



ISABELLA XISTO CAMPOS

**AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA: SACOLAS PLÁSTICAS
X SACOLAS BIOPLÁSTICAS**

**LAVRAS-MG
2021**

ISABELLA XISTO CAMPOS

**AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA: SACOLAS PLÁSTICAS X SACOLAS
BIOPLÁSTICAS**

Trabalho de conclusão de curso
apresentado à Universidade
Federal de Lavras, como parte das
exigências do curso de Engenharia
Ambiental e Sanitária, para a
obtenção do título de Bacharel.

Prof. Dr. Juliano Elvis de Oliveira
Orientador

Prof. Dr. Márcio Montagnana Vicente Leme
Coorientador

LAVRAS-MG

2021

AGRADECIMENTOS

O desenvolvimento deste trabalho de conclusão de curso contou com a colaboração de diversas pessoas as quais gostaria de fazer um agradecimento especial: meus pais José e Cacá; às minhas irmãs Isadora e Iasmim por todo apoio, incentivo e amor incondicional. Ao corpo docente do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária por todo conhecimento compartilhado ao longo da graduação. Ao meu orientador, professor Dr. Juliano Elvis de Oliveira, um dos profissionais mais humanos e atenciosos que tive o privilégio de conhecer. Ao meu co-orientador, professor Dr. Márcio Montagnana Vicente Leme que se prontificou a me ajudar na elaboração deste trabalho. Aos inúmeros amigos e amigas que conquistei, durante os anos de descobertas, aprendizados e boas histórias vividos em Lavras. Um novo ciclo se aproxima e o sentimento de gratidão a todas as pessoas que contribuíram, direta ou indiretamente, é enorme! Meu sincero obrigada!

RESUMO

Devido ao crescimento populacional e as mudanças nos padrões de consumo, a geração de resíduos plásticos passou a ser um tema bastante abordado como parte das grandes problemáticas ambientais atuais. Assim, estudos voltados para o desenvolvimento de novos materiais, como por exemplo polímeros biodegradáveis, e processos mais sustentáveis são importantes. Uma revisão de literatura científica sobre 29 estudos de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) foi realizada para comparar o desempenho dos polímeros de base biológica e fóssil considerando aspectos sociais, econômicos e ambientais. Comparar polímeros renováveis com polímeros não renováveis é um desafio dada a disseminação dos dados na maioria dos estudos analisados. O consenso científico que prevaleceu até o momento nesses estudos foi que, embora os polímeros de base biológica possam obter melhores resultados do que os polímeros de base fóssil nas categorias de potencial de aquecimento global e uso de energia, a Avaliação do Ciclo de Vida completa tende a revelar que eles são superados pelos polímeros de base fóssil em categorias de impacto como eutrofização e acidificação. Entretanto, são necessários estudos futuros para preencher as lacunas existentes sobre a sustentabilidade dos polímeros e biopolímeros. O mau gerenciamento dos plásticos descartáveis e de seus resíduos traz consequências graves para a produtividade das terras agrícolas e para a vida selvagem, através da contaminação do solo e da água. E para que os problemas relacionados à “poluição branca” sejam minimizados é necessária uma combinação de diversas estratégias para a obtenção de soluções eficazes, como por exemplo mudanças no comportamento do consumidor, incentivo dos governos para aumentar o uso de sacolas reutilizáveis e desenvolvimento de alternativas mais sustentáveis em relação aos polímeros commodities como polietileno e polipropileno, são medidas bastante eficazes para reduzir os resíduos plásticos em todos os países.

Palavras-chave: Sacolas plásticas. Sacolas Bioplásticas. Bioplásticos. Polímeros biodegradáveis. Avaliação do Ciclo de Vida. Impactos.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Porcentagem média dos diferentes tipos de plásticos descartáveis fabricados na China (2015-2019).....	11
Figura 2: Impactos provocados pelos produtos plásticos descartáveis.....	18
Figura 3: Mecanismo de biodegradação dos plásticos biodegradáveis.	34
Figura 4: Filme Plástico Mulching	40
Figura 5: Fatores associados à aplicabilidade dos polímeros biodegradáveis.....	41
Figura 6: Cálculo para análise comparativa do Potencial de Aquecimento Global dos polímeros de base fóssil e biológica.	66

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Produtos químicos encontrados nos plásticos descartáveis.	8
Tabela 2: Concentração de plastificantes liberados pelos filmes plásticos agrícolas na China.	21
Tabela 3: Ingestão de plásticos descartáveis por animais.....	26
Tabela 4: Classificação dos biopolímeros.	45
Tabela 5: Comparação entre os impactos ambientais dos polímeros de base biológica e fóssil.	55
Tabela 6: Potencial técnico de substituição dos polímeros de base biológica em escala global.	65
Tabela 7: Demanda por polímeros na Europa e no mundo.	66
Tabela 8: Problemas sociais relacionados a cinco investidores (stakeholders).....	72

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
2	REFERENCIAL TEÓRICO	3
2.1	Cultura do descartável	3
2.1.1.	Produção de Plásticos Descartáveis	6
2.1.1.1	Fabricação mundial de plástico	6
2.1.1.2	Produtos químicos em plásticos descartáveis.....	6
2.1.2.	Uso de Plásticos Descartáveis	10
2.1.2.1.	China	10
2.1.2.2.	Estados Unidos	11
2.1.2.3.	Europa	12
2.1.2.4.	Outros países	13
2.1.3.	Disposição	14
2.1.3.1.	Aterros Sanitários	15
2.1.3.2.	Reciclagem Energética	15
2.1.3.3.	Reciclagem	16
2.1.3.4.	Craqueamento térmico	16
2.1.3.5.	Carbonização	17
2.1.4.	Impactos ambientais e ecológicos provocados pelos plásticos descartáveis	17
2.1.4.1.	Impactos ambientais	19
2.1.4.2.	Impactos ecológicos	23
2.2.	Polímeros biodegradáveis	29
2.2.1.	Definição de polímeros biodegradáveis	30
2.2.2.	Utilização dos polímeros biodegradáveis como alternativa para acumulação de plásticos no meio ambiente	31
2.2.3.	Riscos potenciais associados ao uso dos polímeros biodegradáveis	36
2.2.4.	Alternativas para aplicação dos polímeros biodegradáveis	38
2.2.5.	Oportunidades e desafios dos polímeros biodegradáveis	41
2.3.	Avaliação do Ciclo de Vida	43
2.3.1.	Antecedentes	46
2.3.2.	Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)	47
2.3.3.	Avaliação Social do Ciclo de Vida (ASCV)	49
2.3.4.	Custo do Ciclo de Vida (CCV)	50
3.	RESULTADOS.....	53

3.1. Avaliação do Ciclo de Vida (ACV).....	53
3.2. Avaliação Social do Ciclo de Vida (ASCV).....	60
3.3. Custo do Ciclo de Vida (CCV).....	63
3.4. Estimativa de desempenho sustentável dos polímeros de base biológica.....	63
4. DISCUSSÃO.....	69
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	77
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	80

1 INTRODUÇÃO

Em decorrência do crescimento populacional e das mudanças nos padrões de consumo, a geração de resíduos sólidos passou a ser um tema bastante abordado como parte das grandes problemáticas ambientais atuais. Isto porque o mercado de consumo desenvolvido no início do século XX, fortemente influenciado pelos países capitalistas avançados, transformou a forma com que produtos e serviços são comercializados e oferecidos aos compradores, bem como à maneira com que as empresas passaram a se relacionar com seus clientes. O que vem gerando impactos significativos para o meio ambiente e para a população (SILVA; REIS, 2019).

O que se observa é que a sociedade está consumindo de forma excessiva produtos e serviços que, na maioria das vezes, caem em desuso rapidamente. Como exemplo, Cortez (2011) comenta a preferência de muitos países por embalagens descartáveis, por constituírem uma comodidade para os usuários e uma grande fonte de lucro para as empresas. Estima-se que em todo o mundo, até 1 trilhão de sacolas plásticas são usadas a cada ano e menos de 5% do plástico é reciclado. Nos Estados Unidos, por exemplo, são utilizados anualmente mais de 380 bilhões de sacolas plásticas e embalagens, exigindo 12 milhões de barris de petróleo para a sua produção (ANDERSON, 2016).

No Brasil, de acordo com o perfil 2019 elaborado pela Abiplast, o setor de transformados plásticos registrou 7,1 milhões de toneladas em produção, um número (-1,6%) menor em relação a 2018, voltando aos níveis de 2017.

Os materiais plásticos, devido a sua versatilidade, leveza e baixo custo, estão presentes em larga escala na sociedade (SHEN et al., 2020). Desde seu surgimento, no final do século XIX, já foram produzidos mais de 9 bilhões de toneladas de plásticos. Deste montante, cerca de 6 bilhões já foram descartados, enquanto apenas 1/3 deles continuam sendo utilizados. Do total descartado, apenas 10% foram reciclados ou reutilizados para novas funções (CONCEIÇÃO et al., 2019). A continuidade deste modelo de produção e descarte se revela insustentável frente à necessidade de preservação do meio ambiente e das gerações futuras.

Além disso, quando descartados de forma inadequada os plásticos provocam inúmeros impactos ambientais como, por exemplo, seu efeito cumulativo no solo, poluição visual, entupimentos das vias públicas de drenagem, agravamento dos problemas de chuvas fortes, interferência negativa na alimentação da vida selvagem e alteração do ecossistema e biodiversidade (E SANTOS et al., 2012).

Com o intuito de minimizar os impactos negativos causados pelos plásticos, novos materiais vêm sendo desenvolvidos e algumas ferramentas de gestão ambiental estão sendo aplicadas. No primeiro caso, o desenvolvimento de bioplásticos tem se tornado um tópico de grande interesse no meio corporativo e acadêmico. Bioplástico é um termo usado para definir produtos plásticos feitos total ou parcialmente a partir de fontes renováveis (BRODIN et al., 2017), como por exemplo, milho, cana-de-açúcar ou amido (bioplásticos de primeira geração); resíduos da agroindústria (bioplásticos de segunda geração) ou da combinação de ambos os tipos de matérias-primas (bioplásticos de primeira e segunda geração) (ITA-NAGY et al., 2020).

Quanto às ferramentas de gestão, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma metodologia bem conhecida e amplamente aplicada para avaliar potenciais impactos ambientais ao longo do ciclo de vida de um produto ou processo, inclusive em produtos de base biológica e fóssil, como os plásticos (WEISS et al., 2012; SAEZ DE BIKUÑA et al., 2018). Assim, de acordo com a ISO 14044, através da ACV é possível quantificar os impactos ambientais dos produtos, desde a aquisição das matérias-primas, produção, uso, tratamento pós-uso, reciclagem até a disposição final, isto é, do berço ao túmulo (ABNT, 2009).

Desta forma, embora os bioplásticos pareçam ser uma boa solução para a substituição de sacolas plásticas de origem fóssil, há necessidade de um estudo que avalie os impactos ambientais, sociais e econômicos destes materiais. Assim, objetivou-se neste trabalho elaborar uma revisão de literatura científica sobre o desempenho ambiental das sacolas plásticas de origem fóssil e sacolas plásticas de base biológica utilizadas em supermercados, com o uso da metodologia de Avaliação de Ciclo de Vida – ACV.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

O tópico que se segue compreende a revisão de conceitos e pesquisas realizadas, procedimentos considerados relevantes para a contextualização do trabalho de conclusão de curso.

2.1 Cultura do descartável

O mercado de consumo desenvolvido no início do século XX alcança níveis cada vez mais altos, gerando impactos significativos para o meio ambiente e à vida das pessoas. Isto porque a sociedade está trabalhando cada vez mais para adquirir produtos e serviços que, muitas vezes, são rapidamente substituídos devido ao avanço tecnológico, que aumenta a diversidade e a complexidade dos bens (SILVA; REIS, 2019).

Segundo Cortez, 2011 os problemas com o descarte de materiais agravaram-se demasiadamente nos últimos anos com o advento da chamada “cultura do descartável”, onde os países passaram a seguir os atuais padrões de consumo dos países capitalistas avançados, que dão preferência às embalagens descartáveis por constituírem uma comodidade para os usuários e uma grande fonte de lucro para as empresas.

Esta relação existente entre a cultura do descartável e as sociedades capitalistas foi relatada na literatura por Pontes (2018). Ela destaca a falta de uma estratégia de racionalidade global, pois, na atual sociedade, impera o imediatismo, a ausência de planejamento e a falta de racionalização. Ou seja, não se tem tempo para refletir e ponderar, então a premissa é consumir, descartar e substituir. E por sua vez, aumentar o volume de negócios, aumentar a rentabilidade e inevitavelmente produzir uma crescente indústria do lixo.

No Brasil, por exemplo, discutiu-se durante dezenove anos na Câmara dos Deputados uma política a nível nacional, para que fosse possível chegar a um consenso quanto à problemática dos resíduos sólidos. No dia 02 de agosto de 2010 através da Lei nº 12.305/10 foi sancionada a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) com o objetivo principal de reduzir a geração de lixo e o desperdício de materiais descartados por residências, indústrias, empresas e hospitais (CORTEZ, 2011).

A Lei nº 12.305/10, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) contém instrumentos importantes que permitem o enfrentamento dos principais problemas ambientais, sociais e econômicos decorrentes do manejo inadequado dos resíduos sólidos no país. Possui o objetivo de limitar os impactos ambientais por meio da minimização da geração, promoção da reutilização, reciclagem e regeneração dos resíduos (BRASIL, 2010).

A Secretaria Nacional de Saneamento (SNS) do Ministério do Desenvolvimento Regional (MDR) elabora anualmente o Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos, em que são levantadas informações a respeito da cobertura do serviço regular de coleta de resíduos domiciliares, a massa coletada, a coleta seletiva, a recuperação de materiais recicláveis, entre outros e, a partir disso, são gerados importantes indicadores para o Brasil (BRASIL, 2019).

A última edição, referente ao ano de 2018, contou com a participação de 3.468 municípios, o que corresponde a 62,3% do total do país. O Diagnóstico revelou que foram coletadas quase 63 milhões de toneladas por ano de resíduos sólidos urbanos nos municípios brasileiros (0,96 kg/hab./dia) ou 172 mil toneladas por dia, uma elevação de 1,4% se comparado ao ano anterior. Deste valor, apenas 14,4 kg/hab./ano, equivalente a 1,7 milhão de toneladas de resíduos recicláveis foram coletados seletivamente em 2018. Isto significa dizer que, para cada 10 kg de resíduos disponibilizado para a coleta, apenas 411 gramas são coletados de forma seletiva; fato que conduz à conclusão de que a prática da coleta seletiva no país, embora apresente alguns avanços, ainda se encontra num patamar muito baixo (BRASIL, 2019).

Dados importantes coletados pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) e apresentados no relatório da Associação Brasileira de Embalagens - ABRE (2019) mostram que papéis, plásticos e metais de diferentes tipos são os materiais mais amplamente utilizados, enquanto vidros, madeiras e têxteis representam menos de 10% do valor bruto total da produção de embalagens no Brasil.

Dentre estes materiais, os plásticos têm posição de destaque, não só no Brasil como também no restante do mundo. Isto porque, segundo Yuan (2009), são produzidos mais de 300 tipos de plásticos e deste montante, cerca de 60 são amplamente utilizados pela população. Além disso, dada a sua finalidade de uso, os plásticos podem ser divididos entre plásticos gerais e plásticos de engenharia.

O polietileno (PE), polipropileno (PP), policloreto de vinila (PVC), poliestireno (PS), poliuretano (PU) e resina fenólica são os principais plásticos usados, sendo que o PP e PE estão presentes de maneira bastante comum nos produtos plásticos do dia-a-dia,

especialmente em produtos descartáveis, como as embalagens plásticas e as garrafas de água mineral (UNEP, 2018; KANKANIGE; BABEL, 2020). Estes tipos de produtos plásticos são normalmente utilizados uma única vez e, por isso, são conhecidos como plásticos descartáveis. Eles também são utilizados na agricultura, para modificar a temperatura do solo, limitar o crescimento de ervas daninhas, prevenir a perda de umidade, melhorar o rendimento da colheita, e também como cobertura em estufas, especialmente em países em desenvolvimento (NEGREIRA, 2020).

O relatório do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) indicou que a maior parte da produção atual de plásticos mudou de plásticos de ciclo de vida longa para plásticos descartáveis (com ciclo de vida curto) (UNEP, 2018), sendo que as embalagens correspondem ao tipo dominante (GROH et al., 2019). O aumento da demanda por plásticos descartáveis tem contribuído consideravelmente com a taxa de produção global de plásticos. Isto porque, do total produzido, o equivalente a 360 milhões de toneladas métricas em 2018 (PLASTICSEUROPE, 2019), metade deste valor é referente à produção de plásticos descartáveis (PLASTIC OCEANS, 2020).

