

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA DE MATERIAIS

Avaliação do Ciclo de Vida de Garrafas PET provenientes de fontes fósseis e renováveis

André Luchetti Cortada

São Carlos – SP
2021

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA DE MATERIAIS

André Luchetti Cortada

Avaliação do Ciclo de Vida de Garrafas PET provenientes de fontes fósseis e renováveis

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Departamento de Engenharia de Materiais (DEMa) da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia de Materiais.

Orientador Prof. Dr. Francys Kley Vieira Moreira

São Carlos – SP
2021



ATA DE DEFESA DE TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO (TCC)

NOME: Andre Luchetti Cortada

RA: 627950

TÍTULO: Avaliação do ciclo de vida de garrafas PET provenientes de fontes fósseis e renováveis

ORIENTADOR(A): Prof. Dr. Francys Kley Vieira Moreira

CO-ORIENTADOR(A):

DATA/HORÁRIO: 18/11/2021, 11h

BANCA – NOTAS:

	Monografia	Defesa
Prof. Dr. Francys Kley Vieira Moreira	10,0	10,0
Prof. Dr. Edgar Dutra Zanotto	10,0	10,0
Média	10,0	10,0

Certifico que a defesa de monografia de TCC realizou-se com a participação a distância dos membros Prof. Dr. Francys Kley Vieira Moreira e Prof. Dr. Edgar Dutra Zanotto e depois das arguições e deliberações realizadas, os participantes à distância estão de acordo com as informações redigidas nesta ata de defesa.



Prof. Dr. Francys Kley Vieira Moreira

Resumo

O consumo e descarte inapropriado de embalagens plásticas têm causado enormes danos ao meio ambiente. Atualmente, existe uma tendência regulatória para que empresas adotem sistemas de logística reversa e recursos de origem renovável como matérias-primas para embalagens. Todavia, a adoção de insumos de base renovável não é critério suficiente para o desenvolvimento de tecnologias ambientalmente saudáveis. Estudos por avaliação do ciclo de vida (ACV) são necessários para caracterizar as vantagens e desvantagens das embalagens frente a diferentes categorias de impacto ambiental. O presente trabalho teve como objetivo avaliar os potenciais impactos ambientais de garrafas PET produzidas a partir de insumos químicos de fonte não renovável e renovável. Quatro ciclos de vida (sistemas) foram avaliados, variando a origem (fóssil ou renovável) dos monômeros de síntese do PET e o teor de resina PET reciclada (de 0 a 20%) nas garrafas. Os ciclos de vida foram modelados utilizando o software OpenLCA com limite do tipo *cradle-to-gate* e assumindo a produção de garrafas PET do Brasil como unidade funcional. A partir da literatura, o inventário para cada sistema foi desenvolvido, tendo como referência o estado de São Paulo tanto como fonte de matérias-primas quanto região de processamento. Os indicadores avaliados nesse estudo foram as categorias: ocupação de terras agrícolas, transformação de solos naturais, uso de recursos hídricos, emissão de gases do efeito estufa, efeitos toxicológicos em humanos, esgotamento de combustíveis fósseis e ecotoxicidade de água doce. Os resultados indicaram que o uso de PET de fonte renováveis traz vantagens, principalmente na redução de efeitos toxicológicos (tanto em humanos quanto de água doce) e em emissões de gases do efeito estufa (GEE). Porém, o mesmo PET exige um maior consumo de recursos hídricos e compete com terras agrícolas em relação ao PET de base petroquímica, o que pode ter impactos sociais importantes. A inserção de 20% de PET reciclado reduziu todos os indicadores de impacto das garrafas PET. Portanto, a ACV realizada neste trabalho permitiu concluir que usar insumos renováveis não significa reduzir os impactos da produção e consumo de garrafas PET ao meio ambiente, e que soluções renováveis que exijam menor uso de recursos como eletricidade, água e terras agrícolas são necessárias.

Palavras-chave: Garrafas PET, ACV, Reciclagem, Químicos Renováveis, Polímeros verdes.

Lista de Abreviações e Siglas

ACV – *Avaliação de ciclo de vida*

ALOP – *Agricultural Land Occupation Potential (potencial de ocupação de terras agrícolas)*

ATP - *Adenosina-trifosfato*

DMT - *Dimethyl terephthalate (tereftalato de dimetila)*

EU – *European Union (União Européia)*

EUA – *Estados Unidos da América*

EVA - *Ethylene Vinyl Acetate (acetato-vinilo de etileno)*

FDP – *Fossil Depletion Potential (depleção de combustíveis fósseis)*

FETP – *Freshwater Ecotoxicity (potencial de toxicidade de água doce)*

GWP – *Global Warming Potential (potencial de mudanças climáticas)*

HTP – *Human Toxicity Potential (potencial de toxicidade humana)*

MEG – *Monoetileno glicol*

NLTP – *Natural Land Transformation Potential (potencial de transformação de terras naturais)*

PBS – *Polybutylene succinate (poli(succinato de butileno))*

PET – *Polyethylene terephthalate (poli(tereftalato de etileno))*

PTA – *Pure terephthalic acid (ácido tereftálico puro)*

T_m – *Temperatura de fusão*

WDP – *Water Depletion Potential (potencial de escassez de recursos hídricos)*

Sumário

1. INTRODUÇÃO	8
2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	9
2.1 Embalagens para alimentos	9
2.2 Poli(tereftalato de etileno) e seu uso em embalagens	10
2.2 Economia circular	12
2.3 A produção de Etanol e a indústria de polímeros verdes	13
2.4 Avaliação ciclo de vida (ACV).....	14
2.5 Reciclagem de Polímeros.....	17
3. REVISÃO DA LITERATURA.....	18
4. OBJETIVOS	22
5. MATERIAIS E METODOS	23
5.1 Definição dos objetivos e escopos	23
5.2.2 Análise dos Inventários de Ciclo de Vida (ICV)	24
5.2.2.1 Etapa A1	27
5.2.2.2 Etapa A2.....	27
5.2.2.3 Etapa A3.....	29
5.2.2.4 Etapa B	31
5.2.2.5 Etapa C	32
5.2.3 Avaliação de impactos ambientais	33
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO	34
6.1 Impactos sobre a terra e qualidade do meio ambiente	34
6.2 Impactos sobre a saúde humana.....	39
6.3 Impactos sobre a exaustão de recursos naturais	40
7. CONCLUSÕES	42
8. SUGESTÕES DE TEMAS PARA INVESTIGAÇÕES FUTURAS	43
9. REFERÊNCIAS	44

1. INTRODUÇÃO

A indústria de alimentos está cada vez mais no centro das atenções devido aos impactos ambientais decorrentes da produção de alimentos, uso e descarte de materiais para embalagens. Muitos desses efeitos, como a poluição plástica, mudanças climáticas e a escassez de recursos naturais, demandará grandes transformações na indústria de conversão, especialmente aquela relacionada a transformados plásticos [1].

Somando às obrigações morais de se buscar alternativas com menor impacto ambiental, existe também uma tendência regulatória para que a indústria de embalagens adote materiais provenientes de fontes renováveis. Ao utilizar matérias-primas desse tipo, as empresas buscam reduzir a dependência de recursos fósseis e adicionar circularidade em suas cadeias, já que o carbono embutido nas embalagens poliméricas terá sido retirado da atmosfera [2][3][4]. No entanto, não basta apenas ter uma origem renovável para os polímeros. Uma avaliação holística, do ponto de vista ambiental, das embalagens desse ser realizada para se compreender os potenciais impactos ambientais, positivos ou negativos de seus ciclos de vida, utilizando, por exemplo, a avaliação de ciclo de vida (ACV).

Sob essa ótica, o presente trabalho teve como objetivo realizar uma comparação dos potenciais impactos ambientais de diferentes rotas para a fabricação de embalagens plásticas. O objeto de estudo escolhido foi a garrafa de poli(tereftalato de etileno) (PET), por ser um produto fabricado em grandes volumes e que é comumente descartado de forma incorreta [5][6]. Foram avaliados quatro ciclos de vida, variando a origem (fóssil ou renovável) e o teor de resina PET reciclada (de 0 a 20%) nas garrafas.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Embalagens para alimentos

A humanidade notou a necessidade de transportar, armazenar ou proteger bens de consumo há milênios. Há registros do uso de jarros de barro, chifres ocos e até entranhas de animais como embalagem há 6 mil anos [1]. Com o tempo, esses recipientes foram se tornando cada vez mais complexos e adaptados para cada um dos diferentes itens de consumo que a humanidade criou.

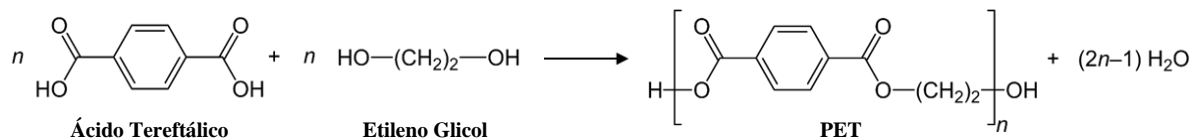
Um momento marcante na história das embalagens foi a revolução industrial, que deu espaço para a produção em massa de bens de consumo [1]. Junto a eles, houve uma demanda por embalagens mais convenientes e de baixo custo. Finalmente, com a ampliação das redes logísticas e o surgimento de supermercados, a corrida pela atenção e preferência dos clientes exigiram embalagens com níveis de sofisticação técnica cada vez maiores [1].

Embalagens são utilizadas extensamente nas cadeias de valor modernas e seu consumo é maior em sociedades mais industrializadas. Dentre dos materiais mais utilizados, estão os polímeros (polietileno, polipropileno, poli(tereftalato de etileno), poli(cloreto de vinila), poliestireno, etc.), papéis, vidros e metais (folha de flandres, alumínio)[1]. No entanto, como o intuito das embalagens, principalmente no setor alimentício, é atrelado ao produto consumível no seu interior, o seu tempo de vida útil tende a ser curto [7]. A literatura indica que embalagens representam 17% dos resíduos sólidos gerados na Europa, e que 60% dos plásticos descartados são oriundos de embalagens. Em 2016, cerca de 16 milhões de toneladas de resíduos plásticos foram produzidos no continente, e que a taxa de recuperação atingiu apenas 42%. Isso indica que mais da metade desses resíduos foi parar em aterros sanitários ou descartado inadequadamente no meio ambiente [7].

O impacto do descarte das embalagens no meio ambiente ainda não é totalmente elucidado, mas diversos países têm adotado medidas regulatórias, pois já se observam efeitos ecológicos em ambientes marinhos e no turismo de certas regiões [5]. Dessa maneira, entender como aplicar conceitos de economia circular torna-se uma saída a ser explorada por empresas para reduzir os impactos ambientais de suas cadeias de valor.

2.2 Poli(tereftalato de etileno) e seu uso em embalagens

O poli(tereftalato de etileno) (PET) é um poliéster termoplástico sintetizado a partir de uma reação de policondensação entre o etileno glicol e o ácido tereftálico. A reação de policondensação entre tais monômeros pode ser vista na Equação 1.



Equação 1 [8]

As aplicações do PET podem ser divididas em três categorias principais, nomeadamente as fibras sintéticas para a indústria têxtil, garrafas para bebidas, alimentos e outros líquidos, além de usados em termoformagem. Existem resinas de poliéster insaturadas que usam PET, muitas vezes em combinação com fibra de vidro. As duas aplicações amplamente reconhecidas são tecidos sintéticos e garrafas PET [9].

O PET apresenta uma ampla gama de microestruturas dependendo do seu processamento, existem tanto PET amorfos (transparente) quanto semicristalinos (opaco e branco). De acordo com a literatura [1], as propriedades podem variar consideravelmente dependendo da história térmica. O PET amorfo é obtido quando resfriado rapidamente a partir de temperaturas acima de sua T_m , o polímero tende a apresentar uma microestrutura majoritariamente amorfa. Nessa configuração, o PET apresenta menor resistência ao impacto, maior ductilidade, maior permeabilidade à gases e maior transparência. Já o PET semicristalino é produzido sob baixas taxas de resfriamento, dando tempo suficiente para a nucleação e crescimento de esferulitos; o polímero apresenta maior rigidez e melhores propriedades de barreira contra gases. Exemplos dessas propriedades podem ser observadas na Tabela 1.

Tabela 1. Propriedades do PET dependendo de seu grau de cristalinidade (vol.%).

Tipo de PET	Energia de Impacto (J) [10]	Tensão de escoamento (MPa) [10]	PO ₂ [11]
Amorfo (5%)	1,3	59	0,424
Semi-cristalino (30%)	0,9	78	0,219

PO₂, permeabilidade ao O₂ em cm³.cm.m⁻².dia⁻¹.atm⁻¹

Transformados de PET geralmente têm boa resistência a óleos minerais, solventes e ácidos, mas não a meios básicos [11]. O PET também tem boa capacidade de processamento e pode ser reciclado para outras aplicações [12]. Para a produção de garrafas PET, o processo utilizado ao redor do mundo é o de injeção-sopro. Na etapa de injeção, o PET em forma de pellet é fundido e injetado em uma pré-forma. A pré-forma é a forma primordial das garrafas que virão em seguida, e o intuito de se passar por essa etapa é de garantir uma precisão dimensional do produto final, principalmente na região do gargalo da garrafa [12]. É importante que essa região seja precisamente moldada pois é esperado que quando aplicada a tampa haja um lacre eficaz, algo que fica evidente em bebidas carbonatadas. A pré-forma tende a ser menos cristalina que a garrafa final devido ao rápido resfriamento do molde. Em seguida, a pré-forma é inserida num molde e aquecida. Com o aquecimento, o material polimérico amolece e permite que seja moldado. Ar é injetado dentro da pré-forma amolecida, fazendo com que ela preencha o molde em forma de uma garrafa. Uma imagem deste processo pode ser vista na Figura 1.

