDER, J. **Life cycle assessment of city buses powered by electricity, hydrogenated vegetable oil or diesel.** *Transportation Research Part D*, p. 211-212, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.trd.2019.08.019> Acesso: 27 set, 2023.

OBSERVATÓRIO do Clima. **Análise das emissões de gases de efeito estufa e suas implicações para as metas climáticas do Brasil 1970-2021.** (2021). Disponível em: <https://www.oc.eco.br/wp-content/uploads/2023/03/SEEG-10-anos-v4.pdf>. Acesso: 16 out, 2023.

ORBEA, J.; CASTELLANOS, S.; ALBUQUERQUE, C.; SCLAR, R.; PINHEIRO, B. **Adapting procurement models for electric buses in Latin America.** 2019, Transportation Research Record.

PETERS, J.F.; BAUMANN, M.; ZIMMERMANN, B.; BRAUN, J.; WEIL, M. **The environmental impact of Li-Ion batteries and the role of key parameters—A review.** *Renew. Sustain. Energy Rev*, v. 67, p. 491-506, 2017.

PETROLEUM & Other Liquids. **U.S. Energy Information Administration.** Independent Statistics and Analysis. 31 out, 2023. Disponível em: https://www.eia.gov/dnav/pet/pet_pri_gnd_dcus_nus_a.htm. Acesso: 2 nov, 2023.

PREFEITURA veta novos ônibus a diesel em São Paulo. **Folha de São Paulo**, São Paulo, 17, out 2022. Disponível em: <https://www1.folha.uol.com.br/cotidiano/2022/10/prefeitura-veta-novos-onibus-a-diesel-em-sao-paulo.shtml>. Acesso: 13 set, 2023.

RAMOS, Andrea. Volkswagen Caminhões e Ônibus lança nova linha com motores Euro 6. **Mobilidade Estadão**. 5 out, 2022. Disponível em: <https://mobilidade.estadao.com.br/inovacao/volkswagen-caminhoes-e-onibus-lanca-nova-linha-com-motores-euro-6/>. Acesso: 11 out, 2023.

REBOUÇAS, A.B.; DANIEL, J.; DELGADO, O. **Operational analysis of battery electric buses in São Paulo.** ICCT, 2023. Disponível em: <https://theicct.org/wp-content/uploads/2023/02/Operational-analysis-of-battery-electric-buses-in-Sao-Paulo-final2-feb2023.pdf>. Acesso: 18 set. 2023.

ROSA, J.G. **Grande Sertão: Veredas.** Rio de Janeiro: Nova Aguilar, 1994.

SÃO PAULO (Cidade). Secretaria Municipal de Mobilidade e Trânsito. Comitê Gestor do Programa de Acompanhamento da Substituição de Frota por Alternativas Mais

Limpas do Município de São Paulo. **Ata da 1ª reunião extraordinária, realizada em 27 de outubro de 2020**. São Paulo: SMT, 2020. Disponível em: https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/governo/secretaria_executiva_de_mudancas_climaticas/participacao_social/conselhos_e_orgaos_colegiados/comfrotasp/index.php?p=335912. Acesso: 11 set, 2023.

SÃO PAULO (Cidade). Secretaria Municipal de Mobilidade e Trânsito. Companhia de Engenharia de Tráfego. **Acesso à informação**. São Paulo: SMT, 2023. Disponível em: <http://www.cetsp.com.br/consultas/acesso-a-informacao/institucional/competencias-e-atribuicoes.aspx>. Acesso: 9 set, 2023.

SÃO PAULO (Cidade). Secretaria Municipal de Mobilidade e Trânsito. **Competências e atribuições**. São Paulo: SMT, 2023. Disponível em: https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/mobilidade/acesso_a_informacao/index.php?p=178653. Acesso: 9 set, 2023.

SÃO PAULO (Cidade). Secretaria Municipal de Mobilidade e Trânsito. **Contratos de concessão**. São Paulo: SMT, 2023. Disponível em: https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/mobilidade/acesso_a_informacao/index.php?p=284142. Acesso: 9 set, 2023.

SÃO PAULO (Cidade). Secretaria Municipal de Mobilidade e Trânsito. São Paulo Transportes S/A. **Competências e atribuições definidas por lei**. São Paulo: SMT, 2023. Disponível em: https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/mobilidade/institucional/sptrans/acesso_a_informacao/index.php?p=179602. Acesso: 9 set, 2023.

SÃO PAULO (Cidade). Secretaria Municipal de Mobilidade e Trânsito. São Paulo Transportes S/A. **Planilha tarifária do sistema de transporte coletivo urbano**. São Paulo: SMT, 2023. Disponível em: https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/mobilidade/acesso_a_informacao/index.php?p=150849. Acesso: 2 out, 2023.

SÃO PAULO (Cidade). Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente. **Síntese do inventário de gases de efeito estufa do município de São Paulo – 2020**. São Paulo: SVMA, 2020. Disponível em: https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/meio_ambiente/C%C3%B3pia%20de%20Planilha%20s%C3%ADntese%20Invent%C3%A1rio%202020%20final%202023%2004%2019.pdf Acesso: 10 set, 2023.

SONG, X. *et al.* **Carbon emissions in China's steel industry from a life cycle perspective: Carbon footprint insights**. *Journal of Environmental Sciences*, 2023, ISSN: 1001-0742. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2023.04.027>.

UNFCCC, Secretariat. **Technical dialogue of the first global Stocktake. Synthesis report by the co-facilitators on the technical dialogue**. 8 set, 2023. Disponível em: <https://unfccc.int/documents/631600>. Acesso: 15 set, 2023.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **GHG emission factors hub**. EPA, 2023. Disponível em: <https://www.epa.gov/climateleadership/ghg-emission-factors-hub>. Acesso: 19 out, 2023.

VALIN, H., PETERS, D., VAN DEN BERG, M., Frank, S., Havlik, P., Forsell, N., & Hamelinck, C. (2015). **The land use change impact of biofuels consumed in the EU: Quantification of area and greenhouse gas impacts**. Utrecht, Netherlands: ECOFYS Netherlands B.V. Disponível em: https://ec.europa.eu/energy/sites/ener/files/documents/Final%20Report_GLOBIOM_publication.pdf. Acesso: 29 set, 2023.

WINJOBI, O.; DAI, Q.; KELLY, J.C. (2020). **Update of Bill-of-Materials and Cathode Chemistry addition for Lithium-ion Batteries in GREET 2020**.

WOLTJER, G. *et al.* **Study report on reporting requirements on biofuels and bio-liquids stemming from the directive**. (EU) 2015/1513.

ZHAO, E.; WALKER, P.D.; SURAWSKI, N.C. **Emissions life cycle assessment of diesel, hybrid and electric buses**. *Journal of Automobile Engineering*, 2021.

2º Anuário brasileiro de mobilidade elétrica. **Plataforma Nacional de Mobilidade Elétrica – PNME** 3 nov, 2023. Disponível em: <https://www.pnme.org.br/biblioteca/2o-anuario-brasileiro-da-mobilidade-eletrica-pnme/>. Acesso: 3 nov, 2023.