O petróleo é a matéria-prima mais empregada para a produção do plástico. De acordo com estimativas, são consumidos 1,6 bilhões de litros de petróleo para a produção anual de 380 bilhões de sacolas plásticas e embalagens nos Estados Unidos (ANDERSON, 2016). Entretanto, depois de usados uma única vez (em um curto período de tempo), a maioria dos plásticos descartáveis são encaminhados aos aterros ou incinerados, o que reduz o aproveitamento dos recursos, e mais do que isso, tais resíduos têm se acumulado nos rios, solos e oceanos (LAW et al., 2010; BRIASSOULIS et al., 2015; WANG et al., 2018; WANG; ZHENG; LI, 2018; BOUCHER et al., 2019) causando impactos adversos ao meio ambiente (CARTRAUD et al., 2019; RIZZI et al., 2019) como já destacado por alguns governos (WANG et al., 2018; WANG; ZHENG; LI, 2018) e em acordos ambientais multilaterais (UNEP, 2014, 2016, 2017, 2019).

Os produtos plásticos descartáveis normalmente se degradam lentamente e se fragmentam em pequenas partes com diâmetro menor que 5 mm, conhecidos como microplásticos secundários (MP), através da radiação ultravioleta (UV), calor ou solicitação mecânica (RILLIG, 2012; SCHÖPEL; STAMMINGER, 2019). Pelo fato dos microplásticos serem mais fáceis de dispersar e mais difíceis de serem coletados quando comparados aos plásticos maiores, tem havido um aumento contínuo na contaminação por microplásticos (THOMPSON et al., 2004). Recentemente, muitas pesquisas têm sugerido a existência de MP no ar, águas e solo (MCCORMICK et al., 2016; IVLEVA; WIESHEU; NIESSNER, 2017;

KARTHIK et al., 2018; WU et al., 2019) sendo que existem registros de sua presença em águas para o consumo humano (SCHYMANSKI et al., 2018).

Sendo assim, pretende-se com os seguintes tópicos trazer informações relevantes sobre a produção mundial dos plásticos descartáveis, a sua utilização e também apresentar algumas alternativas para a disposição final dos mesmos.

2.1.1. Produção de Plásticos Descartáveis

2.1.1.1 Fabricação mundial de plástico

A produção mundial de materiais plásticos cresceu em média 9% ao ano desde a década de 1950. Tirando como base a produção de 1,7 milhão de toneladas métricas em 1950 (GEYER; JAMBECK; LAW, 2017), foram produzidos em 2018, 360 milhões de toneladas métricas de plásticos no mundo (PLASTICSEUROPE, 2019). A Fundação MacArthur prevê que a produção irá dobrar novamente nos próximos vinte anos (ELIAS, 2017).

A fabricação de produtos descartáveis é o maior mercado consumidor de materiais poliméricos em muitos lugares do mundo. O relatório elaborado por Hamilton e colaboradores (2019) para a ONG WWF, mostrou que, em volume, quase metade de todo o plástico é usado para desenvolver produtos descartáveis. E desta quantia, 40% foram destinados às embalagens (HAMILTON et al., 2019). Também foi relatado que mais de um quarto (26%) destes plásticos são fabricados no Nordeste da Ásia, seguido pela América do Norte (21%), Oriente Médio (17%) e Europa (16%). Nestes locais as embalagens continuam sendo as maiores consumidoras dos plásticos. Além disso, estima-se que o consumo de embalagens aumenta com a renda per capita, sendo que nos Estados Unidos este valor é de quase 96 kg por pessoa e na China 61 kg por pessoa (KANG et al., 2018).

2.1.1.2 Produtos químicos em plásticos descartáveis

Com o objetivo de aumentar a plasticidade das moléculas de resina, para fazer do plástico um material mais flexível e fácil de ser processado, plastificantes como os ftalatos são amplamente utilizados em produtos descartáveis, e foram encontrados em talheres, sacolas plásticas e recipientes para alimentos (LEI et al., 2012; CHEN et al., 2013; HUO et al., 2017). Tais plastificantes, adicionados em algumas embalagens, podem sofrer migração para os alimentos ou posteriormente para o meio ambiente e, desta forma, entrar na cadeia alimentar. Um levantamento realizado nos mercados da Turquia mostrou que alguns plastificantes foram

encontrados em bebidas populares como refrigerantes, sucos e até mesmo na água mineral engarrafadas em recipientes plásticos (USTUN et al., 2015). O dimetil ftalato (DMP), dietilftalato (DEP), ftalato de benzil butil (BBP) e dietilhexil ftalato (DEHP) também foram detectados em garrafas de água nos mercados sauditas, armazenados em diferentes temperaturas (AL-SALEH; SHINWARI; ALSABBAHEEN, 2011). Os produtos químicos frequentemente encontrados nos plásticos descartáveis foram listados na tabela 1.

Os ftalatos são poluentes orgânicos persistentes e atuam também como disruptores endócrinos, estrutura semelhante aos hormônios e podem mimetizar ou impedir as reações, e são usados de maneira corriqueira, e por consequência, também são os principais poluentes associados às embalagens descartáveis utilizadas pela indústria de alimentos do mundo todo (CHEN et al., 2018). Foram detectados em suprimentos médicos como os fios de sutura e bolsas de soro e sangue com grandes concentrações de plastificantes (GIMENO et al., 2014) assim como, em fraldas de bebês e absorventes femininos (PARK et al., 2019). A maior concentração foi encontrada em embalagens de alimentos (>20.000 mg/kg DEHP). Até mesmo o valor mais baixo encontrado (7,2 mg/kg) excede os padrões oficiais chineses (5 mg/kg).

Além destas substâncias, compostos químicos como antioxidantes e estabilizadores de calor também são encontrados em polímeros usados em embalagens e demais produtos descartáveis (BHUNIA et al., 2013).

Tabela 1: Produtos químicos encontrados nos plásticos descartáveis (continua).

Produto Plástico (polímero)	Teor de produtos químicos perigosos (mg/kg)	Limite Padrão (mg/kg)	Método de detecção	Referências
1) Sacolas plásticas, (2) Sacolas de PVC, (3) Filme PVC, (4) Copos plásticos, (5) Tigelas plásticas, (6) Garrafas de plástico	(1) DEHP + DEP + BBP + DBP + DnOP + DMP (6568,0) (2) DEHP + DEP + BBP + DBP + DnOP + DMP (3,205) (3) DEHP + DEP + BBP + DBP + DnOP + DMP (3,059) (4) DEHP + DEP + BBP + DBP + DnOP + DMP (2,926) (5) DEHP + DEP + BBP + DBP + DnOP + DMP (5,667) (6) DEHP + DEP + BBP + DBP + DnOP + DMP (4,354)	5	Cromatógrafo de gás com Coluna capilar DB-5	(CHEN et al., 2018)
Absorventes e fraldas descartáveis (lançamento a montante)	Absorventes: DBP (0,052-7,82), DEHP (0,0055-0,197), VOC (nd-0,005471); Fraldas: DEHP (0,0126-0,0628), VOC (nd-0,000397)	0,0001	Cromatografia líquida/massa Espectrometria/massa Espectrometria para PAEs; Cromatógrafo de gás para VOC	(PARK et al., 2019)
Fios de sutura médico, bolsas de soro e sangue	DiDP, DINCH, DiNP > 1000, DEHP < 85	20 para DiDP, DINCH, DiNP; 2 para DEHP	Cromatografia gasosa e Espectrometria por massa	(GIMENO et al., 2014)
Recipiente de fast food (PP,PS, GPPS, PE filme)	DEHP (65,6)	5	GB/T 21928-2008	(HUO et al., 2017)
Sacola (PE, PEAD, PE filme)	DEP (nd-10,3), DIBP (nd-6,4), DBP (nd-7,2), DEHP (nd-34,3)	5	GB/T 21928-2008	(HUO et al., 2017)

Embalagens de alimentos (PVC)	DEHP (nd-21,455), DBP (nd-86)	5	GB/T 21928-2008	(CHEN et al., 2013)
Embalagens de alimentos (PET, PEAD, PE, PP,PS, PVDC, PES)	DBP (22,89-267,6), DEHP (nd -899,8)	5	Líquido de alta performace Método cromatográfico	(LEI et al., 2012)

NOTA: não detectado (nd).

Fonte: adaptado Chen et al. (2021).

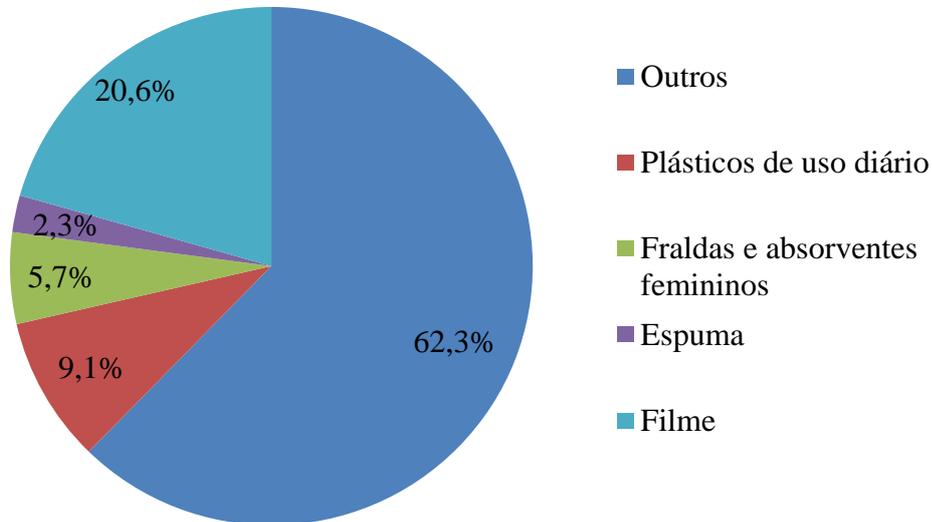
2.1.2. Uso de Plásticos Descartáveis

Filmes plásticos, sacolas e utensílios domésticos são feitos principalmente de polietileno (PE) e polipropileno (PP); já as embalagens de alimentos, recipientes para micro-ondas e alguns tipos de tubos são produzidos a partir desses dois polímeros. O politereftalato de etileno (PET) é usado na fabricação de garrafas para bebidas carbonatadas como refrigerantes. O policloreto de vinila (PVC) é principalmente empregado em alguns tipos de tubulações, cabos isolantes e algumas embalagens como filmes plásticos. O poliestireno (PS) também é usado em embalagens, brinquedos, materiais de construção e produtos eletroeletrônicos. As poliuretanas (PU) são utilizadas na fabricação de espumas/esponjas, como adesivos ou como materiais isolantes térmicos na construção civil (CHEN et al. 2021).

2.1.2.1.China

De acordo com os dados da Indústria de Plásticos da China, nos anos de 2015, 2016, 2017, 2018 e 2019 foram produzidos respectivamente, 73,3 milhões de toneladas (Mt), 77,2 Mt., 75,2 Mt., 60,4 Mt. e 81,8 Mt. de produtos plásticos. Além disso, foram produzidos 4,25 Mt, 4,86 Mt, 5,29 Mt, 5,59 Mt e 5,90 milhões de toneladas de plásticos usados na engenharia, considerando os mesmos anos. O “Relatório anual de análise sobre as operações econômicas da indústria de processamento de plásticos”, maior autoridade responsável pela publicação de dados sobre os plásticos, divide os plásticos descartáveis em: filme, espuma, plástico de uso diário e “outros”, como podem ser observados na figura 1, sendo que o somatório dos três primeiros produtos corresponde a uma porcentagem de 32%. Além disso, cerca de 4 milhões de toneladas por ano (5,7%) de fraldas e absorventes femininos foram produzidos, de acordo com Chen et al. (2021).

Figura 1: Porcentagem média dos diferentes tipos de plásticos descartáveis fabricados na China (2015-2019).



Fonte: adaptado Chen et al. (2021).

Estando entre os maiores produtores agrícolas do mundo, a China tem utilizado largamente o filme plástico (mulching) em suas plantações. Nos últimos dez anos, a quantidade utilizada de filmes mulching na agricultura aumentou cerca de cinco vezes (YAN et al., 2014). Este mesmo estudo indicou que os filmes plásticos representam 20,6% da quantidade total de plásticos consumidos na China, o equivalente a 13,9 milhões de toneladas e, deste valor, 1,4 milhões de toneladas, em média, são utilizados na agricultura. A área coberta com os filmes plásticos, segundo estimativa apontada por Yan et al. (2014) foi de 18,4 milhões de hectares em 2016, 20,3 milhões de hectares em 2020 e será de 23,4 milhões de hectares em 2025. Indicando um aumento contínuo na utilização dos filmes plásticos na agricultura. O *Mulching* é um filme plástico de fina espessura e baixo custo que protege o solo e, segundo produtores, melhora consideravelmente toda a produtividade (NEGREIRA, 2020).

2.1.2.2. Estados Unidos

Nos Estados Unidos, as sacolas plásticas e as embalagens descartáveis foram os dois produtos que mais chamaram a atenção do Governo Federal Americano. Isto porque mais de 1/3 de todas as embalagens produzidas e cerca de 80% das sacolas, como as distribuídas nos

supermercados, são utilizadas por um curto período de tempo pelos consumidores, como relatado por Li e Zhao (2017) e Wagner (2017). As sacolas de compras são fabricadas principalmente de polietileno de baixa densidade (PEBD). Em 2014, foram usadas aproximadamente 103,465 bilhões de sacolas plásticas. E, devido a sua baixa taxa de reciclagem, grandes quantidades destes itens têm permanecido no meio ambiente (WAGNER, 2017). Os moradores das áreas costeiras do país são os primeiros afetados pela poluição marinha dos resíduos plásticos. Conseqüentemente, muitas cidades litorâneas proibiram o uso de sacolas plásticas. Atualmente, 18 estados já proibiram o uso de sacolas plásticas ou limitaram as taxas de uso das mesmas (LI; ZHAO, 2017).

Nos Estados Unidos, os produtos plásticos mais consumidos incluem: o PET usado nas embalagens de água com gás e refrigerantes; o PEAD utilizado nas garrafas de água e leite e também, o PVC, PS, PP, PEBD usados na produção de filme plástico e outros tipos de embalagens. Foi estimado pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 2018) uma geração de 14,7 milhões de toneladas de resíduos oriundos dos recipientes plásticos e embalagens no ano de 2015. E não é de se surpreender que os mesmos também tenham constituído uma importante parcela do total de resíduos sólidos urbanos gerados no país (29,7%).

2.1.2.3. Europa

Já na Europa, os países têm se preocupado com os efeitos provocados pela produção de embalagens e filmes plásticos, uma vez que estes produtos têm uma baixa taxa de recuperação quando comparados com os outros materiais (ANDREONI; SAVEYN; EDER, 2015). As embalagens plásticas são responsáveis pela maior porção, cerca de 40% do total de plástico. Enquanto o setor agrícola representa uma porcentagem pequena da demanda total de plásticos (3,4%). Ainda assim, existe uma preocupação quanto à gestão do plástico devido aos impactos provocados no meio ambiente (PLASTICSEUROPE MARKET RESEARCH GROUP, 2018).

O setor de filmes plásticos está focado principalmente na produção e consumo das sacolas plásticas descartáveis e plásticos agrícolas. As estatísticas mostraram uma média de consumo de 176 sacolas por pessoa em 2010, o que equivale a 100 bilhões de sacolas plásticas (AUKEN, 2015). Dos 2,2 milhões de toneladas de plástico agrícola produzidos em 2017, 59% ou o equivalente a 1,3 milhões de toneladas foram referentes à produção de PEBD, mais do que o dobro do valor produzido em 2013 (BRIASSOULIS et al., 2013). A Comissão

Europeia, o Parlamento e o Conselho aprovaram a “Diretriz de Produtos Plásticos Descartáveis” com metas que estabelecem:

- Consumo médio máximo de 90 sacolas plásticas por pessoa por ano até o final de 2019, uma queda de 49% se comparado com 2010;
- Consumo médio máximo de 40 sacolas plásticas por pessoa por ano até o final de 2025, uma redução de 73% quando comparado aos valores de 2010.

A “Diretriz de Produtos Plásticos Descartáveis” é a segunda lei na história da União Europeia que visa reduzir o uso de produtos plásticos descartáveis. Além disso, esta diretriz deve refletir nas leis nacionais de todos os países membros da União Europeia até este ano (2021), quando a mesma entra em vigor (AUKEN, 2015).

Um estudo conduzido pelo Programa de Ação em Resíduos e Recursos apontou que os filmes plásticos representam 34% de todas as embalagens plásticas comercializadas e posteriormente descartadas no Reino Unido, totalizando 414.000 toneladas anuais. Além disso, o consumo de todos os plásticos está aumentando no Reino Unido, sendo as embalagens responsáveis por grandes parcelas deste aumento (WRAP PLASTICS, 2019). Os pesquisadores estimam a quantidade de plásticos consumidos a partir dos resíduos sólidos urbanos descartados. Destas análises concluiu-se que de todos os materiais recicláveis contabilizados, 50% são plásticos.