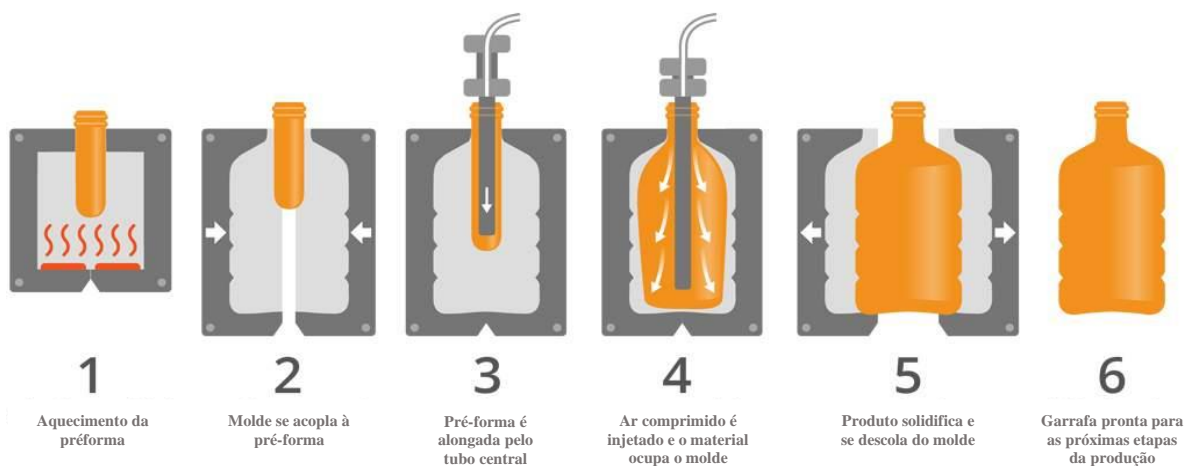


Figura 1. Sopro das pré-formas. (adaptado ao português [12]).

Durante o sopro, a única região que se mantém nas dimensões iniciais é o gargalo, que fica protegido do aquecimento.

2.2 Economia circular

Economia circular é um conceito que tem por objetivo eliminar resíduos que advém da cadeia de valor, reinserindo-os como matéria prima na cadeia de produção de outros produtos. Essa concepção está intimamente relacionada à sustentabilidade [13]. São incluídas na economia circular, estratégias como a reciclagem pós-produção e pós-consumo, uso de produtos de origem renovável e reaproveitamento de recursos naturais. Pode-se incluir também as tendências globais de alcançar a neutralidade de carbono [14].

Blocos econômicos como a União Europeia possuem projetos de aceleração para substituir o *modus operandi* atual para um modo de vida que o planeta consiga proporcionar um desenvolvimento sustentável [13]. De acordo com as estimativas do plano de ação criado, se os padrões de consumo atuais forem mantidos, a pegada ecológica da humanidade em 2050 será 3 vezes maior que aquela suportável pelo planeta. Com o aumento da renda global advinda do desenvolvimento econômico [14], a quantidade de resíduos sólidos aumentará em 70% no mesmo período. Além disso, o consumo de recursos naturais dobrará nos próximos 40 anos.

Considerando todos os fatores supracitados e adicionando o fato de que 90% da perda de biodiversidade e estresse hídrico advém da extração de recursos naturais, é de se esperar que as atuais tendências se tornarão problemas críticos num futuro próximo. Na visão de empresas, seus negócios estão principalmente em risco quando se leva em conta a escassez de matérias primas (que aumentará os custos de insumos) e o ambiente regulatório, que se tornará cada vez mais restritivo. Uma estratégia vencedora nas próximas décadas será aquela que conseguir se adaptar com antecedência à todas essas demandas ambientais. A União Européia já instaurou diretrizes para responsabilizar as empresas produtoras, obrigando-as a tratar também os resíduos oriundos das suas cadeias de valor. Até 2025, a obrigação é de que pelo menos 50% dos resíduos sólidos gerados sejam reciclados [7].

As multinacionais globais já estão buscando soluções para se adequar às futuras demandas. A Saint-Gobain, por exemplo, possui uma série de projetos de economia circular que gerem os resíduos sólidos que são descartados no setor da construção. De acordo com divulgações

corporativas e experiências pessoais [3], a empresa já integra vidros em estágio “fim de vida” na composição dos seus vidros planos. O uso de cacos de vidro na fabricação do vidro possibilita economia energética, e, conseqüentemente, redução nas emissões de gases do efeito estufa (GEE) da ordem de 60% por quilograma de vidro produzido. Já no Brasil, no setor de polímeros, empresas como a Braskem também se comprometeram em se tornar empresas de carbono neutro até 2050 [15]. A partir de maiores eficiências nas suas indústrias e uso de matérias-primas renováveis como a cana-de-açúcar, a empresa segue tendências mundiais no mercado de petroquímicos uma vez que são altamente suscetíveis à riscos regulatórios.

Assim, na manufatura de petroquímicos, uma das maneiras de se atingir maiores índices de economia circular é usando insumos de origem renovável, como aqueles provenientes de biomassa vegetal, uma vez que esta captura carbono no seu crescimento e reduzem a pegada dos seus processos [15].

2.3 A produção de Etanol e a indústria de polímeros verdes

A fermentação da cana-de-açúcar é um processo bioquímico realizado por microorganismos (leveduras) que ao consumir o açúcar de forma anaeróbia, produz a energia necessária para sua sobrevivência, tendo como subprodutos o etanol e CO₂. Tal processo é apenas uma das formas na qual microorganismos produzem energia na forma de moléculas de adenosina trifosfato (ATP). Durante o processo da glicólise (quebra das moléculas de açúcar) a glicose é inicialmente convertida em piruvato, e este por sua vez é metabolizado em diferentes compostos de acordo com o tipo de fermentação. Na láctica, o piruvato é convertido em ácido láctico. Na fermentação alcoólica, no entanto, ele é convertido em etanol com a liberação de CO₂. Apesar de ser um processo que ocorre na ausência de oxigênio, alguns micro-organismos fermentativos atuam na presença de grandes concentrações de oxigênio, como é o caso das leveduras [16].

As leveduras podem ser geneticamente modificadas para processar o açúcar de maneiras diferentes, gerando subprodutos variados. Por exemplo, certas variedades de levedura conseguem produzir isobutanol a partir da glicose, como descrito em uma patente arquivada pela empresa GEVO [17], que possui biorrefinarias de químicos avançados nos EUA. A modificação genética permite uma maior flexibilidade para a transformação de insumos renováveis em químicos para a indústria dos polímeros. Dado o panorama global e a demanda por soluções de polímeros

sustentáveis, empresas do mundo todo estão se lançando em alternativas renováveis para seus produtos empregando, dentre outros, o etanol como matéria-prima.

A Nature Works LLC desenvolveu um processo contínuo para a produção de poli(ácido láctico) (PLA). O PLA é conhecido desde 1845, mas não foi comercializado até o início de 1990. O PLA pertence à família dos poliésteres alifáticos com meros de ácido láctico. O monômero ácido láctico pode ser obtido por fermentação bacteriana de açúcares de biomassa. O PLA pode ser sintetizado a partir do ácido láctico por reação de policondensação direta. A Nature Works LLC comercializa o PLA sob a marca Ingeo, com capacidade de produção de 100.000 toneladas por ano [18].

A Mistubishi Chemicals desenvolveu em colaboração com a empresa Ajinomoto um poli(succinato de butileno) (PBS) usando biomassa como insumo. O PBS é um poliéster alifático com propriedades semelhantes àsquelas do PET. O PBS é produzido por policondensação de ácido succínico e 1,4-butanodiol. O PBS pode ser produzido por monômeros derivados de sistemas baseados em petróleo ou por rotas de fermentação bacteriana, novamente à partir da glicose. A capacidade produtiva é de cerca de 3.000 toneladas por ano [2].

A Braskem produz resinas termoplásticas oriundas da cana-de-açúcar. Com a marca “*I’m Green*”, a empresa comercializa diversos produtos que contemplam o conceito de economia circular como produtos reciclados e de origem renovável. Neste último, são produzidos polímeros como o acetato de vinila (EVA), usado em calçados e formulações adesivas e ceras de polietileno. Estes polímeros são, de acordo com a empresa, os primeiros de escala industrial a capturar carbono em sua cadeia de valor. Atualmente, produtos de polietileno são em sua maioria produzidos do etileno vindo do crackeamento da nafta. A capacidade produtiva de bio-PE da Braskem é cerca de 200.000 toneladas por ano [15].

2.4 Avaliação ciclo de vida (ACV)

A avaliação do ciclo de vida (ACV) é uma metodologia que avalia os impactos ambientais associados a um produto, processo ou serviço, levando em consideração todas as etapas de seu ciclo de vida. Usa-se do conceito de inventário, que é uma base de referência que contém os fluxos de entrada e saída (materiais e energéticos por exemplo) relativos a um sistema de produto, que compreende as etapas do ciclo de vida submetidos à ACV. No inventário são consideradas etapas

como extração de matéria-prima, a produção e a destino de fim de vida do produto. Com o uso de softwares, a avaliação dos impactos ambientais associados ao inventário pode ser interpretada, e os resultados analisados de acordo com o escopo e objetivos do estudo. Também é possível tomar decisões em relação à seleção de materiais e melhoramento de processos, reduzindo assim os impactos ambientais associados ao produto [19]. A ACV é um procedimento que é descrito dentro de normas internacionais como a ISO 14044 [20].

Os indicadores de impacto ambiental são índices que quantificam diferentes formas de impacto ambiental de maneira quantitativa. A partir desses indicadores, torna-se possível a comparação entre diferentes produtos. Algumas dessas categorias de impacto ambiental são discutidas a seguir [19].

O aquecimento global é o fenômeno do aumento das temperaturas globais que ocorre quando gases de efeito estufa são liberados na atmosfera [21]. Atualmente, o consenso científico é de que a humanidade tem acelerado esse processo com a liberação principalmente de CO₂, subproduto comum das nossas atividades econômicas. Com o aumento da temperatura, efeitos inesperados ocorrem, mudando os padrões climáticos de microrregiões do globo. Regiões úmidas tenderão à desertificação, fenômenos climáticos extremos como furacões, inundações e ondas de calor serão mais frequentes e ocorrerá também um aumento do nível do mar, impactando populações costeiras. Esta categoria de impacto ambiental é expressa como potencial de aquecimento global ao longo do tempo, geralmente 100 anos (GWP100) ou 500 anos (GWP500), medidos na unidade de referência de kg de CO₂ equivalente [21].

Outra categoria de impacto ambiental é a acidificação, índice que mede o impacto da emissão de gases como o dióxido de enxofre (SO₂) que podem reagir com água na atmosfera e criar o fenômeno que chamamos de chuva ácida. Essa acidificação tem impactos importantes e que podem se alastrar por grandes regiões. Ecossistemas aquáticos são particularmente vulneráveis, pois a acidez da chuva se acumula nesses ambientes. Além disso, muitos minerais que não são comumente lixiviados pela chuva podem acabar também se acumulando em rios e lagos, afetando a fauna e a flora. Exemplos de gases que causam esse fenômeno são a amônia (NH₃), óxidos de nitrogênio (NO_x) e óxidos de enxofre (SO_x) [21]. O potencial de acidificação é expresso utilizando a unidade de referência kg de SO₂ equivalente (kg-Eq SO₂).

Para avaliar o impacto no uso de terras, os métodos de ACV incluem comumente indicadores de ocupação de terras, sejam elas terras agrícolas (ALOP), urbanas (ULOP) ou naturais (NLTP). As unidades utilizadas são $\text{m}^2\cdot\text{ano}$ ou apenas m^2 [21].

O esgotamento de recursos abióticos representa a utilização de recursos de origem não biológica, como combustíveis fósseis, minerais, metais e água. A idéia dessa categoria é avaliar o impacto do produto (ou processo) na escassez de uma substância, e depende da quantidade de recursos acessíveis e da taxa de extração. Um indicador útil nesse sentido é o esgotamento de recursos fósseis (FDP), medido em quilogramas equivalentes de petróleo (kg petróleo Eq) [21].

Para mensurar os danos potenciais de um ciclo de vida no bem-estar humano, estando intimamente relacionados à quão perigosos são emissões de substâncias químicas no meio ambiente, utiliza-se o índice da toxicidade em humanos. Considera-se os impactos da inalação, ingestão e contato por seres humanos. Esta categoria é quantificada com a unidade de kg de 1,4-diclorobenzeno (1,4 DB) equivalentes ou então em unidades potenciais de toxicidade humana (HTP) [21].