2.1.2.4. Outros países

A África do Sul descarta a cada ano cerca de 8 bilhões de sacolas plásticas. Devido à sua longa costa litorânea, o país tem contribuído de forma exorbitante com a contaminação de plástico nos oceanos ao longo dos anos (O'BRIEN; THONDHLANA, 2019). Para reduzir este e outros possíveis impactos ambientais, o país introduziu uma política de arrecadação de sacolas plásticas em 2003. De acordo com esta política, os consumidores e o varejo devem pagar pelo uso das sacolas plásticas (0,17 centavos por sacola para os consumidores e 0,15 para o varejo), como relatado por Hasson, Leiman e Visser (2007).

Os pesquisadores Adam e colaboradores (2020) apresentaram informações importantes sobre as políticas de redução de plásticos descartáveis na África Ocidental, em que 16 dos países que baniram a utilização dos plásticos descartáveis, 11 instituíram a proibição do uso das sacolas descartáveis. Apenas um país estabeleceu instrumento baseado nos mercados, enquanto outros 4 não estabeleceram nenhum tipo de política. As proibições aplicadas incluem multas pesadas por violação. Por outro lado, o estudo também identificou

sérias limitações para aplicação destas proibições como o intervalo de tempo muito curto entre a introdução das proibições e sua implementação (< 1 ano) e a ausência de campanha educativo-informativa que ajudasse os consumidores a compreender a importância de banir o uso das sacolas.

Os resíduos plásticos gerados entre 2017-2018 chegaram a 661.000 toneladas (CPCB, 2016, 2019). As principais fontes de resíduos plásticos domésticos são as embalagens (37%); as sacolas, alguns sacos plásticos e plásticos filme correspondem a 29%, as garrafas PET (16%) e outros recipientes plásticos (13%) (PADGELWAR; NANDAN; MISHRA, 2019).

O Brasil é o quarto maior produtor de lixo plástico no mundo. Uma parcela pequena desse lixo plástico é composta pelos canudos plásticos, porém, representam uma significativa parcela do lixo marinho a nível global, estando entre os 10 materiais mais encontrados em mutirões de limpeza. Com isso, vemos a importância da economia circular como forma de minimizar os problemas causados pela poluição causada pelos plásticos, por permitir que o produto retorne ao ciclo da cadeia, gerando assim, zero desperdício (LIMA, ALINE LINDE, 2020).

2.1.3. Disposição

As formas mais comuns de gerenciar os resíduos plásticos são: reutilização, reciclagem mecânica, reciclagem energética e disposição em aterros. Dentre elas, a disposição em aterros é a mais utilizada. Foi reportado por Geyer; Jambeck e Law (2017), que no ano de 2015, 79% dos resíduos plásticos foram depositados em aterros ou descartados no meio ambiente, apenas 9% foi reciclado e 12% incinerado. O Fórum Econômico Mundial (2016) relatou que apenas uma pequena parte das embalagens é reciclada (14%) e mais de 80% são descartadas como lixo, dos quais 40% são dispostos em aterro, 14% incinerados e 32% jogados no meio ambiente. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos mostrou que 16,8% dos recipientes plásticos e resíduos de embalagens foram queimados para recuperação de energia e 68,6% foram encaminhados aos aterros (USEPA, 2018).

Em 2016 na Europa, foram coletados aproximadamente 27,1 milhões de toneladas de resíduos plásticos; 8,43 milhões de toneladas (31,1%) foram reciclados e 11,27 milhões de toneladas (41,6%) submetidos aos métodos de recuperação de energia. Pouco mais de um quarto (27,3%) foram direcionados aos aterros (PLASTICSEUROPE MARKET RESEARCH GROUP, 2018). Na Suíça e na Noruega, países não membros da União Europeia, 11% dos resíduos plásticos de PP foram reciclados, 44% incinerados com recuperação energética e

45% dispostos em aterros. Com exceção de silicone e plástico bolha, feitos de PE, em que 100% destes materiais foram encaminhados aos aterros (GALLEGO-SCHMID; MENDOZA; AZAPAGIC, 2019).

2.1.3.1. Aterros Sanitários

Conforme apontado por Breyer e colaboradores (2017) e Canopoli, Coulon e Wagland (2020) a disposição dos resíduos em aterros, acaba ocupando espaços de terras já escassas, algumas vezes valiosas, além de fazer uso de grande quantidade de recursos. Historicamente, os aterros têm sido uma das alternativas mais usuais para a eliminação de resíduos de plástico, sendo observado em muitos lugares ao redor do mundo (SINGH; SHARMA, 2016). Nos EUA, por volta de 137,7 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos (19% do total sendo plásticos) foram depositados em aterros em 2015 (USEPA, 2018). Na Europa, a proporção de resíduos plásticos depositados é significativamente maior (27,3%) (PLASTICSEUROPE MARKET RESEARCH GROUP, 2018).

As políticas europeias que tratam dos resíduos plásticos têm tomado importantes medidas para reduzir a quantidade de materiais que são encaminhados aos aterros e, como resultado, houve uma redução significativa no número de aterros ao longo dos últimos dez anos (EUROPEAN-PLASTICS, 2015; MRKAJIĆ et al., 2018). Na Sérvia, uma empresa que presta serviços de utilidade pública, contrata trabalhadores para recolher os materiais recicláveis dos aterros sanitários em Belgrado e Novi Sad (MRKAJIĆ et al., 2018). Embora os aterros sejam os melhores locais para a disposição dos resíduos, é importante considerar o fato de que a disposição dos plásticos descartáveis nesses locais deve ser evitada, de maneira a otimizar a vida útil dos aterros e também a assegurar a segurança e bem estar dos operadores.

2.1.3.2. Reciclagem Energética

A reciclagem energética é outro método de gerir os resíduos, incluindo as substâncias orgânicas, a partir da queima de materiais. Em 2015, foi relatado pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos que 16% dos resíduos sólidos urbanos (RSU) incinerados no país eram compostos de plásticos (USEPA, 2018). A combustão transforma os resíduos em calor, gás e cinzas. Estudos sobre o valor calorífico de diferentes tipos de polímeros revelaram valores de 43,3-46,5 MJ/kg para polietileno (PE), 46,5 MJ/kg para polipropileno (PP) e 41,9

MJ/kg para poliestireno (PS); estes se comparam aos valores de 45,2 MJ/kg para diesel e 42,3 MJ/kg para o petróleo, evidenciando que alguns plásticos têm valores caloríficos comparáveis, ou até mesmo superiores, aos valores encontrados nos combustíveis fósseis comuns.

A incineração também é responsável pela redução do volume de resíduos de 90-99% (THANH; MATSUI; FUJIWARA, 2011). No entanto, devido a potencial liberação de substâncias químicas tóxicas, como os compostos orgânicos voláteis e dioxinas, é necessário que durante o processo de incineração sejam utilizados equipamentos de tratamento que possuem um custo elevado, tornando-o inviável como ferramenta de gestão de resíduos em larga escala, principalmente em países em desenvolvimento.

2.1.3.3. Reciclagem

A reciclagem transforma os resíduos em novos produtos. Como parte integrante do conceito de economia circular, a reciclagem é incentivada em todo o mundo. Ainda assim, ela continua a enfrentar desafios, por várias razões, dentre elas a dificuldade de manipular o fluxo de resíduos (AGENCY, 2020). Os resíduos plásticos descartáveis muitas vezes não são coletados separadamente e normalmente são misturados aos demais RSU, podendo inclusive obstruir alguns equipamentos de separação. Nos EUA, os resíduos de papel representam 67% de todos os materiais reciclados, enquanto que os plásticos representam apenas 4%. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos estimou que a taxa de reciclagem em 2015, tanto para garrafas e potes PET (890 mil toneladas) quanto para as garrafas de PEAD (230 mil toneladas) foi próximo de 30% (USEPA, 2018). Na Europa, a diminuição da geração de resíduos e a reciclagem sempre foram prioridades, e muitas políticas foram promulgadas (MRKAJIC et al., 2018). No Reino Unido, o banco de dados nacional dos resíduos de embalagens mostrou que cerca de 891 mil toneladas de embalagens plásticas foram recicladas em 2015, um aumento de mais de 50% desde 2009, de acordo com o Relatório de Situação do Mercado de Plásticos (WRAP PLASTICS, 2019).

2.1.3.4. Craqueamento térmico

No craqueamento térmico os polímeros são decompostos a moléculas de baixa massa molar obtendo-se, ao final, produtos com alto valor agregado. O mecanismo e os produtos gerados com o craqueamento podem variar de maneira significativa para diferentes tipos de

polímeros. Este mecanismo de disposição dos resíduos pode ser dividido em craqueamento de alta temperatura (realizado entre 600-900 °C) e craqueamento catalítico de baixa temperatura (realizado a uma temperatura inferior a 450 °C). Além da obtenção de combustíveis líquidos tradicionais, o craqueamento térmico também possibilita a recuperação de monômeros por meio da gaseificação (JANAJREH; ADEYEMI; ELAGROUDY, 2020; JEONG; PARK; KIM, 2020) e da liquefação (KASAR; AHMARUZZAMAN, 2018).

Esta metodologia de disposição tem grande potencial de aplicação na reciclagem dos resíduos plásticos. Isto porque é possível utilizá-lo no processamento de diferentes tipos de plásticos, como por exemplo em resíduos compostos por mais de um tipo de polímero, promovendo grandes benefícios econômicos. Entretanto, as principais desvantagens são os altos custos de investimento e os requisitos técnicos estritos para a sua operação.

2.1.3.5. Carbonização

Levando em consideração o alto teor de carbono presente nos plásticos, a carbonização tem se tornado uma opção em ascensão para a reutilização dos resíduos plásticos. Trata-se de um processo de tratamento térmico que converte polímeros precursores em materiais de carbono, como carbono amorfo (carvão poroso e carvão ativado) e carbono de grafite (nanofibras de carbono, grafeno, entre outros) em altas temperaturas. A carbonização, de acordo com Inagaki, Park e Endo (2010), diz respeito a um processo composto por duas etapas, pirólise e carbonização. A reação pode prosseguir sob diferentes condições, variando por exemplo, o conteúdo de oxigênio, pressão e uso de catalisador.

Em comparação com os outros métodos de disposição de resíduos plásticos, a carbonização tem vantagens consideráveis quanto à recuperação de recursos e proteção ambiental. Dentre estas vantagens é possível citar a ausência de pré-tratamentos complexos e a possível aplicação para a maioria dos plásticos (CHEN et al., 2020). Além disso, os produtos carbonizados são valiosos e controláveis. Na carbonização é possível realizar a reutilização de resíduos plásticos mistos. No entanto, ainda há necessidade de desenvolvimento de pesquisas e também avaliar as melhores alternativas para a sua aplicação em larga escala.

2.1.4. Impactos ambientais e ecológicos provocados pelos plásticos descartáveis

Piccardo e colaboradores (2020) relataram impactos provocados pelo descarte inadequado dos resíduos plásticos em áreas urbanas e rurais, como as inundações provocadas pelo entupimento das redes pluviais e sistemas de esgoto. Na literatura, existem inúmeros casos de animais feridos e mortos devido a ingestão de plásticos, tanto em ambientes terrestres quanto aquáticos, como relatado por Cartraud et al. (2019), Markic et al. (2018), Verlis, Campbell e Wilson (2018). Nas áreas agrícolas, os resíduos plásticos, incluindo os resíduos de filmes plásticos do tipo mulching, interferem no movimento das águas e na permeabilidade dos solos. Isso pode reduzir a produtividade das terras agrícolas, dificultando a absorção dos nutrientes pelas plantas (YAN et al., 2014). Ambientes como lagos, rios e oceanos foram gravemente poluídos por plásticos descartáveis (LAW et al., 2010; BOUCHER et al., 2019). Produtos químicos perigosos liberados pelos produtos descartáveis contaminam o ambiente e têm potencial de impactos adversos sobre a saúde humana e animal (Fig. 2).

Figura 2: Impactos provocados pelos produtos plásticos descartáveis.



Fonte: adaptado Chen et al. (2021).

Além dos próprios resíduos plásticos, Mo et al. (2009) e Paluselli et al. (2019) relatam sobre o impacto da migração dos aditivos incorporados a estes materiais. Por exemplo, foram detectados plastificantes oriundos de resíduos plásticos em diversos ambientes. Dados para o Pacífico Ocidental, o Mar do Norte e o Oceano Ártico mostraram uma concentração máxima

de ftalatos <100 ng/L na água. Além disso, foi demonstrado pelos autores Lin et al. (2018) que a lixiviação de microplásticos é uma fonte potencial de plastificantes no meio ambiente, sendo que já existem algumas evidências que comprovam a relação da presença de resíduos plásticos com a concentração de microplásticos e de aditivos no meio ambiente. As concentrações dos plastificantes variam de forma sazonal, com concentrações totais menores durante o período de estiagem e concentrações maiores no período chuvoso. O mesmo vale para os sedimentos (LIN et al., 2018).

Enquanto isso, várias concentrações de plastificantes foram identificadas em diferentes regiões. Com relação ao DEHP, DBP, di-n-butil ftalato (DNBP), DIBP e DEP, tais substâncias são encontradas frequentemente em concentrações mais altas quando comparadas aos outros plastificantes. Segundo os pesquisadores, uma contaminação muito mais pesada foi encontrada no Mar de Bohai, Mar Amarelo e no estuário do rio Changjiang, na China (ZHANG et al., 2018a, 2018b), do que em outros corpos d'água com as mesmas fontes de plástico (PALUSELLI et al., 2018), como o rio Yangtze (HE et al., 2011) e o rio Qiantang (SUN et al., 2013). No entanto, os níveis de contaminação são semelhantes às fontes de distribuição de água em outros países, assim como no estuário de Jiulong (XIE et al., 2005; HONG-E et al., 2007; XIE et al., 2007; LI et al., 2017; ZHANG et al., 2019). Além disso, ao analisar as concentrações dos plastificantes em sedimentos, eles aparecem em níveis semelhantes (LIU et al., 2014).

Estas substâncias podem causar impactos negativos à biodiversidade aquática e por consequência, aos demais ecossistemas naturais (ZHANG et al., 2018a). He e colaboradores (2013) reportaram níveis de toxicidade aguda em diversas espécies aquáticas; os valores encontrados foram 0,21-5,3 mg/L para BBP, 29-337 mg/L de DMP, 0,35-6,29 mg/L de dibutil ftalato (DBP) e 10,3–131 mg/L de DEP. Neste contexto, algumas substâncias utilizadas para aumentar a flexibilidade do plástico, como DMP, DEP, dioctil ftalato (DOP), DBP, Diisobutil ftalato (DIBP) e BBP, foram colocadas na lista dos principais poluentes em vários países, devido aos seus atributos genotóxicos e ecotóxicos (VENTRICE et al., 2013).

2.1.4.1. Impactos ambientais

Existem duas fontes principais de resíduos plásticos: fontes terrestres e aquáticas (fluviais/lacustres/marítimas). Fontes terrestres incluem as indústrias, turismo, atividades recreativas, residências, gerenciamento incorreto dos filmes plásticos, tratamento insuficiente do esgoto e aterros desprotegidos. Já os rios, lagos ou mares podem receber estes resíduos por

meio da pesca, transporte comercial e recreativo e também, através do escoamento superficial da água. Embora os fragmentos de filme plástico espalhados possam flutuar no ar durante um curto tempo, eles são normalmente enterrados no solo ou flutuam sobre a superfície e então se depositam no fundo de rios, lagos ou mares causando impactos adversos ao meio ambiente (CHEN et al., 2020).

- Impactos no solo

As sacolas descartáveis e os filmes plásticos usados na agricultura são as principais fontes de poluição no solo (Fig. 2). Os filmes plásticos têm promovido um aumento significativo na produção e nas receitas agrícolas, uma vez que ajudam a reter a umidade no solo, e como resultado, auxiliam na conservação dos recursos hídricos (BRIASSOULIS et al., 2013; ZHU et al., 2018; DONG et al., 2019). Entretanto, os problemas relacionados ao uso excessivo destes materiais e os resíduos gerados por eles só surgiram recentemente. A falta de medidas de gestão fez com que grandes volumes de filme se acumulassem nos solos, e devido à sua resistência à degradação, estão provocando danos agrícolas e ambientais (BRIASSOULIS et al., 2015). O filme plástico de polietileno (PE) é um dos principais resíduos que causa a poluição nos solos. Níveis de poluição em solos contaminados com resíduos plásticos podem ser divididos em três categorias: leve (80-100 kg/ha), moderado (100–200) kg/ha e pesado (> 200 kg / ha) (CHEN, 2016).

Um estudo realizado por Zhang e colaboradores (2016), apontou que 60,7% dos locais pesquisados na China, Turpan e Xinjiang, tinham níveis de resíduos de filmes plásticos superiores aos padrões nacionais para este resíduo (75 kg/ha), e a maior concentração encontrada foi 502,2 kg/ha. Outros dois trabalhos elaborados por Wang, Zheng e Li (2018) e Wang e colaboradores (2018) mostrou que os resíduos de filme plástico no solo levam à redução da eficiência do uso de água, baixo acúmulo de biomassa e a diminuição da absorção de nutrientes nas culturas de algodão reduzindo, portanto, o rendimento da produção.

Os plastificantes, usados frequentemente como aditivos nos plásticos, estão amplamente distribuídos nos filmes plásticos usados nos solos, e foram encontrados em vegetais, frutas e grãos (MO et al., 2009; SCHECTER et al., 2013; CAI et al., 2015; WANG et al., 2016a; LÜ et al., 2018). Estas substâncias encontradas em diferentes culturas e regiões da China são indicadas na Tabela 2. Além disso, foi relatado por Sun e colaboradores (2016) que as concentrações totais de seis tipos de ftalatos estavam na faixa de 0,17-9,37 mg/kg em solos agrícolas no Delta do Rio Yangtze.

Tabela 2: Concentração de plastificantes liberados pelos filmes plásticos agrícolas na China.

Localização	Uso do plástico	Locais encontrados	Concentração (mg/kg)	Referências
Shanxi (província)	Filme (mulching)	(I) Grãos de trigo (II) solo	(I) 4,1-12,6 (II) 1,8-3,5	(SHI et al., 2019)
Shouguang (cidade), Shandong (província)	Galpão de plástico	Solo com plantio de vegetais	0,76-1,59	(ZHOU et al., 2020)
Nanjing (cidade), Jiangsu (província)	Estufas	Solo com plantio de pimenta	0,32-0,97; 0,20-0,30	(LI et al., 2020)
Nanjing (cidade), Jiangsu (província)	Filme (mulching)	Vegetais e no solo com plantio de arroz	0,15-9,68	(WANG et al., 2013)
Dez cidades na China	Estufas	(I) Vegetais (II) Solo	(I) 0,26-2,53; (II) 0,95-8,09	(HUO et al., 2017)
Fujian (província)	Filme (mulching)	Solos	2,1	(CHEN et al., 2013)
Hangzhou (cidade), Zhejiang (província)	Estufas	Solo	1,9-4,36	(CHEN et al., 2013)
Tibete	Filme (mulching; não reciclado)	Solos	5,8	(CHEN et al., 2013)

Fonte: adaptado Chen et al. (2021).

- Rios e lagos

Por causa de sua baixa densidade relativa, muitos resíduos plásticos, principalmente filmes, sacolas e espumas, são facilmente lançados em lagos e rios, flutuam na água e posteriormente, são transportados para os oceanos. Um estudo elaborado por Boucher e colaboradores (2019) determinou a contribuição das diferentes fontes de poluição de resíduos plásticos. Seus estudos revelaram que a entrada de plásticos em uma bacia d'água chega a 173 mil toneladas todos os anos, 135 mil toneladas são de produtos plásticos descartáveis, sendo que as embalagens são os principais resíduos plásticos encontrados (46.769 t/ano) no Lago Genebra (Suíça e França) (BOUCHER et al., 2019).

Um estudo também revelou que a maioria das partículas de plástico encontradas na superfície das águas consiste de fragmentos, filmes e espumas, e que as partículas são mais abundantes nos Grandes Lagos Laurentians (ERIKSEN et al., 2013a, 2013b). A poluição por plásticos ao longo de quatro praias da costa sul e leste do Lago Huron, Canadá, foi examinada, e foram encontradas 3209 peças de plásticos em uma área de 85 m² (2984 pellets, 117 peças de isopor e 108 fragmentos) (ZBYSZEWSKI; CORCORAN, 2011).

- Oceanos

Os oceanos são os principais destinos dos resíduos de plástico descartáveis. Estes materiais podem entrar no mar através do escoamento superficial e das atividades costeiras. Além disso, alguns eventos climáticos como chuvas fortes e tempestades, terremotos e tsunamis, podem levar grandes quantidades de resíduos plásticos previamente depositados em áreas urbanas e rurais para os oceanos. Também foi relatado que grande quantidade de resíduos sólidos urbanos são transportados para o mar através dos rios. Existem também as fontes marítimas, como as embarcações, pesca comercial e aquicultura (BAI et al., 2018). Microplásticos são encontrados em todos os oceanos, embora tanto a densidade das partículas quanto o tipo de plástico podem variar entre as áreas (LI et al., 2016; LI; TSE; FOK, 2016).

Microplásticos tendem a se acumular nas zonas de convergência subtropical ou nos giros. As cinco principais zonas de acumulação oceânica foram identificadas: duas no Atlântico, duas no Pacífico e uma no Oceano Índico. Os giros são formados por um sistema de correntes superficiais formadas pelo vento. A força do vento coloca as águas em movimento até cerca de 400 metros de profundidade. Os cinco giros identificados são: giro do Atlântico Norte, giro do Atlântico Sul, giro do Pacífico Norte, giro do Pacífico Sul e giro do Oceano Índico. A acumulação de resíduos plásticos também foi relatada em mares semifechados, como no Mediterrâneo, Baía de Bengala e no Golfo do México (CÓZAR et al.,

2017; VILLARRUBIA-GÓMEZ; CORNELL; FABRES, 2018). Além disso, os estudos de Cózar e colaboradores (2017) e Consoli e colaboradores (2020) estimaram que 95% da carga de plásticos no Ártico está concentrada na Groenlândia e nos mares de Barents.

Os pesquisadores sugerem que podem se passar quase dois anos para que os microplásticos se movam de uma zona costeira para um giro oceânico (WANG et al., 2016a, 2016b). Alguns autores apontam que contém cerca de 1,1 a 3,6 trilhões de partículas plásticas no giro do Pacífico Norte (WAGNER, 2018). Foram reportadas concentrações médias de 0,0269 partículas/m² de resíduos plásticos no giro do Pacífico Sul (ERIKSEN et al., 2013a, 2013b), 0,0203 partículas/m² no giro do Atlântico Norte (LAW et al., 2010) e 0,3343 partículas/m² no giro do Pacífico Norte (MOORE et al., 2001). Entre os microplásticos detectados, 52% dos fragmentos foram encontrados em grandes quantidades, enquanto filmes (29%) e esferas (19%) foram menores. Em uma área do sudoeste de Luzon foi encontrado uma concentração total de 0,657 itens de plástico/m².

2.1.4.2. Impactos ecológicos

Um ambiente contaminado com resíduos plásticos e seus produtos de degradação tem uma relação direta com o destino biológico. Tais produtos, bem como os microplásticos associados, têm causado impactos negativos visíveis e tangíveis no sistema ecológico. Por exemplo, resíduos de sacolas plásticas e filmes plásticos representam um grande risco para a segurança dos produtos agrícolas como cereais, grãos, frutas e vegetais (YAN et al., 2014; WANG et al., 2018; WANG; ZHENG; LI, 2018; SHI et al., 2019). Os resíduos plásticos e seus produtos de degradação também podem ser ingeridos de forma primária, secundária ou acidental. A ingestão primária inclui os casos onde os animais consomem os resíduos plásticos diretamente, a ingestão secundária engloba os casos onde os animais se alimentam de outros animais que ingeriram plásticos anteriormente e a ingestão acidental (MARKIC et al., 2018) pode causar graves problemas aos animais, particularmente sobre a fauna marinha (CADÉE, 2002; HARDESTY; GOOD; WILCOX, 2015; PHAM et al., 2017; CARTRAUD et al., 2019; RIZZI et al., 2019).

- **Crescimento da planta**

Os resíduos de filmes plásticos no solo podem levar à redução da absorção de nutrientes pelas plantas; foi observada uma redução de 9,6%–13,1% no rendimento do algodão, considerando uma concentração de filme de 0–450 kg/hm² no solo (WANG;

ZHENG; LI, 2018). Muitos estudiosos têm conhecimento de que os ftalatos liberados no solo ficam acumulados nas plantas. Esse comportamento acarretou na redução do rendimento agrônômico em lavouras de trigo em 22,1% quando a concentração dos resíduos plásticos se encontrava acima de 360 kg/hm² (HONG-E et al., 2007; XIE et al., 2005). Em outro exemplo presente na literatura, os resultados de um grupo de pesquisadores indicaram que o DEHP foi absorvido pelos vegetais em concentrações que variaram de 10,14–36,16 mg/kg (FU; DU, 2011). Os autores Shi e colaboradores (2019) descobriram que a presença de resíduo de filmes mulching no solo aumentava significativamente as concentrações dos plastificantes no solo (1,8-3,5 mg/kg), possibilitando a detecção de tais substâncias em grãos de trigo, cujos valores variaram de 4,1 a 12,6 mg/kg (Tabela 2).

- Animais invertebrados no solo

O impacto de resíduos de filmes mulching e seus produtos de degradação foi investigados em animais invertebrados que habitam o solo. As minhocas (*Lumbricus terrestris*) podem transportar pequenas partículas de microplástico em suas tocas (ZHANG et al., 2018a, 2018b, 2018c, 2018d). Também foi demonstrado que elas ingerem microplásticos de polietileno com tamanhos menores que 2,8 mm quando estes são misturados com folhas de Choupo, árvore alta nativa das regiões temperadas do hemisfério Norte (HUERTA LWANGA et al., 2016, 2017). Também foi relatado por Hodson et al.(2017) e Wood e Zimmer (2014) a ingestão de microplásticos por minhocas e oniscidea. Microartrópodes, como *Folsomia cándida* e *Proisotoma minuta* têm a capacidade de se mover e distribuir partículas de MP no solo, o que também contribui para o acúmulo destes materiais na cadeia alimentar (MAASS et al., 2017). Alguns artrópodes, como colêmbolos e ácaros podem raspar ou mastigar pedaços de plástico, assim como alguns mamíferos que vivem em tocas, como esquilos e toupeiras que podem ruminar e transportar pedaços de plástico e microplásticos ao longo do solo (CHEN et al., 2020).

- Pássaros

Os estudos sobre o risco do plástico para as aves marinhas são realizados desde a década de 1960. Os emaranhados de detritos plásticos e a ingestão destes têm causando a morte de aves que vivem próximas aos mares, sendo os plásticos descartáveis os responsáveis por estes óbitos, como mostrado na Tabela 3 (MALLORY, 2008; AVERY-GOMM; BORRELLE; PROVENCHER, 2018; DREVER et al., 2018; CARTRAUD et al., 2019; DE BARROS; DOS SANTOS CALADO; DE SÁ LEITÃO CÂMARA DE ARAÚJO, 2020;

DIGKA et al., 2020; IBAÑEZ et al., 2020; SATURNO et al., 2020). Estudos mostram que mais de 45% das 367 espécies de aves marinhas ingeriram plásticos. Devido a sua alimentação, as aves da ordem procellariiformes, que habitam o oceano aberto, ingerem com mais frequência partículas ou fragmentos plásticos, como evidenciado pelo o estudo realizado por Moser e Lee (1992), que apontou que 55% das aves ingeriram plásticos.

Tabela 3: Ingestão de plásticos descartáveis por animais.

Resíduo plástico	Espécies de animais	Localização	Frequência de ocorrência	Referência
Embalagens	Tartaruga verde (<i>Chelonia mydas</i>)	Sudoeste do Atlântico	82,0%	(RIZZI et al., 2019)
Sacolas	Tartaruga verde (<i>Chelonia mydas</i>)	Sudoeste do Atlântico	66,7%	(RIZZI et al., 2019)
Microplástico	Tartaruga marinha comum (<i>Caretta caretta</i>)	Atlântico Norte	67,6%	(PHAM et al., 2017)
Filme plástico	Tartaruga marinha comum (<i>Caretta caretta</i>)	Atlântico Norte	31,1%	(PHAM et al., 2017)
Microplástico	Faloropo-de-bico-grosso (Ave)	Costa Norte da Colúmbia Britânica, Canadá	82,9%	(DREVER et al., 2018)
Filme plástico	Pardela-de-audubon (Ave)	Oceano Índico Ocidental	79,0%	(CARTRAUD et al., 2019)
Microplásticos	Peixe pelágico (<i>Xiphias gladius</i> , <i>Thunnus thynnus</i> and <i>Thunnus alalunga</i>)	Mar Mediterrâneo	12,5%; 32,4%; 12,9%	(ROMEO et al., 2015)
Partículas plásticas	Caranguejo (<i>Pachygrapsus transversus</i>)	Praia de Ponta Verde - Maceió	47,4%	(DE BARROS; DOS SANTOS CALADO; DE SÁ LEITÃO CÂMARA DE ARAÚJO, 2020)
Microplásticos	Brown Skuas (Ave)	Esperanza / Hope Bay, Península Antártica	6,3% (estágio de incubação) 12,3% (estágio de cuidado parental)	(IBAÑEZ et al., 2020)
Partículas plásticas	Bacalhau do atlântico	Ilha do Fogo, Terra Nova e Labrador	1,4%	(SUN et al., 2016)
Microplásticos	Tartaruga marinha comum	Litoral Grego	72,0%	(DIGKA et al., 2020)

Fonte: adaptado Chen et al. (2021).

A Pardela-branca (*Fulmarus glacialis*) foi uma das primeiras aves marinhas onde se constatou a ingestão de resíduos plásticos. A quantidade de partículas plásticas analisadas dentro do estômago destes pássaros aumentou de 1 a 2 partículas por ave na década de 1970 para mais de 10 partículas/ave na década de 1980 (VAN FRANEKER; LAW, 2015). A ingestão de resíduos plásticos pelas Pardelas-brancas e Pardelas-pretas exibiram as mesmas características segundo Mallory (2008). Além disso, foram amostradas nove espécies de aves marinhas no oeste do Oceano Índico. Os petréis e pardelas exibiram ingestão frequente de plásticos, sendo as fibras plásticas mais comumente encontradas (CARTRAUD et al., 2019). Esta ingestão pode ser explicada pela tendência das aves marinhas em confundir as fibras plásticas como potenciais presas (SHAW; DAY, 1994).

No contexto acima, os autores English e colaboradores (2015) e Faure e colaboradores (2015) concordam com o fato de que os efeitos provocados pelos plásticos em aves marinhas são mais abordados do que em aves que habitam locais de água doce. Nove pássaros mortos encontrados próximos ao Lago Genebra foram investigados (uma garça-real, três cisnes-mudos e cinco patos selvagens). Espumas e filmes plásticos foram encontrados em oito das nove aves (1,7-6,9 partículas, 4,8-13,7 mg/ave) (FAURE et al., 2015). Os pesquisadores English e colaboradores (2015) examinaram quanto a ingestão de plásticos 87 patos negros americanos, 13 patos selvagens e 48 êider-edredão, de diferentes idades e sexos. Fios de plástico, folhas e fragmentos foram encontrados em todas as três espécies, das quais os fragmentos de plástico ocorreram com mais frequência. Os patos selvagens exibiram uma ocorrência significativamente maior (46,1%) do que as outras duas espécies (patos negros americanos 8,9% e êider-edredão 2,1%).

- Espécies marinhas

As espécies marinhas são as espécies mais vulneráveis aos efeitos provocados pelos resíduos de produtos descartáveis que entram nos oceanos. Nas últimas décadas, muitas publicações relataram o aumento nos níveis de ingestão de resíduos plásticos por animais que vivem no mar (PROVENCHER et al., 2017). Relatou-se na literatura que resíduos plásticos, especialmente as sacolas plásticas, são ingeridos frequentemente por golfinhos, bem como tartarugas que acabam confundindo estes resíduos com alimento (PHAM et al., 2017; DREVER et al., 2018; CARTRAUD et al., 2019; RIZZI et al., 2019). Um estudo sobre a ingestão de plástico em cinco espécies de tartaruga (cabeçuda, verde, oliva, pente e couro) no sul do Brasil constatou que a ocorrência de plásticos nessas tartarugas variou de 0% a 57%,

com as tartarugas verdes apresentando as maiores quantidades, além disso, também foi constatado que as embalagens plásticas de polietileno (PE estavam presentes com mais frequência (RIZZI et al., 2019).

A ingestão de plástico por peixes de água salgada foi avaliada em vários estudos nos últimos anos porque muitas espécies são alimentos populares para os humanos (ANASTASOPOULOU et al., 2013; NEVES et al., 2015; ROMEO et al., 2015; RUMMEL et al., 2016; MARKIC et al., 2018). Em quatro locais do Pacífico Sul, foram examinados 932 indivíduos de 34 espécies de peixes comerciais com o intuito de avaliar algumas características presentes na ingestão de plástico. Resíduos plásticos foram encontrados em 33 espécies, com maior frequência de partículas em predadores bentônicos e pelágicos (49%), seguido por fibras comumente ingeridas por herbívoros e onívoros (33%). Os filmes plásticos apresentaram a menor ocorrência (18%) (MARKIC et al., 2018).

Um estudo interessante sobre golfinhos Franciscanos (“toninhas”) capturados acidentalmente por pescadores argentinos descobriu que 28% dos golfinhos tinham resíduos de plástico em seus estômagos. A ingestão de plástico ocorre com maior frequência em golfinhos jovens do que em adultos. Sacolas plásticas foram encontradas em mais de 64% dos golfinhos examinados (DENUNCIO et al., 2011). A ingestão de plástico por invertebrados marinhos, como lagostas e mexilhões, ocorre com baixa frequência, segundo Van Cauwenberghe e colaboradores (2015). As fibras plásticas e MPs foram encontradas em quantidades consideráveis em invertebrados marinhos na África do Sul, enquanto as sacolas de plástico e as cordas foram vistas apenas ocasionalmente, nas proximidades das áreas urbanas (RYAN; DE BRUYN; BESTER, 2016).