Com o mesmo intuito do indicador anterior, mas avaliando os impactos na natureza, a toxicidade ambiental pode ser dividida em três categorias distintas: a ecotoxicidade aquática de água doce, a ecotoxicidade aquática marinha e a ecotoxicidade terrestre. Tais indicadores medem a concentração de substâncias tóxicas que foram inseridas em cada um desses ambientes. A unidade de medida usada para tal é o kg de 1,4 DB equivalente [21].

A oxidação fotoquímica é a categoria que avalia a quantidade de ozônio produzida em baixa altitude, que é tóxico para os seres humanos em altas concentrações. A reação ocorre em grande parte devido a compostos orgânicos voláteis e óxido de nitrogênio na presença de radiação luminosa e calor. Os impactos de criação desse ozônio fotoquímico são medidos com a unidade kg de etileno (C_2H_4) equivalente [21].

Por fim, o índice da eutrofização mede a acumulação de compostos orgânicos que servem como nutrientes em ecossistemas e que causam o crescimento excessivo de plantas como algas. Essas algas em excesso têm forte impacto na qualidade da água e nas populações de animais que ali habitam. As emissões de amônia, nitratos, óxidos de nitrogênio e fósforo para o solo ou a água têm impacto na eutrofização. A unidade de medida para essa categoria é o kg de PO_4^{3-} equivalente [21].

2.5 Reciclagem de Polímeros

O conceito de reciclagem tem como objetivo o reaproveitamento de materiais descartados por processos industriais ou após o seu uso (fim de vida). O reaproveitamento tem como grande objetivo reinserir na cadeia produtiva estes materiais, agregando valor aos resíduos e evitando que os mesmos sejam descartados em aterros ou no meio ambiente, colaborando com a preservação dos recursos naturais e melhorando a qualidade de vida humana. É considerada uma alternativa viável para tratar os resíduos sólidos, sendo amplamente explorada em diretrizes de política públicas ao redor do mundo [13]. Existem dois principais métodos de se reciclar polímeros atualmente: a reciclagem mecânica e a química (Figura 2).

A reciclagem mecânica é a mais utilizada em todo o mundo. Após a coleta, os resíduos são prensados e transportados dos centros de consumo e triagem para as unidades de reciclagem. Lá, eles passam por um processo de separação mais minucioso, segregando os polímeros por seu tipo, cor, etc. Em seguida, o material é moído, transformando-se em *flakes*, que são partículas planas. Após uma lavagem e consequente descontaminação, esse flakes podem ser transformados em pellets via processamento no estado fundido.

Um efeito indesejado da reciclagem mecânica é a degradação dos polímeros [22]. Esse fenômeno é oriundo do reprocessamento do polímero, pois quando submetido algumas vezes pelo processo de extrusão, injeção e sopro é comum que as altas taxas de cisalhamento e temperaturas degradem as cadeias poliméricas, reduzindo as propriedades físicas do polímero. No caso do PET, isso impede que novas garrafas sejam produzidas apenas com resina reciclada, exigindo sempre uma porcentagem de resina pré-produção.

Já a reciclagem química é um processo de reciclagem mais recente que tem como objetivo despolimerizar o polímero descartado em seus monômeros constituintes, permitindo assim a repolimerização e, conseqüentemente, a obtenção de uma resina nova. Essa tecnologia tem o potencial de transformar a cadeia de valor de polímeros em algo realmente circular, reduzindo drasticamente o descarte desses produtos.

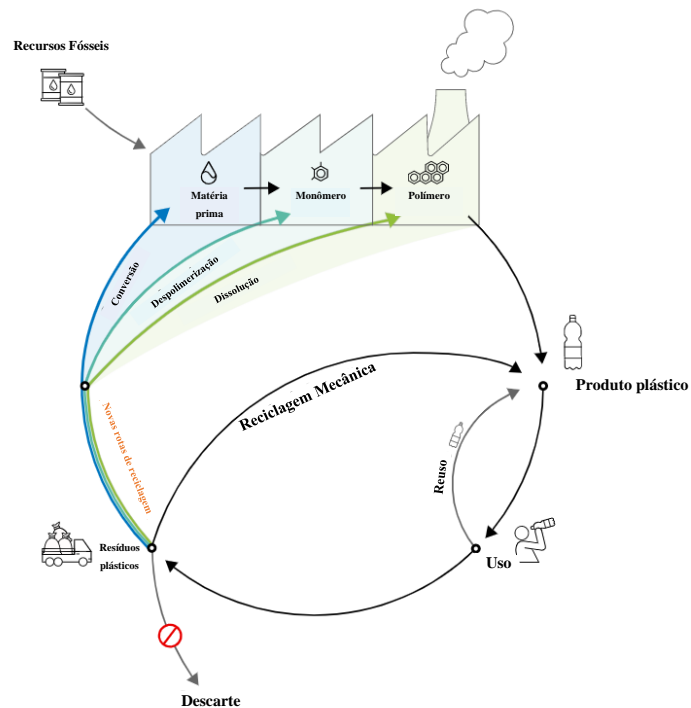


Figura 2. Posicionamento de diferentes tecnologias de reciclagem na cadeia de valor [23].

3. REVISÃO DA LITERATURA

Para o presente trabalho, será necessário entender quais são os avanços mais recentes em estudos sobre ACV de bio-PET. Uma base de referência da produção de PET de origem fóssil e as rotas de síntese do polímero também serão necessárias.

Na produção do polímero PET, existem duas rotas de síntese principais: uma que usa o Ácido Tereftálico Puro (ou PTA em inglês) e outra que usa o Tereftalado de dimetila (ou DMT em inglês). De acordo com análises de mercado do IHS Markit [24], o PTA é a rota mais usada atualmente, sendo o DMT preferível para aplicações de engenharia [25]. Desta maneira, esse trabalho focará no uso do PTA como comonômero das garrafas PET.

Para a produção de bio-PTA, um estudo de 2019 [26] tratou do assunto e trouxe uma ACV de três rotas diferentes pelas quais o comonômero poderia ser produzido. Essas rotas podem ser vistas na imagem na Figura 3.

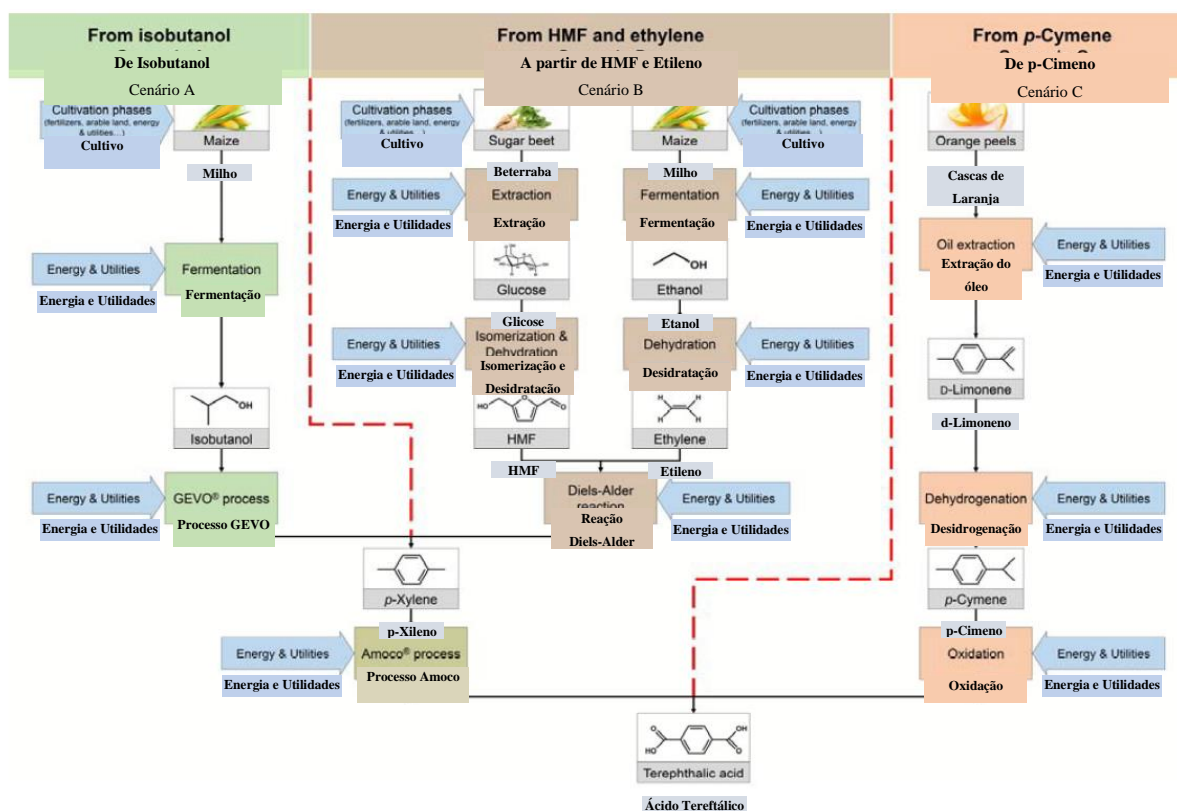


Figura 3. Rotas de síntese do bio-PTA (Imagem adaptada ao português [26]).

No entanto, nesse estudo as biomassas escolhidas para essas rotas foram o milho, a beterraba sacarina ou compostos de cascas de laranja. Além disso, o estudo usou como referência da ACV o indicador ocupação da terra global (que leva em conta uma média ao redor do mundo) e uma matriz elétrica Européia, que é consideravelmente mais poluente que a brasileira, com cerca de 40% advinda da queima de combustíveis fósseis enquanto na brasileira essa fatia corresponde a apenas 17%. [27][28]. Para o presente trabalho de conclusão de curso, a rota do cenário A foi a escolhida para aprofundamento pois envolve a fermentação de açúcares como etapa inicial, especialmente aqueles provenientes da cana-de-açúcar, uma indústria conhecida e dominado no Brasil.

O inventário e impactos da etapa de produção de etanol pode ser verificado no trabalho de TSIROPOULOS et al. [29], que compara os métodos produtivos entre usinas brasileiras e indianas. Os resultados indicaram que a produção brasileira é mais eficiente e usa menos recursos de origem fóssil por quilograma de produto. Além disso, os impactos na toxicidade humana da produção brasileira correspondem apenas a 60% das indianas (também por quilograma de etanol).

Concomitantemente, PEREIRA et al. [30] apresentou em seu estudo de 2014 uma ACV de rotas de produção do isobutanol a partir da cana-de-açúcar. Usinas de primeira geração com ou

sem a adição do processamento do bagaço para a produção de álcoois foram avaliadas separadamente. O cenário chamado de 1G2GMS foi o que apresentou o melhor resultado como um todo. Esse cenário avaliava o uso de uma destilaria de primeira geração anexa à lavoura, com 50% do caldo desviado para a produção de etanol e 50% para a produção de açúcar, integrada à segunda geração com a produção de butanol a partir da fermentação do bagaço por cepa mutante. Houve nesse caso um resultado com redução de 90% das emissões quando comparado com o cenário petroquímico. No entanto, o estudo avaliou o uso do processo desenvolvido na empresa GEVO para a produção de isobutanol. Sabendo que o processo GEVO usa leveduras modificadas mas da mesma espécie da fermentação sucro-alcooleira e nos baseando em artigos [31][26], esse trabalho tomou como referência a produção de etanol no Brasil no lugar do isobutanol. Tal abordagem permitiu um inventário mais completo e mais aproximado da realidade.

Ainda na produção de bio-PTA, AKANUMA et al. (2013) [31] aprofundou na produção de bio-PTA pela rota do cenário A do estudo anterior, trazendo o inventário de cada uma das etapas intermediárias. Novamente, a matriz energética considerada não foi a brasileira. O estudo apresenta o inventário das etapas de produção de monoetileno glicol (MEG) de origem renovável através da desidratação do etanol. O monoetileno glicol é o outro comonômero do PET. O etanol também pode ser obtido pela fermentação do açúcar vindo da cana, portanto foi escolhida essa rota como central neste presente trabalho devido sua compatibilidade com a regionalização desejada.

Outros estudos como ISLAM et al. [32] e GURSEL et al. [33] também avaliaram a produção de bio-MEG. GURSEL et al. ainda considerou o uso de etanol brasileiro nos seus cálculos, porém com a transformação do mesmo em bio-MEG na Índia e a síntese do PTA e PET grau garrafa no continente europeu. Essas movimentações de matérias primas, principalmente de líquidos, adicionam custos e emissões na cadeia de valor do bio-PET, aumentando a sua pegada de carbono. Sobre o mesmo tópico, UYTVANCK et al. [34][35] realizou um estudo da produção dos monômeros a partir de fontes renováveis para a produção de bio-PET, e mesmo com as movimentações de matérias-primas entre o Brasil e a Europa, os indicadores de emissões de carbono (GWP) do bio-PET foram 28% menores que as alternativas fósseis, mas com impactos de toxicidade humana (HTP) e ecotoxicidade marinha (MAETP) 370% e 146% maiores, respectivamente.

Uma vez que os PTA e MEG podem ser obtidos de fontes renováveis, a síntese do PET pode enfim ocorrer. O estudo de ROMÃO et al. [8] traz informações relevantes sobre quais são as

reações e a estequiometria destas. Em seguida, foi buscado na literatura informações detalhadas sobre o inventário dessa etapa [31][34]. O inventário da etapa de polimerização também foi usado para a produção de garrafas PET de origem fóssil.

Para a etapa de fabricação das garrafas, dados da produção de pré-formas no Brasil em 2011 foram encontrados na literatura [36], seguidas da produção de garrafas de 2 litros. Foram quantificados os impactos das emissões atmosféricas considerando CO, CO₂, NO_x, SO₂, Hidrocarbonetos (HC) e Material Particulado (MP). A quantidade de dióxido de carbono total emitida considerou a emissão no transporte rodoviário dos materiais pela queima de óleo diesel, a emissão pela queima dos GLP nas empilhadeiras e a quantidade emitida no ambiente durante o envase.

Quanto ao impacto geral da produção de PET ao redor do mundo atualmente, VOLANTI et al. [26] trazem à tona a discussão sobre o impacto positivo que bio-PET poderiam trazer no meio ambiente. De acordo com o artigo, uma redução anual de 17,2 milhões de toneladas de gases de efeito estufa seria alcançada se 20% das emissões de CO₂ da produção de PET fossem eliminadas por uso de recursos renováveis.

Assim, há na literatura estudos que tratam do uso tanto de bio-MEG quanto de bio-PTA nas cadeias produtivas do PET, além de estudos quanto à produção de insumos químicos a partir da cana-de-açúcar. A literatura também apresenta dados quanto à produção de garrafas em solo brasileiro. No entanto, não há nenhum trabalho que avalie a totalidade desses fatores unidos no contexto de produção de garrafas PET, justificando o tema central deste trabalho.

4. OBJETIVOS

O objetivo do presente trabalho foi avaliar os potenciais impactos de garrafas PET produzidas a partir de insumos químicos de fonte não renovável e renovável. Foram definidos como objetivos específicos:

- Comparar os indicadores de impacto ambiental de garrafas PET quando os monômeros MEG e ácido tereftálico puro (PTA) são provenientes da indústria petroquímica (não renovável) e da indústria sucroalcooleira (renovável).

Comparar os indicadores de impacto ambiental de garrafas PET de base não renovável e renovável constituídas parcialmente por resina PET reciclada.

5. MATERIAIS E METODOS

O intuito de se estudar os impactos ambientais de fontes alternativas de insumos químicos para a indústria de polímeros, é algo que permeia o meio acadêmico há um certo tempo [34]. O sistema do PET de origem renovável, baseando-se em uma possível rota para produção tanto de MEG quanto PTA, visa criar uma base de comparação com sistemas de origem fóssil. A rota escolhida para a produção de MEG renovável foi a desidratação do etanol, este proveniente da cana-de-açúcar. Para a produção do PTA, foi considerada a rota onde o etanol é transformado em isobutanol. Mais detalhes sobre estes processos podem ser vistos na Figura 4. Esses dois sistemas principais foram avaliados também em comparação com o uso de PET reciclado como matéria prima. O valor de 20% de polímero reciclado foi escolhido baseado em estudos e recomendações da união européia quanto ao uso de PET reciclado em aplicações alimentícias [37].

Este trabalho baseou-se nas diretrizes presentes na ISO 14040 para a condução da ACV das garrafas PET em etapas, nomeadamente: definição de escopo e objetivo, análise de inventário, avaliação de impacto e interpretação dos resultados.

5.1 Definição dos objetivos e escopos

O objetivo desse trabalho foi avaliar os possíveis impactos e ganhos de se substituir o plástico PET, que é atualmente produzido a partir de fontes fósseis, por sua versão oriunda de recursos renováveis. Reconhecendo a necessidade de transformar a economia global em uma economia circular e a necessidade de reduzir as emissões de gases do efeito estufa, o escopo da ACV consistiu em avaliar o ciclo de vida de produção de uma garrafa de refrigerante de 2 litros (cradle to gate). Os sistemas de produtos que foram analisados são mostrados na Tabela 2.

Tabela 2. Composição da unidade funcional dos diferentes sistemas de produto.

	% massa PET renovável	% massa PET fóssil	% massa PET reciclado
Sistema 1	0%	100%	0%
Sistema 2	100%	0%	0%
Sistema 3	0%	80%	20%
Sistema 4	80%	0%	20%

O PET reciclado foi considerado no presente trabalho principalmente como elemento de referência, uma vez que este já é presente em processos industriais de larga escala e introduz aspectos de economia circular num contexto atual. A unidade funcional de referência foi de 9 bilhões de garrafas PET de 2 litros, cada uma correspondente a 47g de material. Esse volume é equivalente à produção anual brasileira [38]. Não foram considerados outros materiais que porventura possam fazer parte de uma garrafa de bebida carbonatada, como rótulos e tampas, pois o intuito é avaliar apenas as diferenças entre resinas PET. A região analisada foi a região sudeste do Brasil, mais especificamente no estado de São Paulo.

5.2.2 Análise dos Inventários de Ciclo de Vida (ICV)

Um diagrama explicativo de cada um dos sistemas estudados pode ser visto abaixo (Figuras 4, 5, 6 e 7), indicando as entradas e saídas de cada processo. As equações associadas e os inventários obtidos na literatura são apresentados a seguir. Os inventários apresentados correspondem a apenas uma garrafa de 2 litros. Os resultados da ACV foram obtidos multiplicando esse valor pela unidade funcional considerada, como indicado na seção anterior.

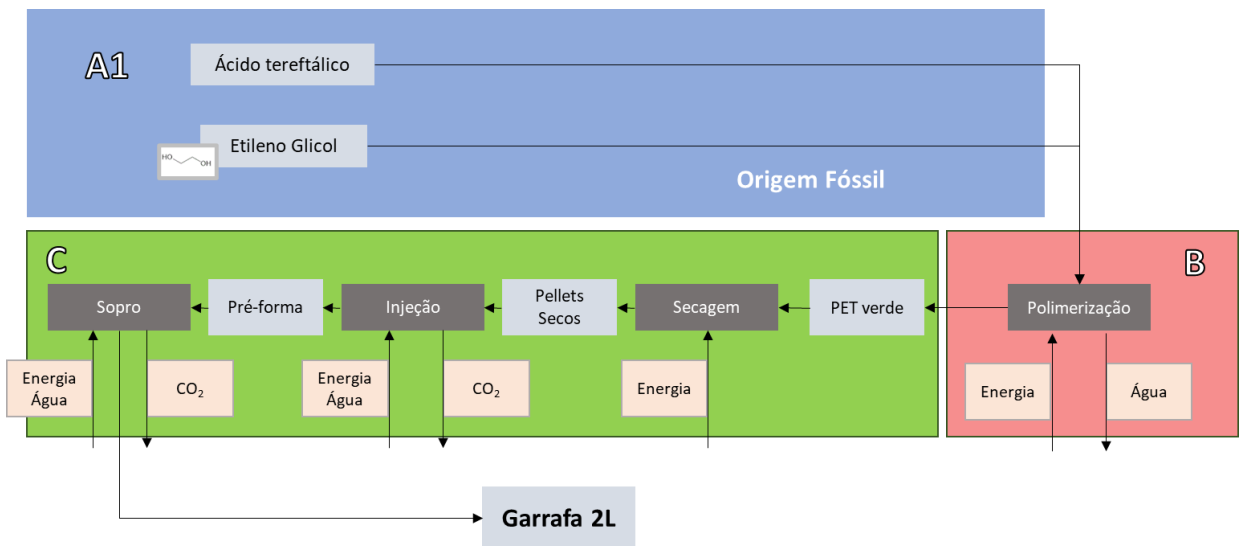


Figura 4. Diagramas representativo do sistema 1.

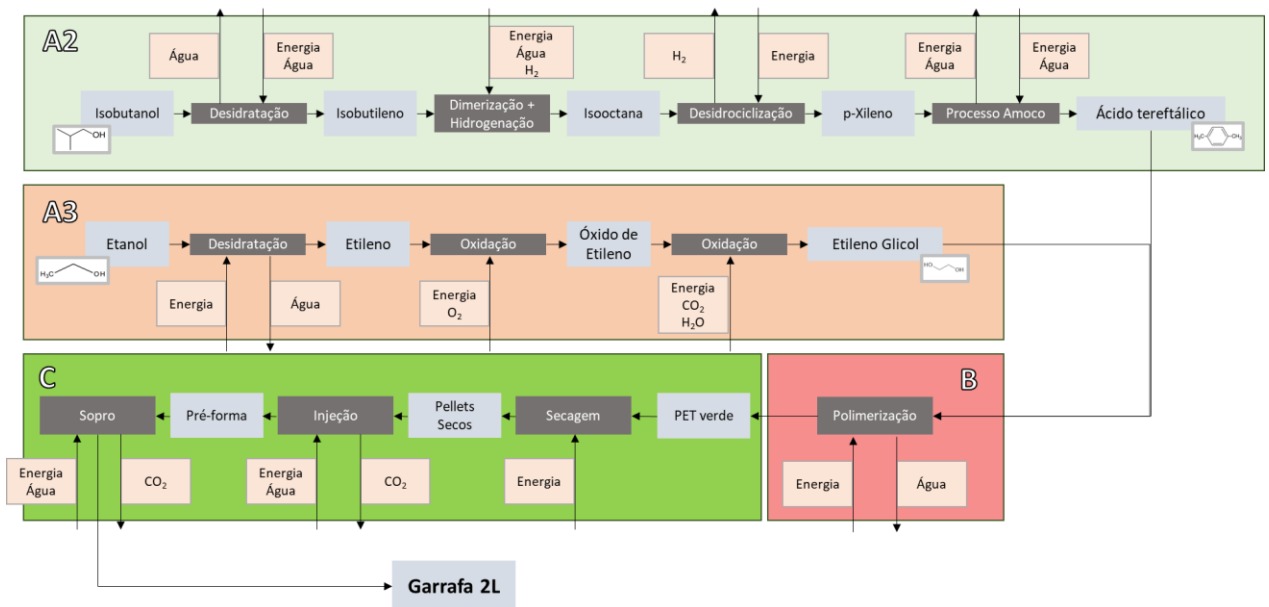


Figura 5. Diagramas representativo do sistema 2.

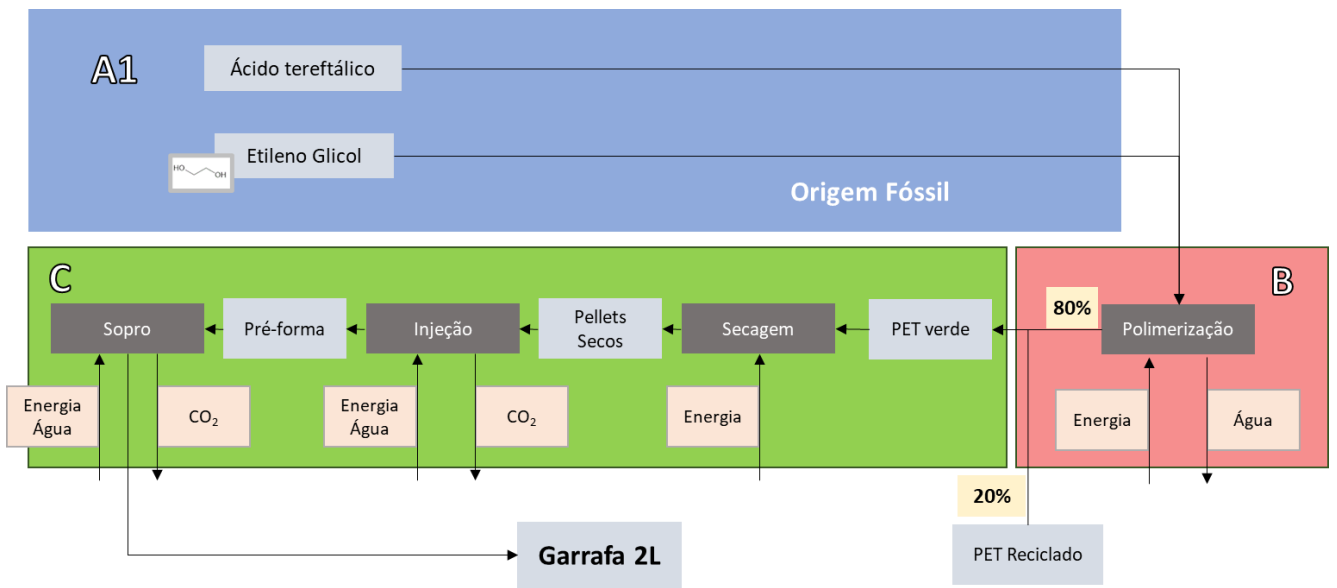


Figura 6. Diagramas representativo do sistema 3.