Assim, levando em consideração os aspectos positivos e negativos associados ao uso dos produtos plásticos, autores como Álvarez-Chávez e colaboradores (2012) e Briassoulis, Pikasi e Hiskakis (2021) concordam que a busca por novas alternativas e materiais com menor impacto ao meio ambiente e que utilizam, preferencialmente, recursos renováveis seria uma boa solução para a problemática envolvendo principalmente as sacolas. Os autores chamam a atenção para a importância de analisar a aplicabilidade dos biopolímeros e também o tratamento dos resíduos pós-consumo. Isto porque em estudo feito por Álvarez-Chávez e colaboradores (2012), ainda não existem materiais que não causem nenhum impacto ambiental.

Desta forma, de acordo com E Santos e colaboradores (2012) apesar de existirem alternativas às sacolas plásticas, como por exemplo, as sacolas biodegradáveis, sacolas oxidegradáveis, sacolas de papel ou sacolas reutilizáveis, qualquer que seja a alternativa

escolhida, haverá impacto ambiental associado. E conhecendo-se melhor as características destes produtos é possível tomar decisões mais conscientes.

2.2. Polímeros biodegradáveis

O século XXI, no entanto, também tem sido palco de propostas no setor de embalagens que denotam o repensar da forma de produção e do consumo em prol de melhorias dos reflexos ambientais adversos. Dentre estas, pode-se citar propostas de embalagens retornáveis; embalagens reutilizáveis; embalagens fabricadas exclusivamente com materiais recicláveis; simplificação dos processos de impressão; embalagens biodegradáveis; uso de refil; novos sistemas de comercialização com redução de embalagens; embalagens comestíveis; sistemas produto-serviço; entre outras (ALBACH; RAZERA; ALVES, 2016)

Pensando nisso, têm se falado muito sobre o desenvolvimento dos polímeros biodegradáveis. Geralmente, os polímeros biodegradáveis são produzidos a partir de matérias-primas renováveis como a celulose e amido. Atualmente, a maioria dos polímeros naturais e biodegradáveis disponíveis no mercado incluem poliácido láctico (PLA), polihidroxialcanoato (PHA), polihidroxitirato (PHB), polihidroxitirato-co-valerato (PHBV) e polihidroxitirato (PHV). Os polímeros biodegradáveis podem ser degradados sem qualquer efeito prejudicial ao meio ambiente (HAIDER et al., 2019).

Os polímeros biodegradáveis estão sendo utilizados com sucesso nas indústrias e em alguns programas de proteção ao meio ambiente. Entretanto, mesmo que alguns destes materiais tenham apresentado desempenho físico-químico, mecânico e de degradação excelentes, sabe-se que eles ainda não podem ser considerados substitutos para os plásticos de base fóssil (RUJNIC-SOKELE; PILIPOVIĆ, 2017). Por se tratar de um assunto relativamente novo, a aplicação dos polímeros biodegradáveis em larga escala precisa ser aprimorada e estudada. Por consequência, muito se questiona se estes materiais podem ser uma solução promissora a longo prazo para as problemáticas envolvendo a disposição dos resíduos e os impactos provocados pela contaminação por resíduos plásticos no solo, ar e água. Este trabalho irá discutir os dois lados da utilização dos plásticos biodegradáveis. O desafio de desenvolver um produto que ajude a solucionar os problemas provocados pelo uso crescente dos plásticos e as diferentes perspectivas sobre a sua aplicação.

2.2.1. Definição de polímeros biodegradáveis

Polímeros biodegradáveis se referem a um tipo de plástico cujas propriedades atendem aos requisitos de uso e também permanecem inalteradas durante o seu período de armazenamento. Entretanto, depois de utilizados, podem ser degradados no meio ambiente sob condições naturais devido a ação de microrganismos. Este novo tipo de plástico pode ser biodegradado e posteriormente desaparecer no meio ambiente (PICÓ; BARCELÓ, 2019). De maneira bastante resumida, alguns microrganismos existentes na natureza como as bactérias, fungos e algas, metabolizam estes polímeros transformando-os em CO₂, H₂O, CH₄ e biomassa e, a partir disso, eles se integram ao ecossistema natural sem gerar subprodutos residuais ou efeitos ecotóxicos no meio. Mas é importante frisar que o mecanismo de degradação dos polímeros biodegradáveis é bastante complexo e engloba uma sequência de etapas que foram explicadas em detalhes ao longo do texto. O polímero ideal é aquele que desempenha sua função com excelência, se biodegrada lentamente, e ao fim é reinserido ao ciclo do carbono.

Os polímeros biodegradáveis podem ser divididos de acordo com o grau e a natureza da biodegradação, sendo eles: polímeros biodegradáveis de origem microbiana, polímeros biodegradáveis de origem vegetal e animal e polímeros biodegradáveis sintéticos (RICK MUELLER et al., 2018).

Os polímeros biodegradáveis de origem microbiana dizem respeito a um tipo de poliéster com estrutura alifática (polihidroxicanoatos). Eles são produzidos por microrganismos especiais que utilizam açúcar e ácidos orgânicos como matérias-primas durante o processo de fermentação e síntese (BELAL; FARID, 2016). Os polímeros biodegradáveis de origem vegetal e animal utilizam materiais existentes na natureza como matéria-prima, por exemplo, o amido de milho. O amido é um polissacarídeo sintetizado pelas plantas para armazenar energia e vem sendo muito utilizado na fabricação de certos produtos plásticos. Estes produtos plásticos à base de amido são produzidos por meio do aquecimento e mistura deste polissacarídeo com plastificantes, o que garante a eles características termoplásticas (GERE; CZIGANY, 2020).

Devido a sua boa biodegradabilidade, os polímeros biodegradáveis são usados principalmente em aplicações que envolvem produtos descartáveis como por exemplo embalagens de alimentos. Nos dias de hoje, as embalagens são as maiores consumidoras destes tipos de plástico no mundo (EUROPEAN BIOPLASTICS, 2019). As sacolas plásticas, os potes descartáveis e as embalagens flexíveis e rígidas estão entre os produtos descartáveis mais consumidos. No futuro, acredita-se que os polímeros biodegradáveis serão amplamente

utilizados na produção de embalagens, filmes agrícolas, sacolas e talheres descartáveis. Comparado aos materiais polímeros oriundos de fontes não renováveis, os custos de produção dos plásticos biodegradáveis ainda são um pouco maiores, 3 a 10 vezes superior (RUJNIC-SOKELE; PILIPOVIĆ, 2017).

Mesmo assim, muitas pessoas estão dispostas a pagar mais caro por produtos que agridem menos o meio ambiente. Portanto, a indústria dos polímeros biodegradáveis tem uma grande oportunidade de ascensão no mercado.

2.2.2. Utilização dos polímeros biodegradáveis como alternativa para acumulação de plásticos no meio ambiente

O avanço das indústrias petroquímicas ao longo dos anos permitiu que os plásticos estivessem inseridos, de forma gradual, em diversas situações do nosso cotidiano, e por consequência, um problema bastante desafiador provocado pelos resíduos plásticos pós-consumo conhecido como “poluição branca”, se faz presente na atualidade. Os resíduos plásticos prejudicam não somente a saúde humana, mas também o ecossistema em geral (SHEN et al., 2019a, 2019b) (Figura 2).

Como descrito anteriormente no texto, os métodos mais comuns de disposição dos resíduos plásticos no mundo são: reciclagem energética, aterro sanitário ou reciclagem mecânica. Vale ressaltar que, embora a reciclagem energética e a disposição em aterros sanitários sejam os métodos mais utilizados, eles também são responsáveis por provocar impactos negativos no meio ambiente, como a liberação de gases que intensificam o efeito estufa e a contaminação do solo e cursos d'água através do chorume lixiviado. A reciclagem mecânica é uma boa alternativa para a disposição dos resíduos, entretanto, atualmente, apenas uma pequena porcentagem dos resíduos plásticos são reciclados (ELLEN MACARTHUR FOUNDATION, 2016). Além da dificuldade de manipulação do fluxo de resíduos, os desafios da reciclagem mecânica incluem o uso de aditivos em alguns produtos plásticos; elevada contaminação do resíduo pós-consumo; e a perda de produção durante o processo de reciclagem.

Alguns resíduos plásticos como as embalagens plásticas multicamadas são extremamente difíceis de separar, dificultando ainda mais o seu descarte correto. Além disso, um resíduo plástico pós-consumo pode ser reciclado somente um número limitado de vezes (DE PAOLI, 2009). Isto porque o comprimento da cadeia polimérica é reduzido a cada ciclo do processo de reciclagem, causando alteração drástica em suas propriedades. Sendo assim, a

melhor maneira de lidar com resíduos plásticos é fazer com que eles retornem para a natureza, sendo transformados em CO₂ e H₂O, através do processo de decomposição.

O polímero é um tipo de material de alta massa molar, formado pela união de unidades de repetição (meros) em grandes cadeias (macromoléculas). Em função de sua longa cadeia carbônica, as ligações intra e intermoleculares dos polímeros possuem elevada energia e estabilidade, sendo esta a principal razão pela qual os polímeros demoram um elevado período de tempo (centenas de anos) para se decompor no meio ambiente. O princípio dos polímeros biodegradáveis é que enzimas excretadas pelos microorganismos conseguem catalisar reações de hidrólise de algumas cadeias poliméricas. Sendo que os produtos de degradação envolvem a geração de energia, CO₂, H₂O e biomassa. Infelizmente, ainda existem questões que devem ser levadas em consideração quanto à aplicação dos polímeros biodegradáveis como uma alternativa para os problemas relacionados ao descarte dos resíduos e poluição por resíduos plásticos. Assim, a fim de esclarecer algumas destas questões, na sequência serão discutidas três evidências científicas.

Em primeiro lugar, é importante frisar que os polímeros biodegradáveis ainda não têm a capacidade de substituir por completo os polímeros de origem fóssil. Atualmente, o polipropileno (PP) e o polietileno (PE) são os polímeros commodities à base de petróleo mais comuns no mundo (GEYER; JAMBECK; LAW, 2017).

A produção mundial de polímeros continua crescendo, atingindo a marca de 335 milhões de toneladas em 2016 e 348 milhões de toneladas em 2017 (PLASTICSEUROPE MARKET RESEARCH GROUP, 2018). Os plásticos biodegradáveis por outro lado representaram apenas 0,5% do valor total produzido em 2016. De acordo com as estatísticas é esperado que este valor aumente para 0,8%, cerca de 2,62 milhões de toneladas até 2023 (EUROPEAN BIOPLASTICS, 2019).

Mesmo com este aumento na produção dos polímeros biodegradáveis, fica evidente que ainda é necessário muito trabalho para solucionar os problemas provocados pelo consumo excessivo de produtos plásticos no mundo. O principal motivo gira em torno dos custos de produção destes materiais. A cadeia produtiva de polímeros à base de petróleo está consolidada há muitos anos, diversos países fazem uso desses materiais em larga escala e, além disso, a produção destes polímeros commodities é bastante barata. De acordo com (LUYT; MALIK, 2018), o custo de produção dos polímeros biodegradáveis chega a ser de 3 a 10 vezes superior aos custos dos polímeros de origem fóssil, como o polietileno (PE) e polipropileno (PP).

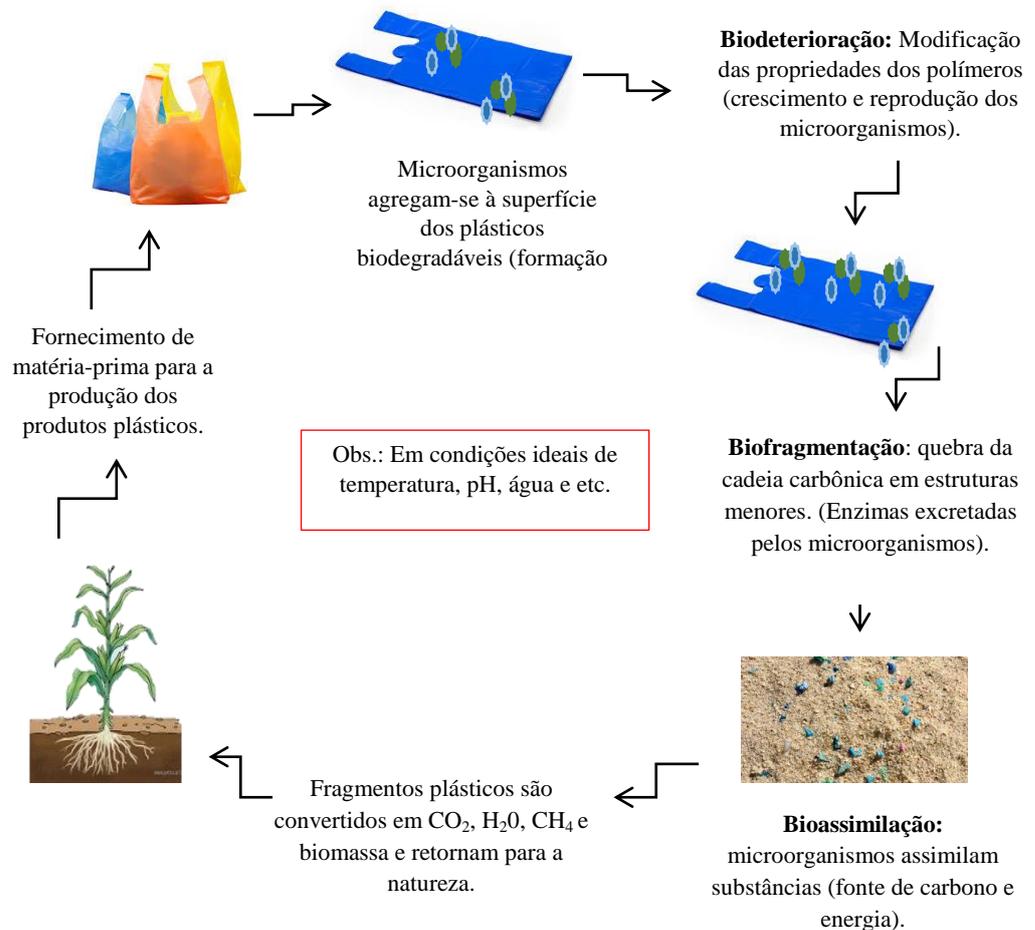
Além disso, alguns polímeros biodegradáveis não têm um bom desempenho quando comparados aos polímeros de base fóssil (SHAHLARI; LEE, 2012). O polihidroxibutirato (PHB), por exemplo, possui propriedades de barreira superiores ao polipropileno (PP), o que faz dele um ótimo material para o uso em embalagens de produtos suscetíveis à oxidação, como os alimentos e bebidas. Entretanto, devido à sua baixa plasticidade e resistência ao impacto, o processamento deste polímero fica reduzido, o que limita a sua aplicação em larga escala e dificulta a substituição dos polímeros à base de petróleo por estes materiais.

Em segundo lugar, a degradação dos polímeros biodegradáveis também requer muita energia e esforço. O processo de biodegradação leva em conta as propriedades químicas dos polímeros e também as condições ambientais naturais. O mecanismo de degradação dos polímeros biodegradáveis foi ilustrado na Figura 3. Este processo normalmente envolve três fases: biodeterioração, biofragmentação e bioassimilação (EMADIAN; ONAY; DEMIREL, 2017). Como citado anteriormente, estes materiais possuem cadeias carbônicas longas, alta massa molar e estrutura química complexa, o que dificulta seu metabolismo pelos microrganismos.

Na biodeterioração, os microrganismos vivos agregam-se à superfície, externa ou interna, dos polímeros biodegradáveis, formando um biofilme. Com isso, aumentam a chance de sobrevivência neste meio e a partir disso, as propriedades dos polímeros biodegradáveis são modificadas com o contínuo crescimento e reprodução destes microrganismos.

Na biofragmentação, os polímeros biodegradáveis são gradualmente convertidos em estruturas menores, oligômeros e monômeros, na presença de enzimas excretadas pelos microrganismos. Assim, estas substâncias conseguem ser finalmente assimiladas pelos microrganismos, atuando como fonte de carbono e energia para os mesmos e, em seguida, são convertidas em CO_2 , H_2O e outros materiais. Quando estes metabólitos são devolvidos ao meio ambiente, todo o processo de biodegradação é concluído. No entanto, para que este processo aconteça de maneira integral é necessário que algumas condições ambientais estejam adequadas, como o teor de oxigênio, temperatura, água, pH, e determinadas características dos polímeros. Nazareth e colaboradores (2019) chamam a atenção para o fato de que o processo de biodegradação destes polímeros só é possível em condições específicas, o que nem sempre é possível obter nas condições ambientais naturais.

Figura 3: Mecanismo de biodegradação dos plásticos biodegradáveis.