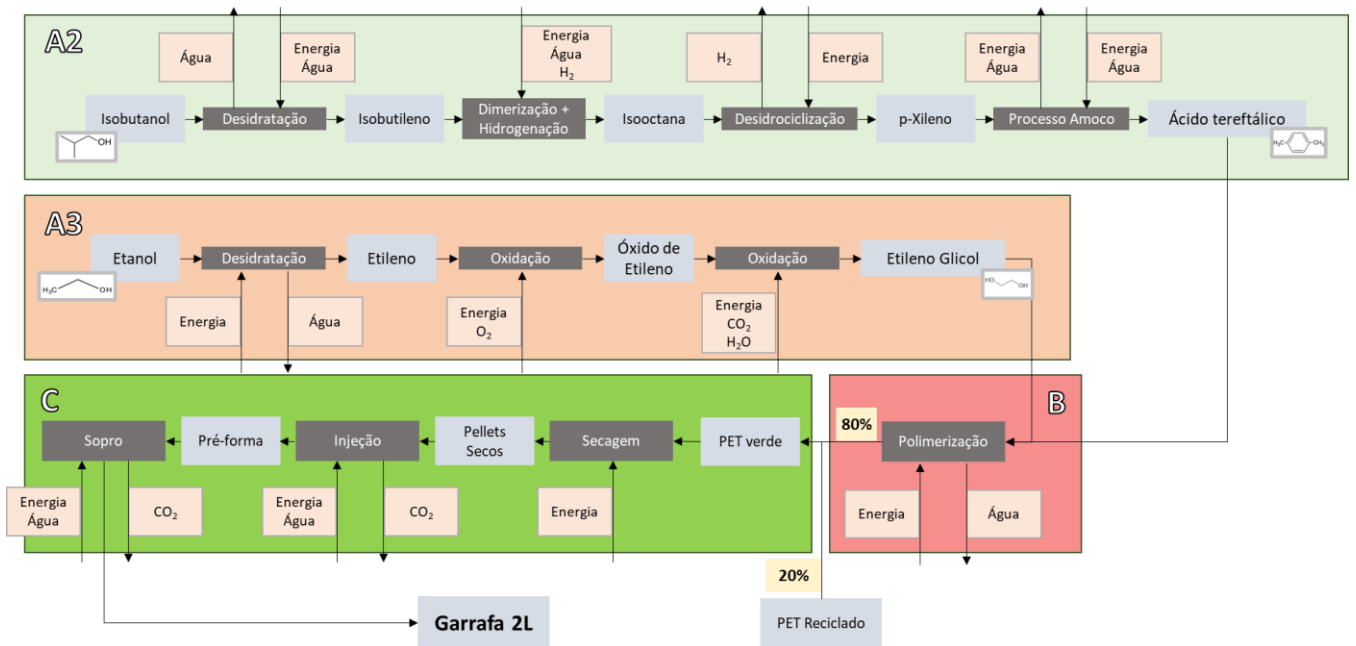


Figura 7. Diagramas representativo do sistema 4.

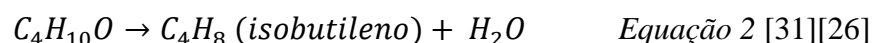
5.2.2.1 Etapa A1

A etapa A1 consiste simplesmente no fluxo de matérias primas fósseis (MEG e PTA) sem passar por nenhum tipo de transformação. A etapa não apresenta inventário significativo e o intuito de mantê-la é para manter uma relação análoga entre os diagramas dos sistemas fósseis e renováveis.

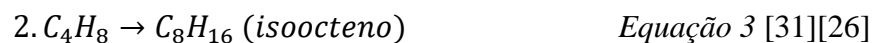
5.2.2.2 Etapa A2

A etapa A2 compreende a produção de Ácido Tereftálico Puro (PTA) à partir do isobutanol derivado da cana-de-açúcar. As equações de referência para essa etapa são:

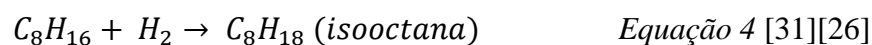
A reação de desidratação do isobutanol pode ser descrita por



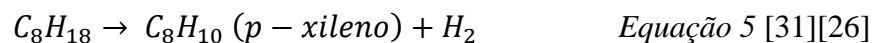
A reação de dimerização pode ser descrita por:



A reação de hidrogenação pode ser descrita por:



A reação de desidrociclicização pode ser descrita por:



A reação de oxidação pode ser descrita por:

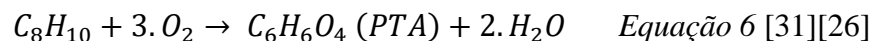


Tabela 3: Inventário do ciclo de vida (ICV) da etapa A2

Processo	Tipo	Material	Quantidade	Unidade	Descrição
Desidratação	Entrada	Isobutanol	32,5	g	Ethanol, without water, in 99.7% solution state, from fermentation Cutoff, S - BR
		Eletricidade	0,012	kWh	
	Saída	Água	7,9	g	
		Isobutileno	24,6	g	
Dimerização	Entrada	Isobutileno	24,6	g	Desidratação
		Vapor	49,2	g	steam production, in chemical industry steam, in chemical industry Cutoff, S - RoW
		Água	59,0	g	tap water production, conventional treatment tap water Cutoff, S - BR
	Saída	Água	108,3	g	
		Isoocteno	24,6	g	
Hidrogenação	Entrada	Isoocteno	24,6	g	Dimerização
		Eletricidade	0,0012	kWh	
		Hidrogênio	0,4	g	hydrogen production, gaseous, petroleum refinery operation hydrogen, gaseous Cutoff, S - BR
	Saída	Isooctana	25,1	g	
Desidroclização	Entrada	Isooctana	25,1	g	Hidrogenação
		Eletricidade	0,001	kWh	
	Saída	Hidrogênio	1,8	g	
Oxidação	Entrada	p-Xileno	23,3	g	
		Electricidade	0,020	kWh	
		Água	28,0	g	
		Oxigênio	21,1	g	
	Saída	Água	7,9	g	
		Vapor	28,0	g	
		PTA	36,5	g	

Na primeira etapa, foi considerado a produção do etanol como processo de referência para o isobutanol, assim como na literatura [31][26]. Em cinza, ambos os processos estão energeticamente interligados. Todos os fluxos de eletricidade tiveram a mesma referência da base de dados (electricity production, hydro, reservoir, tropical region | electricity, high voltage | Cutoff, S - BR-South-eastern grid), o que foi repetido nos próximos inventários.

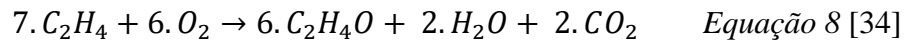
5.2.2.3 Etapa A3

A etapa A3 compreende todos os processos que transformam a cana-de-açúcar em Monoetileno Glicol (MEG).

- Produção de Etileno a partir de Etanol:



- Produção de Óxido de Etileno a partir de Etileno:



- Produção de Etileno Glicol a partir do Óxido de Etileno:



Tabela 4: Inventário do ciclo de vida (ICV) da etapa A3

Processo	Tipo	Material	Quantidade	Unidade	Descrição
Produção de Etileno (Rendimento 98.8 %)	Entrada	Etanol	18,64	G	Ethanol, without water, in 99.7% solution state, from fermentation Cutoff, S - BR
		Eletricidade	5,49	kWh	
		Aquecimento	4,28	kWh	steam production, as energy carrier, in chemical industry heat, from steam, in chemical industry Cutoff, S - RoW
	Saída	Água	7,04	g	
		Subprodutos (C5+)	0,62	g	
		Etileno	10,97	g	
Produção de Óxido de Etileno (Rendimento 72%)	Entrada	Etileno	10,97	g	Produção de Etileno
		Oxigênio	5,37	g	Fluxo elementar
	Saída	CO ₂	3,54	g	
		Água	1,45	g	
		Óxido de Etileno	10,64	g	
Produção de Mono Etileno Glicol (Rendimento 90%)	Entrada	Óxido de Etileno	10,64	g	Produção de Óxido de Etileno
		Água	4,35	g	tap water production, conventional treatment tap water Cutoff, S - BR
	Saída	Eletricidade	23,20	kWh	
		MEG	14,50	g	

Em cinza, ambos os processos estão energeticamente interligados.

Na literatura [35], foram indicados rendimentos para cada uma das reações. Portanto, esses rendimentos foram levados em conta e a porcentagem não reagida foi considerada como energia, tendo como subprodutos água e CO₂ para manter o balanço de massa neutro.

5.2.2.4 Etapa B

A etapa B representa a reação de policondensação e síntese do PET. Nesse momento, os fluxos provenientes de A1, A2, e A3 convergem e o processamento subsequente é idêntico para todos os sistemas estudados. A reação que foi usada como referência é a equação 1, apresentada no início deste trabalho.

A reação tem como reagentes o PTA e o MEG. Sabendo então que a massa molar do PTA é de 166,13 g/mol e que a do MEG é de 66.07 g/mol, pode-se relacionar estes valores com o número de mols contidos numa garrafa de 2 litros (47g) e calcular a quantidade em gramas de cada um dos reagentes. Portanto, para 47g de PET (0.2194 mol do material) são necessários 36,45 g de PTA e 14,50 g de MEG, com a liberação de 3,95 g de água.

Tabela 5: Inventário do ciclo de vida (ICV) da etapa B

Processo	Tipo	Material	Quantidade	Unidade	Descrição
Polimerização	Entrada	MEG	14,5	g	Etapa A1 ou A3
		PTA	36,45	g	Etapa A1 ou A2
		Eletricidade	0,05095	kWh	
	Saída	PET pellet	47,0	g	
		Água	3,95	g	

* Modificada para a matriz energética da região de São Paulo.

5.2.2.5 Etapa C

A etapa C representa todas as transformações que o polímero já sintetizado passará até se tornar o produto, ou seja, o processamento do PET em garrafas.

Tabela 6: Inventário do ciclo de vida (ICV) da etapa C

Processo	Tipo	Material	Quantidade	Unidade	Descrição
Secagem do polímero	Entrada	PET pellet	51,7	g	100% Etapa B ou 80% Etapa B + 20% de polyethylene terephthalate, granulate, bottle grade, recycled Cutoff, S - RoW
		Eletricidade	0,161	kWh	
	Saída	PET pellet (seco)	47,0	g	
		Água	4,7	g	
Moldagem por Injeção	Entrada	PET pellet (seco)	47,0	g	Secagem do polímero
		Eletricidade	$1,28 \cdot 10^{-3}$	kWh	
		Água	5,64	mL	
	Saída	CO ₂	0,803	g	
		Água	5,64	mL	
		Pré-forma	47,0	g	
Moldagem por sopro	Entrada	Pré-forma	47,0	g	Moldagem por Injeção
		Eletricidade	$4,97 \cdot 10^{-4}$	kWh	
		Água	47,0	mL	
	Saída	CO ₂	3,68	g	
		Água	47,0	mL	
		Garrafa PET	47,0	kg	

Água para refrigeração dos moldes e CO₂ produzido pelo maquinário de transporte interno da fábrica. Na literatura [36], usa-se uma unidade funcional de 5000 kg de pellet, portanto os valores foram adaptados para este projeto. Não foram considerados valores de resíduos sólidos produzidos oriundos de etapas logísticas internas da fábrica como perdas de produto, pallets usados no transporte e embalagens usadas para o transporte. Nessa etapa, avaliou-se também o uso de material reciclado na proporção de 20% para ambos os cenários (fóssil ou bio-PET).

5.2.3 Avaliação de impactos ambientais

Os ciclos de vida foram modelados com auxílio do software de licença livre openLCA (v1.10.3). Como método de análise de impactos, foi usado o ReCiPe Midpoint (E) [21]. Esse método foi primeiramente desenvolvido em 2008 através da cooperação entre o Instituto Nacional de Saúde Pública e Meio Ambiente do governo dos Países-baixos, a universidade de Radboud Nijmegen, a universidade de Leiden University e consultores da empresa PRé. Essa última é uma empresa especializada em ACV para a indústria, sendo uma referência importante para esse campo de estudos.

Os seguintes indicadores de impacto ambiental foram estimados: ocupação de terras agrícolas (ALOP) ($m^2 \cdot ano$), transformação de solos naturais (NLTP)(m^2), uso de recursos hídricos (WDP)(m^3), emissão de gases do efeito estufa (GWP500)(kg $CO_2 - Eq$), efeitos toxicológicos em humanos (HTPinf) (kg 1,4-DCB Eq), esgotamento de combustíveis fósseis (FDP)(kg petróleo Eq) e ecotoxicidade de água doce (FETPinf)(kg 1,4-DCB Eq). Tais indicadores são classificados como *midpoints* de análise e contemplam os impactos ambientais de um ciclo de vida sobre a Qualidade do Ecossistema, Saúde Humana e Esgotamento de Recursos Naturais, os quais são categorias *endpoint* que precisam ser obrigatoriamente consideradas em estudos de ACV (ISO 14040).

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após a montagem dos sistemas no software, foi obtida a tabela abaixo onde estão apresentados os resultados da ACV para cada um dos sistemas de garrafa PET estudados (Tabela 7). Para cada indicador, foi discutido quais sistemas que melhor mitigaram os impactos da produção de garrafas PET.

Tabela 7: Indicadores de impacto ambiental sistemas de produção de garrafas PET.

Indicador	Sistema 1	Sistema 2	Sistema 3	Sistema 4	Unidade
Ocupação de terras Agrícolas (ALOP)	$1,93 \times 10^7$	$9,08 \times 10^8$	$1,58 \times 10^7$	$7,43 \times 10^8$	$\text{m}^2 \cdot \text{a}$
Mudanças Climáticas (GWP500)	$1,07 \times 10^9$	$8,19 \times 10^8$	$8,91 \times 10^8$	$6,82 \times 10^8$	$\text{kg CO}_2\text{-Eq}$
Depleção de Combustíveis Fósseis (FDP)	$6,85 \times 10^8$	$2,23 \times 10^8$	$5,64 \times 10^8$	$1,85 \times 10^8$	kg oil-Eq
Toxicidade de água doce (FETPinf)	$1,99 \times 10^7$	$8,79 \times 10^6$	$1,63 \times 10^7$	$7,23 \times 10^6$	kg 1,4-DCB-Eq
Toxicidade humana (HTPinf)	$9,33 \times 10^9$	$4,93 \times 10^9$	$7,66 \times 10^9$	$4,06 \times 10^9$	kg 1,4-DCB-Eq
Transformação de solos naturais (NLTP)	$1,67 \times 10^6$	$2,78 \times 10^6$	$1,54 \times 10^6$	$2,45 \times 10^6$	m^2
Escassez de recursos hídricos (WDP)	$2,84 \times 10^6$	$8,93 \times 10^6$	$2,41 \times 10^6$	$7,40 \times 10^6$	m^3

Os indicadores foram discutidos de acordo com as 3 categorias endpoints: impactos sobre o meio ambiente (NLTP, GPW500 e FETPinf), impactos sobre a saúde humana (HTPinf) e impactos sobre o consumo de recursos naturais (ALOP, FDP e WDP).

6.1 Impactos sobre a terra e qualidade do meio ambiente

Um dos indicadores mais importantes para a atualidade e com muita influência nas decisões governamentais que buscam a neutralidade de carbono é o impacto nas mudanças climáticas. O indicador relacionado a esse impacto ambiental é o GWP500. Pode-se observar que os sistemas 2

e 4 (renováveis) apresentam menores emissões de CO₂ que os sistemas 1 e 3 (fósseis). Um gráfico representativo pode ser visto na Figura 8.

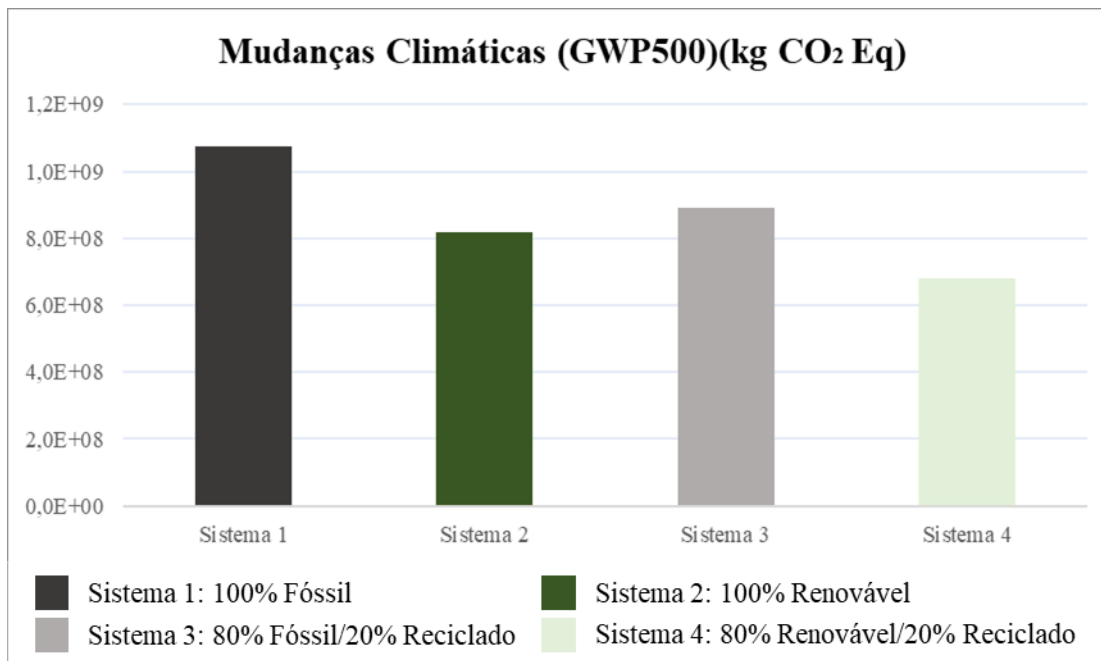


Figura 8. Indicadores de mudanças climáticas para os 4 sistemas de garrafas PET.

A redução observadas entre os sistemas 1 e 2 foi de 24%, um valor comparável com a redução de 28% observada na literatura [34][35]. Comparando com os sistemas envolvendo PET reciclado, houve um decréscimo de 17% no indicador GWP500, indicando que quanto maior for o teor de resíduos circulares na garrafa, mais positivo será o impacto quando o aspecto for a neutralidade de carbono.

Dentre os processos que explicam a proximidade entre os sistemas fósseis e renováveis, a produção de bio-MEG é a que mais contribui proporcionalmente. O MEG constitui aproximadamente 25% da massa do produto final. No entanto, o bio-MEG contribui com 35% das emissões totais do sistema 2. No inventário da produção de bio-MEG, as emissões vem em sua maioria (61%) do consumo de vapor como aquecimento industrial. Esse cenário é diferente da produção de PET fóssil, onde o MEG contribui apenas com 24% das emissões totais.

Ademais, nota-se que a diferença entre sistemas renováveis e fósseis se torna menor quando comparados os sistemas 2 e 3, onde o sistema de origem fóssil apresenta um incremento de 9% nas emissões de CO₂. Assim, uma primeira conclusão nesse aspecto seria de que o uso de material

reciclado em quantidades acima de 20% em massa poderia melhorar os indicadores dos produtos fósseis. Dessa forma, um sistema de origem não-renovável poderia possivelmente apresentar indicadores de emissões menores que o sistema de base 100% renovável (sistema 2).

De acordo com a literatura [31][26], um dos indicadores que tende a ser pior com o uso de matérias-primas renováveis em detrimento de matérias-primas fósseis é o da ocupação de terras agrícolas. A produção de PET a partir da cana-de-açúcar inevitavelmente retiraria do mercado volumes de açúcar que poderiam estar sendo destinados à produção de alimentos. Na Figura 8, verifica-se o comparativo entre os sistemas de garrafas PET.

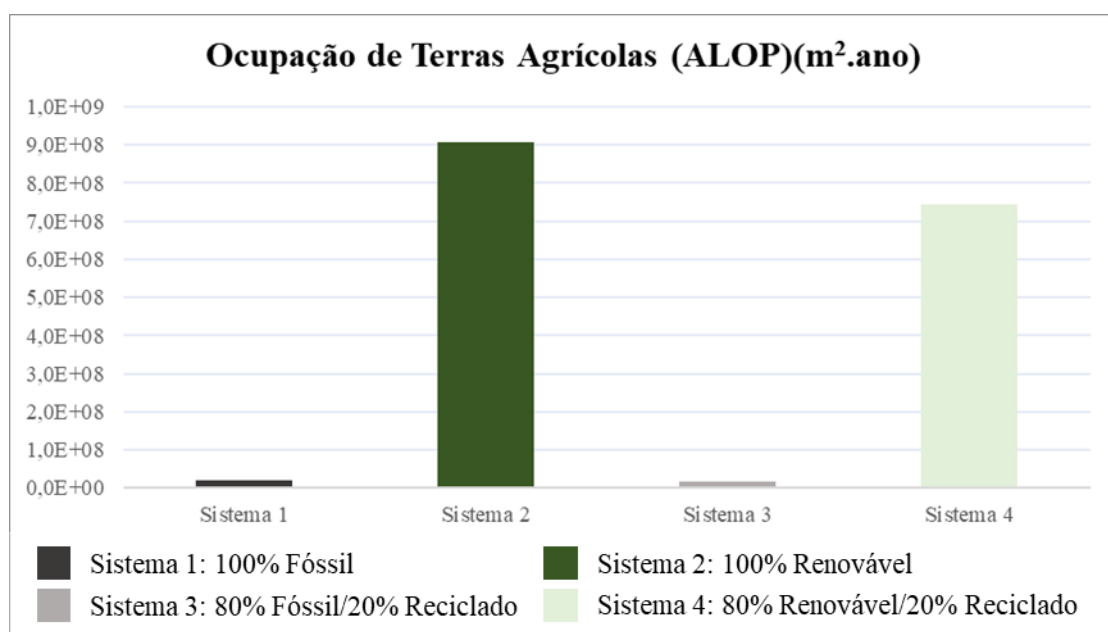


Figura 9. Indicadores de ocupação de terras agrícolas para os 4 sistemas de garrafas PET.

Observa-se que o sistema 2 e o sistema 4 apresentam valores maiores que seus pares de base fóssil. Esse resultado se alinha com as avaliações da literatura [39]. Observa-se que a diferença entre o sistema 2, que é composto de 100% bio-PET, e o sistema 4 é o teor de material reciclado contido. Assim, evidencia-se que o uso de material reciclado pode reduzir a competição do uso do açúcar entre a indústria química e o mercado de alimentos. Usando o resultado indicado no gráfico, se o sistema 2 fosse usado como único método de produção de garrafas, seriam ocupados 0,9 milhões de hectares de lavouras suplementares. Isso representaria, em 2018, por volta de 10% da área de cana-de-açúcar plantada no país [39], indicando que essa matéria-prima teria impactos importantes na produção de outros bens de consumo, como alimentos e combustíveis. Esta

observação se mostra ainda mais concreta a partir dos ICV dos sistemas de base renovável, onde o impacto do cultivo e processamento da cana correspondem à 99% do indicador.

Outro índice que avalia o uso de terras é o NLTP, que indica quanto de área nativa foi influenciada pela produção de um certo bem. Esse indicador para os 4 sistemas pode ser observado na Figura 9.

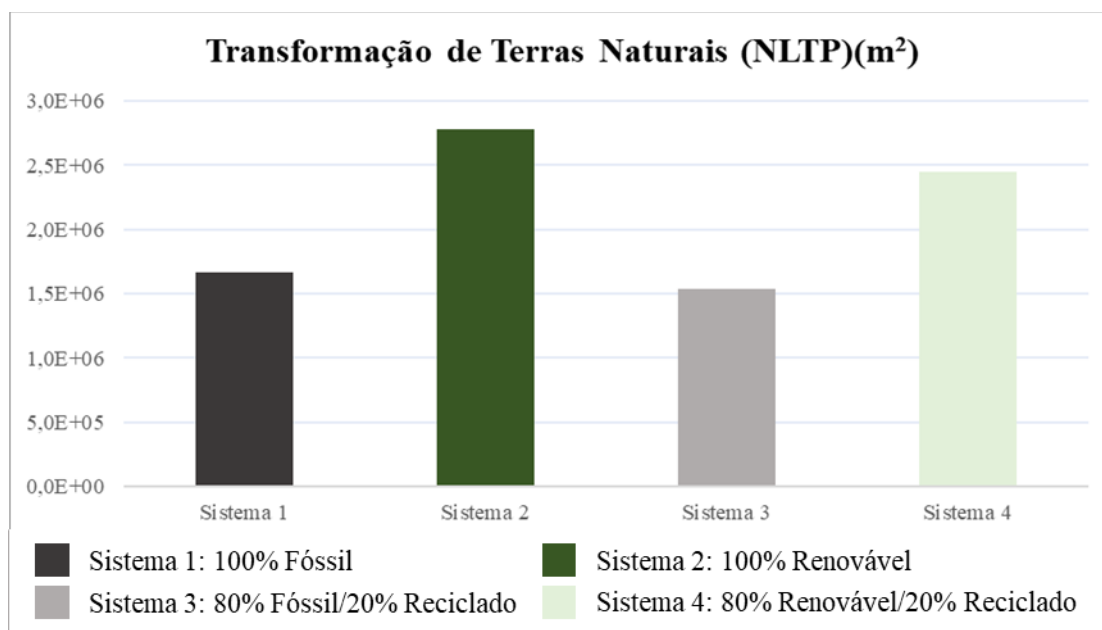


Figura 10. Indicadores de transformação de terras naturais para os 4 sistemas de garrafas PET.

Observa-se que da mesma maneira que os sistemas 2 e 4 ocupam mais terras agrícolas, eles também causam mais impacto na transformação de paisagens. No entanto, a diferença entre os sistemas renováveis e fósseis é menor nesse indicador dado que a maior parte da produção sucroalcooleira ocorre no estado de São Paulo [39], onde não há expansão significativa da fronteira agrícola. Outra razão importante que influencia nesse indicador é a geração de energia elétrica, principalmente por envolver a matriz hidroelétrica brasileira. Observando os ICV, é justamente a eletricidade de alta tensão que mais contribui para esse indicador. O sistema 2 consome consideravelmente mais energia que o sistema 1 (1,34 kWh contra 0,3 kWh, respectivamente).

Por fim, o último indicador relacionado aos impactos no meio ambiente é o FETPinf, que trata de medir a toxicidade da cadeia produtiva nos ecossistemas de água doce. Na Figura 11, observa-se os valores para cada um dos sistemas de garrafas PET submetidos à ACV.