Fonte: Do autor (2021).

A lenta degradação de alguns polímeros biodegradáveis no ambiente marinho foi relatada Morohoshi et al. (2018) e Sashiwa et al. (2018); e até mesmo a não degradação de alguns destes materiais ditos “biodegradáveis” foi observada por Napper e Thompson (2019). Conseqüentemente, estes fatores também devem ser levados em consideração ao assumir a aplicabilidade destes materiais. Além disso, o tempo de biodegradação é influenciado pelas características intrínsecas de cada polímero, por isso tem papel determinante no gerenciamento de tecnologias voltadas para o fim do ciclo dos produtos, bem como a sua disposição final.

Assim, se a taxa de biodegradação destes novos materiais, mesmo na presença de microrganismos e enzimas, for pouco significativa quando comparada aos plásticos de origem fóssil, do mesmo tipo, resultará em benefícios limitados para o meio ambiente e até mesmo para a gestão dos resíduos plásticos. A biodegradação depende da complexidade, estrutura química e do teor de cristalinidade dos polímeros. Os plásticos biodegradáveis compostos

pelos grupos funcionais: ácido carboxílico (-COOH), ésteres (-COO) e álcoois (-OH) e com sítios ativos flexíveis possuem taxas de degradação mais altas do que os plásticos biodegradáveis rígidos, uma vez que estes grupos ativos têm mais afinidade por determinadas enzimas, acelerando o processo de degradação. Os polímeros formados por cadeias carbônicas menores também se degradam mais rapidamente, enquanto que estruturas químicas complexas como, por exemplo, polihidroxibutirato (PHB) requerem enzimas adicionais ou coenzimas complexas para acelerar o processo de degradação (NARANCIC; O'CONNOR, 2019).

Além disso, variáveis como temperatura e pH também irão influenciar a taxa de biodegradação destes materiais. As fissuras nas superfícies dos polímeros, provocadas pelo aumento ou redução destas variáveis aceleram o processo de degradação. A presença de aditivos nos polímeros biodegradáveis também pode interferir no processo de biodegradação. Aliás, o descarte inadequado de grandes quantidades de polímeros biodegradáveis também devem ser levados em consideração. Isto porque a produção e o consumo de grandes montantes de polímeros biodegradáveis necessitam de soluções promissoras para a sua disposição final. Geralmente, os resíduos plásticos pós-consumo são encaminhados aos aterros, reciclagem energética, tratamento biológico (compostagem e digestão anaeróbica) ou reciclagem. Atualmente, a compostagem industrial é a principal preocupação no gerenciamento dos plásticos biodegradáveis (NARANCIC; O'CONNOR, 2019). É necessário que os plásticos biodegradáveis passem por uma triagem antes de serem encaminhados às instalações de compostagem.

Em terceiro lugar, é muito importante que os consumidores repensem a forma que estão fazendo uso dos produtos plásticos em seu dia-a-dia. Não devem considerar os polímeros biodegradáveis como a única alternativa para os impactos provocados pelo uso excessivo dos produtos plásticos. Somos responsáveis pelo meio ambiente e descartá-los de maneira inadequada no solo ou na água, não fará com que este problema desapareça. O que muitos autores querem mostrar é que mesmo a tecnologia mais avançada necessita da combinação de outras abordagens, como a mudança no padrão de consumo, para que resultados eficientes sejam alcançados.

Existem inúmeras formas de descarte incorreto dos resíduos plásticos, incluindo o despejo a céu aberto e a queima nos quintais das residências, que são mais comuns em áreas rurais ou onde a infra-estrutura de gestão de resíduos é menos desenvolvida. Os polímeros biodegradáveis não podem ser lançados aleatoriamente no meio ambiente. Além disso, o uso de práticas que mascaram e vendem a falsa ideia de sustentabilidade, conhecidas como

“esverdeamento”, têm afetado a compra de produtos e tecnologias que contribuem de fato para a preservação dos recursos ambientais. E, por este motivo, algumas pessoas podem ser induzidas a descartar indevidamente esses materiais no meio ambiente (NAZARETH et al., 2019). Até certo ponto, essas estratégias de “esverdeamento” podem ter impacto positivo nas decisões de compra, entretanto, no que se refere às políticas públicas voltadas para o controle da poluição por plástico, isto é muito desfavorável (TERRACHOICE GROUP INC., 2009).

Atualmente, com as tecnologias disponíveis para identificar polímeros, é muito importante que os produtos ditos biodegradáveis passem por um controle de qualidade, a fim de garantir sua eficiência e confiabilidade, buscando estratégias que incentivem os consumidores a optarem por estes produtos no momento da compra. Assim, o desenvolvimento de novos materiais e alternativas que impactam menos o meio ambiente não pode servir de incentivo para que a sociedade continue a lançar resíduos de forma aleatória no meio ambiente, porque isto continua sendo um tipo de poluição ambiental. O propósito dos plásticos biodegradáveis é fornecer uma nova opção para a gestão de resíduos no mundo. O acúmulo e a disposição dos resíduos plásticos no planeta ainda são um problema grave e a sua gestão requer esforços globais.

2.2.3. Riscos potenciais associados ao uso dos polímeros biodegradáveis

Quando os polímeros biodegradáveis são descartados de forma descontrolada podem acumular no meio ambiente ou fragmentar, e posteriormente dispersar-se no meio. Assim como os polímeros não biodegradáveis como o polietileno (PE) e polipropileno (PP), os polímeros biodegradáveis também podem se fragmentar dando origem a microplásticos.

Recentemente, cientistas começaram a estudar os impactos provocados pelos microplásticos biodegradáveis. Shruti e Kutralam-Muniasamy (2019) realizaram uma pesquisa profunda quanto aos potenciais efeitos de alguns destes materiais em organismos aquáticos. Em outros estudos, Green et al. 2015 e Green, 2016 demonstraram os efeitos adversos dos microplásticos biodegradáveis produzidos a partir do poliácido lático (PLA) na diversidade e riqueza de crescimento da comunidade bentônica, formada por organismos aquáticos que se alimentam de depósitos de sedimento.

Resultados semelhantes foram encontrados em uma espécie de anelídeo, *Arenicola marina* L., presentes em sedimentos de areia. Ao analisar a frequência respiratória de alguns destes indivíduos foi comprovado altas concentrações de estresse e aumento da frequência respiratória causada pelos microplásticos biodegradáveis em ostras planas e também foi

possível identificar alta dose resposta destes microplásticos em sedimentos arenosos (GREEN, 2016).

Straub, Hirsch e Burkhardt-Holm (2017) estudaram a adsorção e a função dos microplásticos biodegradáveis de polihidroxibutirato (PHB) e dos microplásticos de polimetilmetacrilato (PMMA) em anfípodes de água doce, os *Gammarus fossarum*. Os resultados mostraram que ambos os tratamentos destes microplásticos (32-250 μ m) afetaram significativamente a eficiência de assimilação do anfípode *Gammarus fossarum* e reduziram o aumento de peso úmido.

González-Pleiter et al. (2019) estudaram os efeitos ecotoxicológicos potenciais dos nanoplásticos secundários de polihidroxibutirato (PHB) (25-100mg.L⁻¹, 200nm) em três espécies representativas de organismos aquáticos (*Daphnia magna*, *Anabaena sp.* e *Chlamydomonas reinhardtii*). Os resultados mostraram que estes materiais induziram, de forma significativa, na redução das mudanças do crescimento celular, considerando parâmetros fisiológicos dos três organismos aquáticos. Os autores também apontaram que os nanoplásticos de polihidroxibutirato (PHB) liberados como consequência da degradação abiótica do microplástico (PHB) foram prejudiciais para os organismos aquáticos testados.

Além disso, microplásticos biodegradáveis também podem atuar como vetores para os microrganismos (FRÈRE et al., 2018; SHEN et al., 2019b) e poluentes químicos (KOELMANS et al., 2016; ZICCARDI et al., 2016; HARTMANN et al., 2017; PITTURA et al., 2018).

Devido às características semelhantes entre os tamanhos das partículas, boa fluidez e boa estabilidade, os microplásticos biodegradáveis possuem também uma forte capacidade de adsorção, contribuindo para o enriquecimento dos poluentes químicos e microrganismos. Recentemente, Zuo e colaboradores (2019) investigaram a adsorção e dessorção do poli (butileno adipato co-tereftalato) (PBAT), do poliestireno (PS) e do polietileno (PE) para poluentes orgânicos tradicionais como o fenantreno. Através dos resultados obtidos para o PBAT (2338 \pm 486 mm), poliestireno PS (250 mm) e polietileno PE (2628 \pm 623mm), concluiu-se que a capacidade de adsorção e também de dessorção do microplástico biodegradável de poli (butileno adipato co-tereftalato) (PBAT) foi significativamente maior do que nos microplásticos de poliestireno (PS) e polietileno (PE). Os autores relataram ainda que os microplásticos biodegradáveis foram um forte vetor de fenantreno em comparação com os microplásticos produzidos de petróleo.

No entanto, ainda não se pode afirmar com segurança o estado de ameaça dos microplásticos biodegradáveis no meio ambiente devido à falta de dados sobre este assunto.

Poucos estudos foram desenvolvidos e os resultados obtidos foram amostrados em pequenas populações de organismos aquáticos. Desta forma, muitos destes potenciais efeitos ainda são limitados ou até mesmo desconhecidos em muitos animais presentes inclusive na alimentação dos humanos.

Assim, é difícil determinar de forma específica qual a ameaça dos microplásticos biodegradáveis na saúde dos organismos, ecossistemas e seres humanos. O efeito coecológico destes materiais sobre o ecossistema deve ser uma preocupação no futuro. É necessário avaliar a integração dos efeitos destes novos produtos plásticos na segurança e saúde alimentar humana, testando os efeitos potenciais dos microplásticos biodegradáveis em diferentes organismos e ecossistemas.

2.2.4. Alternativas para aplicação dos polímeros biodegradáveis

Muitas arestas precisam ser aparadas para que seja possível substituir os polímeros não biodegradáveis pelos polímeros biodegradáveis. Em longo prazo, estes materiais poderão ser ótimas alternativas para substituir a maioria dos plásticos atualmente em uso. Shen, Haufe e Patel, (2009) investigaram o potencial tecnológico de substituição destes materiais. A partir disso, os autores observaram que a maior taxa de substituição poderia chegar a 94%, dos quais 31% eram polímeros biodegradáveis e 63% eram polímeros de base biológica não biodegradáveis. Ou seja, são polímeros feitos total ou parcialmente a partir de fontes renováveis, mas que não são degradados pelos microrganismos (por exemplo polietileno verde).

No entanto, o nível real de produção e substituição está bem distante do máximo teórico. Devido a fatores econômicos, dificuldades de produção em larga escala, disponibilidade de matéria-prima e a lenta inserção destes novos materiais na indústria de produtos plásticos, este potencial pode não ser explorado no curto e médio prazo. Embora os polímeros biodegradáveis ainda estejam em estágio de desenvolvimento e o mercado não esteja totalmente preparado para absorver estes materiais, pode-se observar este potencial de substituição em algumas áreas.

- Produtos plásticos descartáveis

Estão presentes em nosso dia-a-dia inúmeros produtos plásticos descartáveis, como as sacolas de supermercado, sacos de lixo, embalagens, recipientes de alimentos e talheres que têm facilitado a vida de muitos usuários nos últimos anos. Embora a indústria de polímeros

tenha apresentado diversas vantagens, não se pode ignorar o fato de que o consumo desenfreado destes produtos tem provocado uma série de problemas, conhecidos como a poluição branca.

No que se refere aos produtos descartáveis, como os citados acima, os polímeros biodegradáveis têm uma grande área de aplicação a ser explorada no futuro, de modo que seja possível reduzir a emissão de carbono para o meio ambiente, além de promover o desenvolvimento sustentável nas indústrias. Os polímeros biodegradáveis usados em produtos plásticos descartáveis precisam ter uma velocidade rápida de degradação e suas propriedades mecânicas devem ser capazes de atender aos requisitos de uso diário.

- Aplicação agrícola (filme plástico biodegradável - “mulching”)

Atualmente, a maioria dos filmes plásticos mulching usados na produção agrícola são fabricados a partir de polipropileno (PP) através da moldagem por sopro (Figura 4). Os polímeros usados têm boa resistência, e por isso levará centenas de anos para que os efeitos negativos destes materiais desapareçam no solo. O filme plástico residual tem um efeito negativo sobre a cultura e a aeração do solo, e ainda leva à diminuição do rendimento das colheitas. Os principais danos provocados pela cobertura do solo com os plásticos são: redução do nível de fertilidade do solo, a eficácia dos fertilizantes é afetada e também, dificuldade de absorção dos nutrientes pelas plantas, tornando a safra desnutrida. A recuperação dos resíduos desse tipo de material envolve sua coleta manual e reciclagem mecânica.

Figura 4: Filme Plástico Mulching



Fonte: Do autor (2021).

Porém os resíduos de filme plástico mulching não podem ser removidos por completo por um longo tempo, e os custos de recuperação deste produto também estão aumentando gradualmente. A maneira mais viável de resolver o problema do filme plástico residual é usar filmes agrícolas biodegradáveis nas culturas. Mesmo assim, sua aplicação precisa ser aprimorada. Por um lado, os filmes biodegradáveis podem ser usados como solução para o combate da poluição causada pelos plásticos e por outro, eles têm o mesmo efeito que os filmes usados atualmente como acontece com polietileno (PE) e polipropileno (PP), já citados anteriormente.

- Alta tecnologia

A aplicação de polímeros biodegradáveis em mercados de alta tecnologia inclui desde sua utilização em suprimentos médicos até materiais de impressão 3D. O poliácido láctico (PLA), polihidroxialcanoato (PHA), policaprolactona (PCL) e outros polímeros biodegradáveis têm boa biocompatibilidade, que pode ser controlada pela síntese molecular, o que favorece seu potencial de desenvolvimento no mercado de produtos associados a tecnologia de ponta. O poliácido láctico (PLA) é um dos polímeros mais usados em filamentos de impressão 3D.

Comparado a outros materiais utilizados para a impressão 3D, como o copolímero de acrilonitrila butadieno estireno (ABS), o poliácido láctico (PLA) tem muitas vantagens entre elas: cores ricas e boas transparência, pode atingir maior e melhor velocidade de impressão e

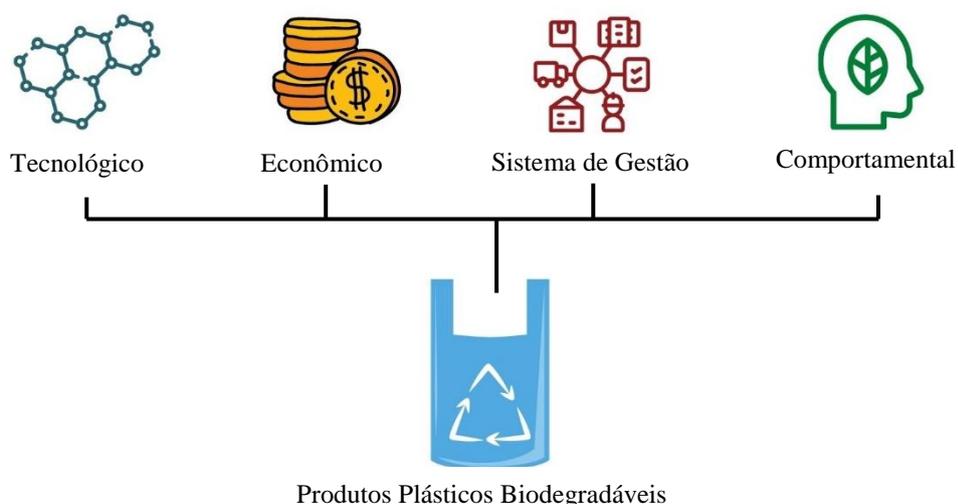
também pode ser considerado um polímero biodegradável. Por causa da boa biocompatibilidade, os polihidroxicanoatos (PHAs) são amplamente utilizados nas áreas médicas, em suturas, dispositivo de reparo, agulha ortopédica e stent de reparo da cartilagem.

A policaprolactona (PCL) tem boa termoplaticidade e maleabilidade, podendo ser transformada em fibras, flocos, folhas entre outros. Devido a sua diversidade de propriedades térmicas, mecânicas, ópticas e elétricas, os polímeros biodegradáveis têm potencial para desempenhar papéis importantes no mercado de produtos de elevada tecnologia, ampliando espaços para o seu desenvolvimento.

2.2.5. Oportunidades e desafios dos polímeros biodegradáveis

Os polímeros biodegradáveis são de grande importância para a proteção ambiental em todo o mundo. O desenvolvimento destes materiais é um requisito imprescindível para a implementação de um modelo de consumo mais sustentável em pleno século 21. E para isso, todos os países do mundo devem ter um objetivo comum: fortalecer a pesquisa sobre os polímeros biodegradáveis e promover o desenvolvimento de novos produtos, processos e serviços. Desta forma, para que os desafios atuais sejam superados, é preciso promover uma alternativa viável que possa ser implementada em larga escala. Existem quatro fatores importantes para que essa promoção aconteça: aspectos técnicos, econômicos, de gestão e social (consumidores) (Fig. 5).