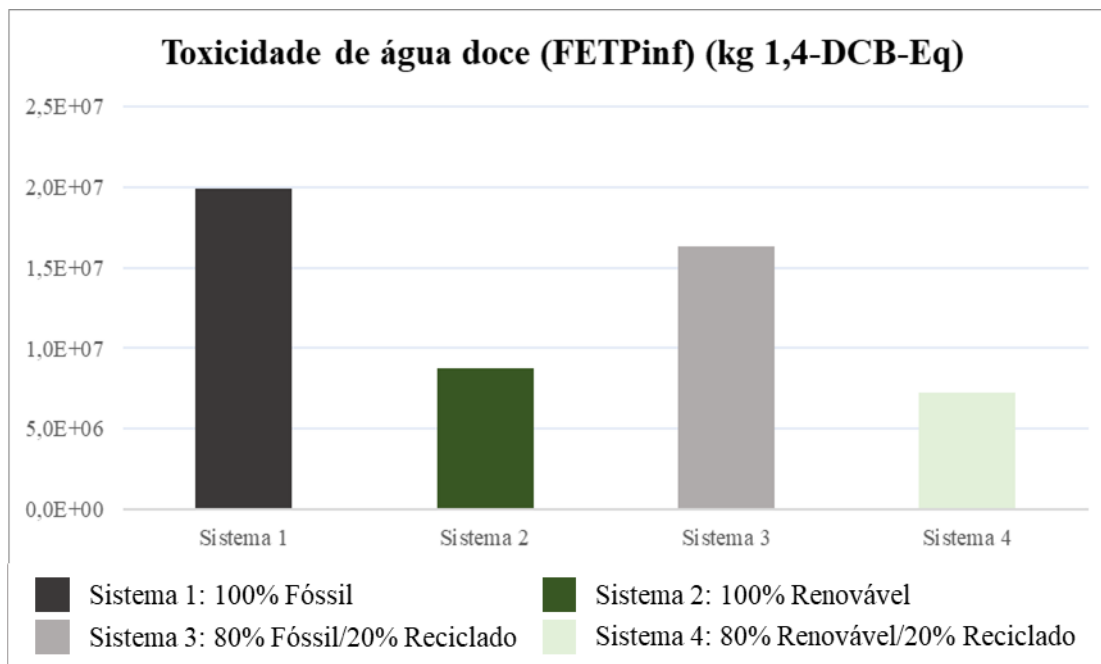


Figura 11. Indicadores de toxicidade de água doce para os 4 sistemas de garrafas PET.

Indo no sentido contrário das referências [31][26][34][35], onde tinha-se impactos de toxicidade maiores para sistemas renováveis, o indicador FETP indicou redução significativa. Entre o sistema 1 e 2, a redução foi 56%, em contraste com a literatura [34][35], que menciona acréscimos de 46% para a toxicidade de ambientes marinhos. Essa diferença pode ser explicada pela diferença entre as cadeias produtivas do presente estudo com a literatura. Nesse trabalho, o processo completo ocorre em solo brasileiro, sem a necessidade de transportar as matérias-primas por longas distâncias, enquanto a literatura usa sistemas intercontinentais. Pequenas mudanças nas premissas da cadeia de valor, principalmente no transporte e na matriz energética [35], podem ter efeitos importantes nos indicadores de impacto.

Outra observação interessante a ser feita é que houve uma redução de impacto entre os sistemas de PET virgem (1 e 2) e os sistemas contendo inserção de resina reciclada (3 e 4) de cerca de 18%, indicando uma vantagem ambiental de se incorporar resíduos pós-consumo na composição da garrafa.

6.2 Impactos sobre a saúde humana

Quanto aos impactos na toxicidade em humanos (HTP), os sistemas de base fóssil apresentam indicadores mais acentuados, como indicado na Figura 12.

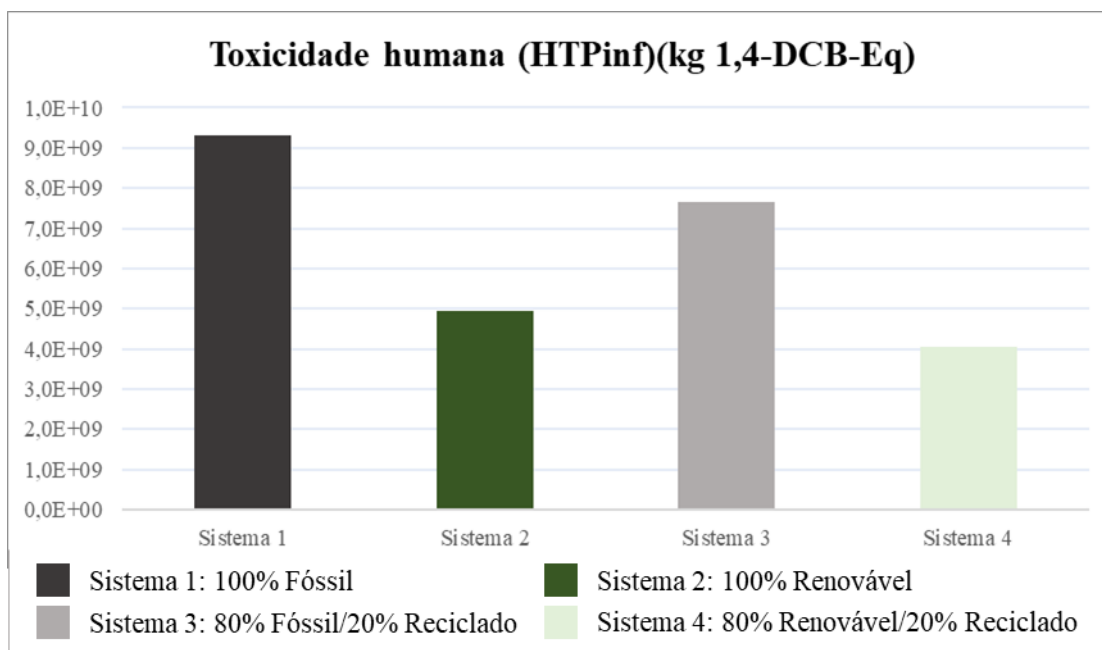


Figura 12. Indicadores de toxicidade em humanos para os 4 sistemas de garrafas PET.

Assim como no indicador FETPinf, o HTPinf indica um sentido contrário das referências [31][26][34][35], onde impactos de toxicidade maiores para sistemas renováveis foram observados. Entre o sistema 1 e 2, a redução foi de 58%. O contraste com a literatura [34][35], que menciona acréscimos de 370% para a toxicidade em humanos, pode ser explicada novamente pela diferença entre as cadeias produtivas, já que os processos utilizados aqui ocorrem completamente em solo brasileiro, sem a necessidade de transportar as matérias-primas por longas distâncias, diferente da literatura. Outra observação interessante a ser feita para ambos os indicadores é que houve uma redução de impactos entre os sistemas de garrafa 100% de resina virgem (1 e 2) e os sistemas contendo resina reciclada (3 e 4) de cerca de 18%, similar às reduções vistas para o indicador FETPinf, indicando uma vantagem de se incorporar resíduos PET pós-consumo na composição da garrafa também nesse caso.

6.3 Impactos sobre a exaustão de recursos naturais

No que tange a utilização de recursos naturais e fósseis, os próximos indicadores que serão avaliados são a depleção de combustíveis fósseis (FDP) e a escassez de recursos hídricos (WDP). Os resultados são apresentados nas Figura 13 e Figura 14.

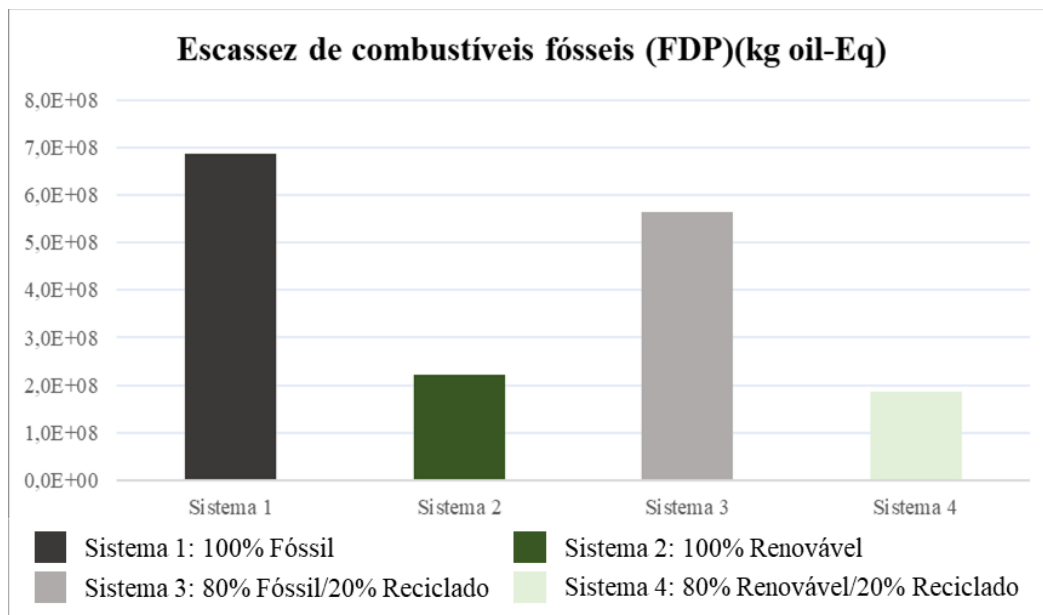


Figura 13. Indicadores de escassez de combustíveis fósseis para os 4 sistemas de garrafa PET.

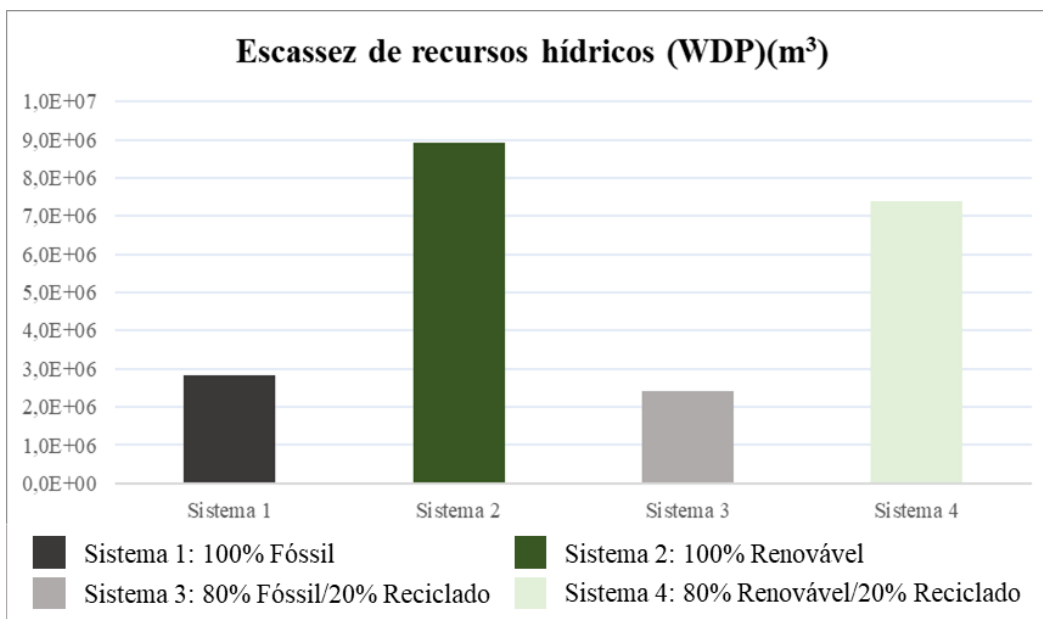


Figura 14. Indicadores de escassez de recursos hídricos para os 4 sistemas de garrafas PET.

Para o uso de recursos fósseis (FDP), os sistemas de base fóssil apresentam maiores impactos, opostamente ao observado na literatura que menciona que o processo de produção de MEG a partir de fontes renováveis traria um maior consumo de combustíveis fósseis [35]. Novamente, assim como nos indicadores HTPinf e FETPinf, essa diferença pode ser atribuída à falta das mesmas etapas logísticas e de matrizes energéticas diferentes.

Diferenciando entre sistemas de garrafa baseada em polímero vírgem e aquelas contendo teor de PET reciclado, observa-se que, em média, o uso de 20% de PET reciclado traz uma redução de 17% no consumo de combustíveis fósseis. Esse resultado é possivelmente ligado ao fato da reciclagem reduzir as necessidades energéticas da transformação das matérias-primas que os polímeros virgens apresentam.

Já entre os sistemas de base renováveis e fósseis, pode-se notar uma redução significativa do consumo de combustíveis fósseis quando bio-PET é considerado. Isso se deve ao fato da própria matéria-prima do sistema 1 e 3 serem de origem fóssil, enquanto os sistemas 2 e 4 possuem uma grande parcela advinda da biomassa.

Por fim, o último indicador que foi avaliado é o consumo de água (WDP), como observado na Figura 15. Em linha com a literatura [34], o consumo de água das alternativas renováveis é consideravelmente maior. Analisando os processos em maior detalhe, nota-se que os sistemas de origem renovável possuem maiores gastos de água devido ao inventário do etanol, que contribui com cerca de 75% do WDP. Esse consumo está relacionado principalmente ao uso de água para a lavagem e separação do açúcar, e não ao cultivo da cana-de-açúcar. De acordo com a literatura [29], as lavouras desse cultivo não são irrigadas durante o seu ciclo de vida, pois na região do estado de São Paulo toda a água necessária para o crescimento das plantas vem das chuvas. Esse consumo de água, no entanto, não seria similar se fosse analisado o açúcar vindo de outras regiões, como a Índia [34] e Estados Unidos [31]. Nessas regiões, o uso de água de poços é comum para a irrigação da lavoura. Por vezes, como na América do Norte, essa água pode até ser considerada um recurso não-renovável por ser oriunda de aquíferos subterrâneos antigos que não se preenchem com a pluviometria atual [40].

7. CONCLUSÕES

O desenvolvimento de materiais de fonte renovável surge como uma alternativa para preservação ambiental. No entanto, os resultados da ACV obtidos neste trabalho permitem concluir que usar insumos renováveis não significa reduzir os impactos ao meio ambiente, já que alguns dos indicadores estudados indicam o contrário.

Dentre os indicadores para os quais impactos positivos sobre o uso de PET de base renováveis foram identificados, a redução da toxicidade tanto para humanos (HTPinf) quanto para ambientes de água doce (FETPinf) foi maior proporcionalmente que os impactos positivos na redução das emissões de CO₂. O processo de transformação da biomassa em insumos químicos consome energia e adiciona etapas de transformação, reduzindo as vantagens dessa rota. Portanto, na ACV se torna clara a importância de se empregar PET de fim de vida (reciclado) para melhorar os indicadores ambientais da garrafa PET, como vimos na comparação entre os sistemas 2 e 4. Ademais, os sistemas de base fóssil (1 e 3) apresentaram maior impacto no indicador FDP, de consumo de recursos fósseis, dado que parte da massa da garrafa PET nesses sistemas são provenientes do petróleo.

Alguns indicadores apresentaram um cenário com impactos mais negativos para os sistemas de base renovável, como no uso de terras de lavoura e naturais (ALOP e NLTP) e no uso de recursos hídricos. Este último é um tópico cada vez mais sensível já que um dos impactos das mudanças climáticas é a mudança nos padrões de chuvas, que agravam a disponibilidade de água em regiões populosas.

Por fim, para que o uso de insumos renováveis tenha espaço no mundo atual, um ponto importante é que haja clientes dispostos a arcar com os custos associados a estas novas tecnologias. Estimativas da literatura [34] indicam que produtos renováveis seriam 22% mais caros. Há espaço, portanto, para analisar quais impactos esses valores teriam nas cadeias de valor globais.

8. SUGESTÕES DE TEMAS PARA INVESTIGAÇÕES FUTURAS

- Modelar o ciclo de vida das garrafas PET utilizando limites do tipo cradle-to-grave. Uma idéia seria comparar o descarte em aterros sanitários com a reciclagem.
- Modelar o ciclo de vida de garrafas PET de origem 100% reciclada: algumas limitações existem para a reciclagem mais comum atualmente, chamada de reciclagem mecânica. Algumas alternativas vem se tornando cada vez mais comuns, como foi discutido na seção 2.5. Estas, por sua vez, permitem teores mais altos de reciclagem e novos sistemas de produto a serem explorados.
- Modelar produtos que sejam parcialmente verde: uma outra vertente de ACV que pode ser explorada é qual dos monômeros (MEG ou PTA) tem maior influência em cada um dos indicadores, otimizando assim os impactos de produção.

9. REFERÊNCIAS

- [1] Instituto de Embalagens. (2011). *Embalagens: Design, Materiais, Processos, Máquinas e Sustentabilidade* (1st ed.). IBEP Gráfica Ltda.
- [2] MITSUBISHI. (2021). *BioPBS™*. Retrieved November 10, 2021, from https://www.m-chemical.co.jp/en/products/departments/mcc/sustainable/product/1201025_7964.html
- [3] Saint-Gobain. (2021). *Économie circulaire*. 30. <https://www.saint-gobain.com/fr/news/la-demarche-economie-circulaire-de-saint-gobain>
- [4] Hentoux, M. Â. (2018). *Análise da cadeia de valor da reciclagem de PET com ênfase no PET-PCR grau alimentício*.
- [5] Avio, C. G., Gorbi, S., & Regoli, F. (2017). Plastics and microplastics in the oceans: From emerging pollutants to emerged threat. *Marine Environmental Research*, 128, 2–11. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.05.012>
- [6] Huang, C. C., & Ma, H. W. (2004). A multidimensional environmental evaluation of packaging materials. *Science of the Total Environment*, 324(1–3), 161–172. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2003.10.039>
- [7] European Parliament. (2020). Directive 2008/122/EC of the European Parliament and of the Council. *Fundamental Texts On European Private Law*, 3–30. <https://doi.org/10.5040/9781782258674.0028>
- [8] ROMÃO, W.; SPINACÉ, M. A. S.; PAOLI, M. A. DE. Poly(ethylene terephthalate), PET: A review on the synthesis processes, degradation mechanisms and its recycling. *Polimeros*, v. 19, n. 2, p. 121–132, 2009.
- [9] Li-Na, J. (2013). Study on preparation process and properties of polyethylene terephthalate (PET). *Applied Mechanics and Materials*, 312, 406–410. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMM.312.406>
- [10] Dixon, E. R., & Jackson, J. B. (1968). The inter-relation of some mechanical properties with molecular weight and crystallinity in poly(ethylene terephthalate). *Journal of Materials Science*, 3(5), 464–470. <https://doi.org/10.1007/BF00549729>
- [11] Liu, R. Y. F., Hu, Y. S., Schiraldi, D. A., Hiltner, A., & Baer, E. (2004). Crystallinity and oxygen transport properties of PET bottle walls. *Journal of Applied Polymer Science*, 94(2), 671–677. <https://doi.org/10.1002/app.20905>
- [12] Shrivastava, A. (2018). Plastics Processing. In *Introduction to Plastics Engineering* (pp. 143–177). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-39500-7.00005-8>

- [13] European Commission. (2020). A new Circular Economy Action Plan For a cleaner and more competitive Europe. In *The Cinema of Alexander Sokurov*.
- [14] OCDE. (2019). Global Material Resources Outlook to 2060. *Global Material Resources Outlook to 2060*. <https://doi.org/10.1787/9789264307452-en>
- [15] Braskem. (n.d.). *Braskem reafirma compromisso com a economia circular para neutralizar emissão de carbono até 2050*. <https://www.braskem.com.br/detalhe-noticia/braskem-reafirma-compromisso-com-a-economia-circular-para-neutralizar-emissao-de-carbono-ate-2050>
- [16] Richard Dickinson, J., & Schweizer, M. (2017). Metabolism and Molecular Physiology of *Saccharomyces Cerevisiae*, 2nd Edition. In *Metabolism and Molecular Physiology of Saccharomyces Cerevisiae, 2nd Edition*. <https://doi.org/10.4324/9780203484135>
- [17] Reid M. Renny Feldman, Gunawardena, U., Urano, J., Meinhold, P., Aristidou, A. A., Asleson, C., & Smith, C. (2011). *YEAST ORGANISM PRODUCING ISOBUTANOL AT A HIGHYIELD* (Patent No. US 8,017,375 B2). <https://portal.unifiedpatents.com/patents/patent/US-8017375-B2>
- [18] NatureWorks. (n.d.). PLA INGEOTM BIOPOLYMER. <https://www.resinex.pt/produtos/natureworks-ingeo.html>
- [19] Cherubini, E., Zanghelini, G., & Souza Jr., H. (2019). *Guia Básico de Análise do Ciclo de Vida (ACV)*. 30. <https://www.enciclo.com.br/materiais/>
- [20] The International Standards Organisation. (2006). Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines. In *The International Journal of Life Cycle Assessment* (Vol. 2006, Issue 7). <http://www.springerlink.com/index/10.1007/s11367-011-0297-3>
- [21] Huijbregts, M., Steinmann, Z. J. N., Elshout, P. M. F. M., Stam, G., Verones, F., Vieira, M. D. M., Zijp, M., & van Zelm, R. (2016). ReCiPe 2016 - A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. Report I: Characterization. *National Institute for Public Health and the Environment*, 194. <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2016-0104.pdf>
- [22] Al-Azzawi, F. (2015). Degradation Studies on Recycled Polyethylene Terephthalate. In *London metropolitan university*.
- [23] CEFIC. (2020). *Chemical Recycling: Making Plastics Circular*. <https://cefic.org/a-solution-provider-for-sustainability/chemical-recycling-making-plastics-circular/>
- [24] IHS Markit. (2019). Terephthalic Acid (TPA) & Dimethyl Terephthalate (DMT). *Handbook of Petrochemicals and Processes*, 339–345. <https://doi.org/10.4324/9780429447341-66>

- [25] Kirschner, M., & ICIS. (2004). *Chemical Profile Purified terephthalic acid (PTA) & Dimethyl Terephthalate (DMT)*. <https://www.icis.com/explore/resources/news/2005/12/08/630026/chemical-profile-purified-terephthalic-acid-pta-dimethyl-terephthalate-dmt/>
- [26] VOLANTI, M. et al. Terephthalic acid from renewable sources: Early-stage sustainability analysis of a bio-PET precursor. *Green Chemistry*, v. 21, n. 4, p. 885–896, 2019.
- [27] IEA. (2018). *Total primary energy supply, 2018*. <https://www.iea.org/regions/europe>
- [28] Empresa de Pesquisa Energética. (n.d.). *ABC da Energia*. <https://www.epe.gov.br/pt/abcdenergia/matriz-energetica-e-eletrica>
- [29] TSIROPOULOS, I. et al. Life cycle assessment of sugarcane ethanol production in India in comparison to Brazil. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 19, n. 5, p. 1049–1067, 2014.
- [30] PEREIRA, L. G. et al. Life cycle assessment of butanol production in sugarcane biorefineries in Brazil. *Journal of Cleaner Production*, v. 96, p. 557–568, 2015.
- [31] AKANUMA, Y.; SELKE, S. E. M.; AURAS, R. A preliminary LCA case study: Comparison of different pathways to produce purified terephthalic acid suitable for synthesis of 100 % bio-based PET. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 19, n. 6, p. 1238–1246, 2014.
- [32] ISLAM, M. A. et al. Exploring biochemical pathways for mono-ethylene glycol (MEG) synthesis from synthesis gas. *Metabolic Engineering*, v. 41, p. 173–181, 2017.]
- [33] VURAL GURSEL, I. et al. Comparative cradle-to-grave life cycle assessment of bio-based and petrochemical PET bottles. *Science of The Total Environment*, v. 793, p. 148642, 2021.
- [34] UYTVANCK, P. P. VAN et al. Impact on the Polyester Value Chain of Using p-Xylene Derived from Biomass. *ACS Sustainable Chemistry and Engineering*, v. 5, n. 5, p. 4119–4126, 2017.
- [35] Van Uytvanck, P. P., Hallmark, B., Haire, G., Marshall, P. J., & Dennis, J. S. (2014). Impact of Biomass on Industry: Using Ethylene Derived from Bioethanol within the Polyester Value Chain. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 2(5), 1098–1105. <https://doi.org/10.1021/sc5000804>
- [36] SANTOS, B. C. M. DOS. ANÁLISE DO CICLO DE VIDA DA EMBALAGEM DE POLIETILENO TEREFTALATO. VII Congresso Nacional de Excelência em Gestão, n. Lci, p. 21, 2011.
- [37] Franz, R., & Welle, F. (2020). Contamination Levels in Recollected PET Bottles from Non-Food Applications and their Impact on the Safety of Recycled PET for Food Contact. *Molecules (Basel, Switzerland)*, 25(21). <https://doi.org/10.3390/molecules25214998>

- [38] Roxo, E., & O Estado de São Paulo. (2007). *Sem reciclagem, Brasil descarta 4,7 bi de garrafas PET na natureza*. 1. <https://emails.estadao.com.br/noticias/geral,sem-reciclagem-brasil-descarta-4-7-bi-de-garrafas-pet-na-natureza,61708>
- [39] CONAB. ACOMPANHAMENTO DA SAFRA BRASILEIRA de Cana-de- açúcar. Safra 2017/18 - - Terceiro levantamento. Acompanhamento Da Safra Brasileira, v. 4, n. 3, p. 77, 2017.
- [40] Leonard F. Konikow. (2013). Groundwater Depletion in the United States (1900–2008). In Scientific Investigations Report 2013–5079. <https://doi.org/https://doi.org/10.3133/sir20135079>
- [41] CEREIJO, G. N. Modelagem simplificada e simulação da combustão de uma partícula de biomassa suspensa em escoamento unidimensional. 2014.
- [42] Michaelangelo Tabone. Life Cycle Assessment and Green Design: An Assessment Of Green Design In A Case Study Of Plastics. University Of Pittsburgh Thesis, P. 283, 1386.
- [43] GOMES, T. S.; VISCONTE, L. L. Y.; PACHECO, E. B. A. V. Life Cycle Assessment of Polyethylene Terephthalate Packaging: An Overview. Journal of Polymers and the Environment, v. 27, n. 3, p. 533–548, 2019.