Figura 5: Fatores associados à aplicabilidade dos polímeros biodegradáveis.



Fonte: Do autor (2021).

Em primeiro lugar, o desenvolvimento tecnológico desempenha um grande papel na taxa de aceitação dos polímeros biodegradáveis por parte das empresas e consumidores. Através do desenvolvimento tecnológico é possível melhorar a estabilidade térmica e resistência mecânica dos produtos plásticos biodegradáveis, fazendo a combinação de matérias-primas orgânicas com outros materiais inorgânicos. Esta associação pode acarretar na geração de uma maior quantidade de produtos de degradação e redução na velocidade de biodegradação.

O princípio de biodegradação destes materiais consiste na degradação de macromoléculas pelos microrganismos presentes no meio. Os impactos dos produtos de biodegradação de resíduos plásticos biodegradáveis no meio ambiente ainda precisam ser estudados. Além disso, o descarte em grande escala de produtos plásticos biodegradáveis também precisa ser considerado. Melhores informações sobre os compostos, incluindo sua classificação e viabilidade de serem ou não reciclados, facilitará o tratamento dos resíduos plásticos biodegradáveis nas instalações de compostagem (ANDRADE; TORRES; GONÇALVES, 2016).

Portanto, a gestão de resíduos e a mudança no comportamento dos consumidores são fatores importantes para resolver o problema de acúmulo de plástico no meio ambiente, mas não são os únicos que precisam ser melhorados. O progresso da tecnologia e o desenvolvimento de novos materiais também devem alcançar novos patamares.

Em segundo lugar, os aspectos econômicos também são vistos como barreiras para o desenvolvimento destes materiais. Comparado com os polímeros commodities, os custos de obtenção dos polímeros usados na produção de produtos plásticos biodegradáveis são relativamente elevados. Além disso, as rotas tecnológicas de processamento desses materiais podem ser mais complexas, então o preço do produto final é muito mais alto do que os polímeros commodities usados com frequência no dia-a-dia.

O custo sempre foi um indicador importante para saber se um produto pode ser aplicado no mercado em grande escala. Portanto, o preço das matérias-primas agrícolas deve ser monitorado para garantir que sejam competitivos com os combustíveis fósseis, de modo a promover a substituição dos materiais de fontes não renováveis pelos materiais oriundos de fontes renováveis. Além disso, novos equipamentos e processos de produção devem ser otimizados para reduzir os custos de fabricação dos produtos plásticos biodegradáveis.

Em terceiro lugar, a indústria dos polímeros biodegradáveis carece de um sistema de gestão que a favoreça. Existem três maneiras principais de gerenciar os resíduos plásticos:

reciclagem, reciclagem energética e disposição em aterros sanitários. O caótico sistema de coleta de resíduos plásticos pós-consumo torna o descarte correto destes resíduos um desafio.

Os polímeros biodegradáveis podem ser incinerados como os demais resíduos plásticos, e a energia liberada por eles é semelhante à dos polímeros não biodegradáveis (DILKES-HOFFMAN et al., 2018). No entanto, em termos de disposição em aterros, os polímeros biodegradáveis são bastante diferentes dos outros tipos de plástico.

Os resíduos plásticos não biodegradáveis apresentam uma cinética muito lenta de degradação em aterros sanitários (centenas de anos). Durante a degradação dos plásticos biodegradáveis nos aterros sanitários, gases como o metano e CO₂ são produzidos, aumentando o potencial de aquecimento global. A compostagem industrial e a digestão anaeróbica também são preocupantes durante o processo de gerenciamento de fim de vida dos resíduos plásticos biodegradáveis. Contudo, antes disso, os plásticos biodegradáveis adequados para a compostagem e digestão anaeróbica devem ser coletados e transportados separadamente para as instalações responsáveis por estes processos.

Por fim, aumentar a consciência ambiental do público em geral é muito importante para a promoção dos plásticos biodegradáveis nos cenários atuais. A identificação e a maneira de lidar com estes materiais não deve ser uma preocupação exclusiva dos usuários, e sim um problema que precisa ser resolvido em conjunto. Recomenda-se desenvolver códigos de identificação em sacolas, recipientes e outros materiais para ajudar a separá-los de outros objetos recicláveis. Isso precisa estar combinado com a educação local para garantir melhores formas de identificação e controle dos mesmos. Desta forma, os plásticos biodegradáveis poderão facilitar a gestão de resíduos, reduzindo alguns dos impactos adversos no meio ambiente, caso haja um sistema de rotulagem apropriado e também de coleta eficiente.

2.3. Avaliação do Ciclo de Vida

A bioeconomia diz respeito a um amplo conceito de transformação nas áreas da economia e da sociedade. Ela descreve principalmente o uso industrial dos recursos biológicos renováveis. Mas isso não está restrito apenas à substituição dos combustíveis fósseis ou na redução das emissões dos gases do efeito estufa, a bioeconomia também se preocupa em criar valor para diferentes partes da sociedade como, por exemplo, para os trabalhadores, impulsionando a criação de novos empregos, seja a nível local ou regional, nas cidades ou nas áreas rurais (EUROPEAN COMMISSION, 2010).

Desde que Wehrli, (1926) postulou a existência dos polímeros, o mundo dos materiais sofreu uma grande transformação. “Plástico” passou a ser um termo universal que abrange uma grande variedade de polímeros, com grande diversidade nos métodos de fabricação, matéria-prima, propriedades mecânicas entre outros. O que muitos especialistas acreditam é que, a chave do sucesso para a transformação da atual cadeia produtiva dos polímeros deve levar em consideração os três pilares da sustentabilidade: ambiental, econômico e social. Especialmente porque o desenvolvimento de produtos inovadores de base biológica pode contribuir para a redução dos impactos ambientais ainda em um estágio inicial (FEDERAL MINISTRY OF EDUCATION AND RESEARCH (BMBF), 2011; EUROPEAN COMMISSION, 2012). Estas mudanças são importantes para a construção de um modelo de produção mais sustentável em todo o mundo. São inúmeras as vantagens proporcionadas pelos polímeros e por isso eles desempenham um importante papel na sociedade.

Atualmente, a maioria dos produtos plásticos usados em nosso cotidiano são produzidos a partir do petróleo. Dito isso, é necessário levar em conta a disponibilidade limitada dos recursos fósseis e também a sua relação com as mudanças climáticas, motivos pelos quais os polímeros de base biológica têm estado no foco de muitas pesquisas nos últimos dez anos.

Ainda que alguns destes polímeros estejam sendo utilizados com sucesso nas indústrias e em alguns programas de proteção ambiental, certos autores e investidores têm questionado a sustentabilidade dos biopolímeros especialmente com a evolução do mercado e da aplicabilidade dos mesmos. Isto porque para a fabricação dos produtos plásticos oriundos dos biopolímeros é necessário a utilização de grande quantidade de energia além de gerar resíduos agrícolas.

Estes são pontos importantes que interferem nos valores líquidos dos impactos provocados pelos biopolímeros ao longo do ciclo de vida de determinado produto, e que por sua vez podem ser superiores aos impactos gerados pelos polímeros de fontes não renováveis levando em conta a produção dos mesmos produtos plásticos.

A fim de esclarecer estes questionamentos, nos próximos tópicos deste trabalho foram abordados aspectos interessantes sobre a avaliação dos polímeros de base biológica do ponto de vista social, ambiental e econômico. E para isso analisou-se as semelhanças e diferenças existentes na avaliação dos polímeros fósseis e renováveis; foram identificadas as lacunas dentro dos estudos e dados disponíveis para que seja possível elaborar um quadro comparativo entre os polímeros de base fóssil e biológica, além de propor um caminho a

seguir que permita uma comparação precisa dos impactos provocados por estes polímeros. A tabela 4 mostra a classificação dos biopolímeros.

Tabela 4: Classificação dos biopolímeros.

Polímeros de base biológica			
Duráveis		Biodegradáveis	
Nova Economia	Velha Economia	Nova Economia	Velha Economia
Bio Polietileno,	Acetato de Celulose	Poliácido láctico,	Borracha natural,
Bio Poliamidas,		Poli-	Linóleo
Bio Poliuretano		hidroxialcanoatos,	
		Misturas de amido	

Fonte: Adaptado Spierling et al. (2018)

Os chamados biopolímeros da “Nova Economia” foram desenvolvidos nos últimos trinta anos e são diferentes dos biopolímeros da “Velha Economia”, porque o segundo grupo representa tipos de polímeros naturais que estavam sendo usados antes mesmo do desenvolvimento dos polímeros sintéticos de origem fóssil, por exemplo, borracha, acetato de celulose e linóleo e que ainda estão presentes no mercado (IFBB, 2015).

Os “novos biopolímeros” possuem propriedades físicas específicas e uma nova estrutura química, e são subdivididos em dois grupos principais: duráveis e os biodegradáveis. Os polímeros de base biológica que possuem as mesmas propriedades físicas e estruturas químicas dos polímeros oriundos de fontes não renováveis, e que, portanto, podem ser reciclados e gerenciados no processamento convencional são referidos como “Drop-Ins” (PANDA, 2018).

É importante frisar que os polímeros biodegradáveis produzidos a partir de fontes fósseis, incluídos nas categorias de biopolímeros da “Nova Economia” e da “Velha Economia” não estiveram no escopo deste estudo. A biodegradabilidade é entendida como a capacidade inerente de um material de se decompor de forma natural devido a ação de microrganismos, produzindo CO₂, H₂O, CH₄ e biomassa (ANDRADY, 2015).

Em 2014, a produção global dos polímeros de base biológica foi próxima de 1,5 milhões de toneladas, deste montante cerca de 70% eram polímeros duráveis e 30% polímeros biodegradáveis (IFBB, 2015). Enquanto que a produção mundial dos polímeros de fontes não renováveis foi de 311 milhões de toneladas em 2014 (EUROPEAN-PLASTICS, 2015).

Conforme mencionado anteriormente, a principal área de produção dos polímeros de base biológica é a Ásia, seguida pela Europa, América do Norte e América do Sul (IFBB, 2015). Assim, mesmo com a previsão de aumentos significativos nas taxas de crescimento e produção dos polímeros de base biológica (as estimativas feitas em 2015 mostraram que esta capacidade de produção deveria quadruplicar até 2020) estes valores indicam que, proporcionalmente, os polímeros de base biológica estão crescendo a passos lentos (EUROPEAN BIOPLASTICS, 2015).

Além disso, o seu desempenho, do ponto de vista da sustentabilidade, tem sido questionado por diferentes partes da sociedade, principalmente os investidores. Já que os produtos usados em mercados de alta tecnologia são referência no que se refere ao seu excelente desempenho, os polímeros de base biológica têm que provar que oferecem vantagens em todos os pilares da sustentabilidade, a fim de ser considerada uma alternativa viável aos polímeros de origem fóssil usados atualmente.

Assim, alguns estudos revisaram a sustentabilidade dos polímeros de base biológica (HOTTLE; BILEC; LANDIS, 2013; YATES; BARLOW, 2013), principalmente os biodegradáveis. No entanto, não existem na literatura estudos que analisem de forma integrada os aspectos sociais, econômicos e ambientais dos polímeros de base biológica no mundo e, por isso, este é um campo de pesquisa que precisa ser desenvolvido.

Desta forma, o presente estudo buscou avaliar de forma geral a sustentabilidade dos polímeros de base biológica, apresentando práticas comuns de avaliação e questões relacionadas, destacando algumas lacunas existentes. Com base nos estudos revisados, apresentou-se a quantificação do desempenho da sustentabilidade dos polímeros de base biológica, tomando como referência a categoria de impacto ambiental "Potencial de Aquecimento Global". E para isso, baseado nos tripés da sustentabilidade discutiu-se os conceitos e aspectos da Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), Avaliação Social do Ciclo de Vida (ASCV) e Custo do Ciclo de Vida (CCV).

2.3.1. Antecedentes

O conceito da Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida foi introduzido por Kloepffer, (2008) e Finkbeiner et al. (2010) e prevê uma análise integrada para cada um dos três pilares da sustentabilidade, incluindo portanto aspectos econômicos, sociais e ambientais. Esta relação pode ser descrita através da seguinte equação:

Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida = ACV + CCV + ASCV

Sendo que, Avaliação do Ciclo de Vida (ACV); Custo de Ciclo de Vida (CCV) e Avaliação Social do Ciclo de Vida (ASCV). Por se tratar de uma abordagem bastante específica, o foco deste trabalho se manteve nos estudos disponíveis que analisaram cada uma das três dimensões da sustentabilidade especialmente para os polímeros de base biológica.

2.3.2. Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é um método desenvolvido para avaliar os impactos de um produto ou processo no meio ambiente. Quando bem aplicada, a ACV permite o avaliar os impactos negativos de um produto, alguns dos quais seriam normalmente invisíveis para serem estimados. E, para isso, deve ser levado em conta os materiais, processos e subprodutos gerados (a jusante e a montante) a fim de quantificar estes potenciais impactos.

A avaliação dos impactos ambientais faz parte da avaliação da sustentabilidade dos produtos e processos e tem sido analisada nas últimas décadas. Assim foram desenvolvidos padrões internacionais como a ISO 14040/44 (ABNT, 2009a, 2009b) que são responsáveis por fornecer informações contendo os princípios e a estrutura para se conduzir e relatar estudos de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV).

Ainda assim, existe um amplo grau de liberdade na escolha das metodologias empregadas e, por este motivo, especificações adicionais passaram a ser necessárias para a condução desta avaliação. Para tanto, o Sistema Internacional de Dados de Referência sobre o Ciclo de Vida fornece mais orientações para a aplicação da ACV em todo o mundo (CHOMKHAMRSRI; WOLF; PANT, 2011).

Para tratar especificamente das questões relevantes para os produtos de base biológica, como a alocação de co-produtos, modelagem do uso do solo, uso da água e carbono biogênico, a EN 16760 (BSI EM, 2015) foi desenvolvida como um suplemento a aplicação da norma ISO 14040/44 (ABNT, 2009a, 2009b). Mesmo que este padrão tenha como objetivo especificar aspectos da Avaliação de Ciclo de Vida para os produtos de base biológica, a maioria das formulações ainda não fornecem disposições explícitas.

Uma abordagem utilizada para melhorar a comparabilidade dos produtos em relação ao seu desempenho ambiental são fornecidos pelas Regras de Categoria de Produto (PCR em inglês) (DIN EN ISO 14025:2011) e pelas Regras de Categoria para Pegada Ambiental de

Produtos (RCPAP) (EUROPEAN COMMISSION, 2013; EUROPEAN COMMISSION, 2020).

Tais regras visam determinar diretrizes por grupos de produtos e estimular a aplicação da Declaração Ambiental de Produto (DAP) baseado em PCR. Com a ONU CPC 347 e os Perfis Eco, duas Regras de Categoria de Produto existentes para polímeros de base fóssil puderam ser identificadas (PCR, 2010; PLASTICSEUROPE, 2011). A Regra de Categoria de Produto (PCR) "CPC 347- Plásticos em formas primárias" inclui explicitamente os plásticos à base de materiais renováveis, entretanto a mesma carece de orientação sobre questões relevantes que abordam, por exemplo, o tratamento dos fluxos de carbono biogênico e a avaliação do uso do solo das matérias-primas renováveis.

O solo é um fator importante para a produção de bons produtos agrícolas e seu uso crescente está intimamente ligado aos impactos ambientais atuais, seja na biodiversidade da fauna e flora, nas emissões de gases de efeito estufa (GEE) e também na contaminação dos cursos hídricos, constituindo, portanto, uma categoria fundamentalmente relevante para a avaliação dos produtos de base biológica.

Desta forma, autores como Koellner et al. (2013) enfatizam a necessidade de desenvolvimento de um método mundialmente aplicável para avaliar os impactos que envolvem o uso do solo. A relevância desta categoria também pode ser vista na discussão pública quanto à priorização do uso do solo para a produção de alimentos ou combustíveis. Devido a algumas dificuldades em avaliar esta categoria de impacto, a mesma vem sendo pouco usada na Avaliação de Ciclo de Vida, embora seja crucial para analisar os potenciais impactos ambientais dos polímeros de base biológica ao longo da cadeia produtiva (FINKBEINER et al., 2014).

Na norma europeia (BSI EN 16760:2015) o uso do solo é tratado em um capítulo separado, além disso, as declarações sobre a modelagem do Inventário do Ciclo de Vida são vagas e não são obrigatórias. Uma vez que nenhum consenso científico sobre métodos para avaliação dos impactos do uso do solo existe, qualquer método pode ser aplicado, se devidamente validados.

A questão dos polímeros de base biológica serem mais sustentáveis do que os polímeros de base fóssil vem sendo discutida, mas ainda carece de mais estudos. Para responder a essa pergunta, necessita-se de um maior alinhamento entre as estruturas conjuntas e também orientações sobre questões críticas para a avaliação dos polímeros de base biológica, de modo que seja possível realizar comparações significativas.

2.3.3. Avaliação Social do Ciclo de Vida (ASCV)

A análise dos aspectos sociais dentro da Avaliação do Ciclo de Vida é um campo bastante jovem de pesquisa e não tem sido muito estudado nas últimas décadas. Isso pode ser explicado pelo fato de que muitas pessoas acreditam que os impactos ecológicos são mais urgentes do que os sociais, e também pela complexidade e interdependência de questões econômicas e sociais nos tempos atuais.

Pensando nisso, Andrews (2009) apresentou no Programa das Nações Unidas (UNEP/SETAC) um quadro metodológico sobre como avaliar os aspectos sociais dentro dos ciclos de vida. Esta é uma etapa inicial muito importante para as pesquisas relacionadas ao ciclo de vida de produtos ou processos. A estrutura foi complementada pelas fichas metodológicas que apresentam um catálogo abrangente de indicadores conectados a um amplo conjunto de investidores (BENOÎT-NORRIS et al., 2011).

Em 2012, Benoit-Norris, Cavan e Norris (2012), introduziram o banco de dados contendo pontos de acesso sociais (SHDB em inglês). Ele foi desenvolvido de acordo com as diretrizes do Programa das Nações Unidas (UNEP / SETAC) e contém dados de indicadores para mais de 200 países e 57 setores.

O banco de dados é baseado em um modelo de análise para horas de trabalho e leva em conta vários aspectos sociais em todo o mundo. Foram realizados projetos teste para sete categorias de produtos utilizando este banco de dados. A partir disso, concluiu-se que o banco de dados (SHDB) constitui uma ferramenta apropriada para analisar possíveis influências sociais, sejam elas maiores ou menores, dentro da cadeia de valor. Entretanto, o SHDB apresentou algumas fraquezas, dentre elas o nível de detalhes dos dados do Projeto Global de Análise de Comércio, a disponibilidade e qualidade dos dados sociais e a falta de resultados de pesquisas publicadas sobre indicadores sociais de vários países e setores.

Em estudos posteriores, Benoît Norris (2014) analisou a disponibilidade de dados para Avaliação Social do Ciclo de Vida (ASCV) e concluiu que, devido ao crescente interesse, os registros de dados apropriados são cada vez mais disponibilizados. No entanto, ainda existem grandes desafios na definição do objetivo e escopo da ASCV e também na divulgação dos dados por parte dos investidores.

Nos últimos anos, vários estudos sobre a Avaliação Social de Ciclo de Vida (ASCV) foram realizados aplicando o banco de dados (SHDB) a diferentes sistemas de produtos e também foram desenvolvidos novos métodos de avaliação. Martínez-Blanco e colaboradores

(2014) apresentaram uma aplicação das diretrizes da Avaliação Social de Ciclo de Vida dentro da Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida.

Neste estudo eles conseguiram combinar os dados contendo pontos de acessos sociais a um estudo de caso de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) para alguns fertilizantes. Ou seja, foi feita a integração de um banco de dados a um estudo de caso de ACV. Como resultado, os autores afirmaram que atualmente não há consenso sobre a definição de objetivos sociais para alguns dos aspectos considerados relevantes dentro dos grupos de pesquisa.

Em outro estudo, apresentado por Hosseinijou, Mansour e Shirazi (2014), foi feita uma comparação entre a Avaliação Social do Ciclo de Vida do aço e do concreto a partir de informações interessantes da Análise de Fluxo de Material (AFM) e do Processo Hierárquico Analítico (AHP em inglês). Em 2015 um banco de dados de indicadores sociais para a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) foi introduzido por Green Delta (2015) denominado PSILCA. Ele fornece um amplo conjunto de dados de inventário definido para uma extensa quantidade de indústrias e commodities para avaliar os impactos sociais ao longo da cadeia de valor.

Associado ao desenvolvimento de banco de dados, diversas pesquisas têm se concentrado em temas como a caracterização de impactos em Avaliação Social do Ciclo de Vida (DREYER; HAUSCHILD; SCHIERBECK, 2010) ou em abordagens baseadas em processos, tais como a Avaliação do Ciclo de Vida no ambiente de trabalho (NORRIS, GREGORY AND BENOIT, 2016).

2.3.4. Custo do Ciclo de Vida (CCV)

Mesmo com a padronização da Avaliação do Ciclo de Vida através da série ISO (ISO 14040:2009a e 14044:2009b) e das diretrizes adicionais como o Manual do Sistema ILCD (CHOMKHAMRSRI; WOLF; PANT, 2011), o Custo do Ciclo Vida (CCV) ainda carece de padronização genérica. Apesar do Custo do Ciclo de Vida ser mais antigo que a Avaliação de Ciclo de Vida, o mesmo foi padronizado apenas para algumas aplicações específicas, como a indústria da construção (ISO 15686-5:2017), gestão centrada na confiabilidade (DIN EN 60300-3-3: 2005) ou produção (VDI 2884:2005; VDMA 34160: 2006).

O Custo de Ciclo de Vida (CCV) é usado principalmente para ajudar na tomada de decisões em relação a investimentos, especialmente se este investimento inicial é substancial e também quando há inúmeros fluxos monetários ao longo do ciclo de vida, como os custos de energia, manutenção, limpeza ou descarte. Assim, o CCV diz respeito a uma avaliação

econômica amplamente utilizada com foco na economia líquida, benefícios ou relação poupança-investimento (HERRMANN, 2010) e não é compatível com a Avaliação do Ciclo de Vida (KLOEPFFER, 2008).

Portanto, a aplicação do Custo do Ciclo de Vida como uma parte integrante da Avaliação de Sustentabilidade do Ciclo de Vida ainda é controversa (JØRGENSEN; HERMANN; MORTENSEN, 2010; KLÖPFFER; CIROTH, 2011). No caso dos polímeros de base biológica, o CCV pode ajudar na determinação de novos equipamentos para a produção.

O conceito de Custo de Ciclo de Vida do ponto de vista ambiental (CCV-A) difere da abordagem do Custo de Ciclo de Vida convencional. O Custo de Ciclo de Vida Ambiental foi desenvolvido como uma contrapartida econômica para a Avaliação do Ciclo de Vida, levando em consideração o ciclo de vida físico de um produto.

Em 2008, um grupo de trabalho do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA/SETAC) desenvolveu uma abordagem compatível da Avaliação do Ciclo de Vida com o Custo de Ciclo de Vida Ambiental e publicou um livro e um respectivo código de prática que visa fornecer orientações para a realização de estudos de Custo de Ciclo de Vida em paralelo a Avaliação de Ciclo de Vida. O código de prática foi uma compilação dos três anos de trabalho do Grupo SETAC-Europa sobre Custo do Ciclo de Vida (HUNKELER; LICHTENVORT; REBITZER, 2008; SWARR et al., 2011).

O Custo de Ciclo de Vida Ambiental (CCV-A) leva em consideração todos os custos que ocorreram ao longo do ciclo de vida do produto. O Inventário do Ciclo de Vida (ICV) é a base utilizada para avaliação tanto econômica quanto ambiental dos produtos, uma vez que os limites dos sistemas são idênticos, garantindo, portanto, a consistência entre a Avaliação de Ciclo de Vida e o Custo de Ciclo de Vida Ambiental. O conceito de Custo de Ciclo de Vida Social (CCV-S) faz a adição de alguns outros custos, que são normalmente pagos pela sociedade (impostos) para a aquisição de produtos e processos, assim é possível internalizar custos anteriormente externos (SWARR et al., 2011).

Outra abordagem adotada para a avaliação econômica é o Custo Total de Propriedade (TCO em inglês). Semelhante ao Custo de Ciclo de Vida (CCV), ele leva em consideração não apenas os custos de investimento, como também todos os custos ligados ao uso de um produto ou serviço (HERRMANN, 2010). O TCO é normalmente realizado a partir do ponto de vista do comprador.

Em contraste com Custo de Ciclo de Vida, o Custo Total de Propriedade (TCO) também inclui custos relativos aos processos de negociação entre os fornecedores, permitindo assim realizar diferentes comparações ao longo destas transações (HERRMANN, 2010;

SCHILD, 2015). Por este motivo o TCO é normalmente aplicado para serviços ou commodities com custos de investimento mais baixos, tornando os custos de transação mais relevantes. O Custo de Ciclo de Vida é normalmente usado para projetos de investimento, uma vez que, nesse caso, os custos de transação são normalmente dominados por compras e custos operacionais e, portanto, não são relevantes para a tomada de decisão (ELLRAM, 1995).

A revisão dos estudos sobre Custo de Ciclo de Vida (CCV) revelaram algumas semelhanças com a Avaliação Social do Ciclo de Vida (ASCV) e algumas distinções quanto às abordagens da Avaliação de Ciclo de Vida (ACV). A partir disso, pode-se perceber que até o momento, os estudos publicados sobre Custo de Ciclo de Vida (CCV) e Avaliação Social do Ciclo de Vida (ASCV) estão focados em produtos que são tecnologicamente avançados e que estão bem estabelecidos no mercado uma vez que há maior conhecimento sobre a produção, disponibilidade de dados e também comportamento do consumidor. O que se observa é que quando um produto ainda está em desenvolvimento, as empresas ficam receosas de publicar detalhes que envolvem receitas e processos de produção para não disponibilizar informações confidenciais aos concorrentes.

Jørgensen, Herrmann e Bjørn (2013) afirmam que o Custo de Ciclo de Vida (CCV) fornece informações importantes para determinar se uma empresa irá gerar ou não benefícios com seus produtos e, portanto, se terá sucesso no longo prazo. E, para isso, é necessário que métodos como Custo de Ciclo de Vida (CCV) ou Avaliação Social do Ciclo de Vida (ASCV) sejam aplicados a sistemas de produtos estabelecidos em um primeiro estágio.

A realização de avaliações sociais e econômicas em produtos inovadores ou presentes a pouco tempo no mercado podem revelar riscos potenciais, mas que se identificados podem assegurar a melhoria destes produtos, e, assim, apoiar o desenvolvimento de estratégias sustentáveis promovendo a transição para a bioeconomia, como acontece nos casos em que a Avaliação de Ciclo de Vida é aplicada para a otimização de determinados processos ou produtos (LINDNER et al., 2016).

Neste contexto, o desenvolvimento de métodos de avaliação, criação de bancos de dados e promoção de outros estudos de caso, principalmente para os polímeros de base biológica, é visto com bons olhos pela comunidade científica, como relatado por (NORRIS, GREGORY AND BENOIT, 2016).

3. RESULTADOS

3.1. Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)

Para esta revisão, foram identificados 29 estudos de Avaliação do Ciclo de Vida para os polímeros de base biológica contendo informações importantes sobre as normas empregadas, metodologias, categorias de impactos analisadas, matéria-prima, entre outros. Uma visão geral desta revisão mostrou que os estudos selecionados possuem uma grande variedade de metodologias adotadas. No entanto, aspectos analisados em tais estudos como métodos empregados na avaliação de impacto, alocação, créditos para subprodutos, inclusão de carbono biogênico, bem como a base de dados utilizada, seja ela da indústria ou da pesquisa e desenvolvimento, tiveram grande influência nos resultados finais.

Na Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) dos polímeros sintéticos feitos de petróleo existe uma certa comparabilidade entre eles devido às regras de categoria de produto existentes, como o CPC 347 (PCR, 2010) e os Perfis Eco (PLASTICSEUROPE, 2011a), ao contrário dos polímeros de base biológica que ainda necessitam de mais informações. Mesmo que no atual CPC 347 (PCR, 2010) os polímeros oriundos de fontes renováveis estejam inseridos como parte do escopo desta regra, informações como manuseio de carbono biogênico e uso do solo ainda apresentam lacunas e, por isso, para que seja possível comparar com segurança os polímeros de base fóssil e biológica é necessário desenvolver diretrizes ou um conjunto de regras específicas para cada um destes polímeros.

O manuseio do carbono biogênico é importante especialmente para a comparação dos polímeros de base biológica com os de origem fóssil, influenciando a avaliação do processo produtivo, desde a aquisição da matéria-prima até a disposição final de determinado produto. Além disso, Pawelzik et al. (2013) recomendaram a inclusão de valores de carbono biogênico armazenados para este limite do sistema.

Como ambos os polímeros contêm carbono, geralmente liberado no final do seu ciclo de vida e sua produção também provoca emissões, a característica especial dos sistemas baseados em fontes renováveis é a reincorporação do ciclo de carbono atmosférico através da matéria-prima, que pode ser contabilizado como fluxo negativo no perfil de emissões de gases de efeito estufa. Este fluxo negativo é neutralizado em caso de emissão de CO₂ no final do ciclo de vida de determinado produto, através de métodos de disposição final como a reciclagem energética.

Isso significa que os produtos plásticos de base biológica podem ter uma carga de emissão de carbono menor que os produtos plásticos não renováveis devido à matéria-prima utilizada. No entanto, eles não evitam os potenciais impactos ecológicos e ambientais mencionados ao longo do texto, nem necessariamente possuem menores emissões de carbono ao longo da vida, uma vez que há um considerável gasto energético para a fabricação, processamento e tratamento final dos mesmos.

Devido à falta de orientação padronizada na aplicação da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) alguns profissionais consideram os produtos fabricados a partir de matérias-primas renováveis como "carbono neutro", e por isso são omitidas informações sobre o conteúdo de carbono do produto (absorção e emissão de CO₂). Essa falta de informação leva a um desequilíbrio ao se comparar os polímeros renováveis e não renováveis, uma vez que esta trajetória do carbono biogênico ao longo do ciclo de vida não pode ser modelada, especialmente se outros gases do efeito estufa, como o metano, estiverem presentes. Assim, é importante frisar que afirmações sólidas sobre as vantagens e desvantagens gerais de um sistema de produto só pode ser feito considerando todo o ciclo de vida do mesmo.

Nos estudos analisados, três publicações adotaram uma abordagem mais simples, desconsiderando os fatores regionais específicos, enquanto que nos demais as regiões de publicação corresponderam com as principais áreas de produção atual para os polímeros de base biológica. Na Tabela 5 foi feita uma compilação, a partir dos estudos selecionados, dos impactos dos polímeros de base biológica e fóssil para dez categorias de impacto diferentes.

Tabela 5: Comparação entre os impactos ambientais dos polímeros de base biológica e fóssil (continua).

Polímero (1Kg)	Categorias de Impacto										Autores
	Potencial de Aquecimento Global (Kg CO ₂ -eq.)	Energia não renovável usada (MJ)	Potencial de Acidificação (Kg SO ₂ -eq.)	Potencial de Eutrofização (Kg PO ₄ -eq.)	Potencial de Geração de Ozônio fotoquímico (Kg C ₂ H ₄ -eq.)	Potencial de depleção do Ozônio (Kg CCl ₃ F-eq.)	Toxicidade Humana (Kg DCB eq.)	Eco Toxicidade (Kg DCB eq.)	Uso do Solo (m ²)	Consumo de água (m ³)	
Bio-PA^a	4,0	-	4,2x10 ⁻³	5,2x10 ⁻³	3,6x10 ⁻³	2,6x10 ⁻⁷	0,6	- ^c	-	-	(BREHMER, 2008)
	-		-	-	-	-	-	-			
	4,1		7,5x10 ⁻²	8,5x10 ⁻³	5,5x10 ⁻³	3,6x10 ⁻⁷	1,2				
Bio-PBS	2,3	65	-	-	-	-	-	-	-	-	(CHEN; PATEL, 2012); (PETCHP RAYUL et al., 2012)
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	5,4	92	-	-	-	-	-	-	-	-	
Bio-PE^a	1,6	-	-	4,5x10 ⁻⁴	-	-	-	-	-	-	(TSIROPOULOS et al., 2015)
	-			-							
	2,1			-							

Bio-PET	1,9 - 2,4	-	-	$5,5 \times 10^{-4}$ - -	-	-	-	-	-	-	(TSIROPO ULOS et al., 2015)
Bio-PP	$-3,0 \times 10^{-1}$	42	-	-	-	-	-	-	-	-	(CHEN; PATEL, 2012)
Bio-PTT	1,1 - 2,6	41,8 - 71,4	-	-	-	-	-	-	0,3 - 2,0	-	(PATEL et al., 2006)
Bio-PVC	$-9,3 \times 10^{-2}$ - $-1,9 \times 10^{-1}$	13,8 - 13,4	$1,9 \times 10^{-2}$ - $1,3 \times 10^{-2}$	_b - -	_b - -	_b - -	_b - -	_b - -	_b - -	_b - -	(ALVARE NGA et al., 2013)
PHA/P HB	-2,3 - -1,4	1,1 - 6,5	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	(KIM; DALE, 2005)
PLA	6×10^{-1}	40,1	$7,3 \times 10^{-3}$	$1,4 \times 10^{-3}$	6×10^{-4}	4×10^{-13}	-	-	1,5	4×10^{-2}	(VINK; DAVIES, 2015)
Polímero de amido	1,9	39,8	$8,7 \times 10^{-3}$	$3,1 \times 10^{-3}$	$1,7 \times 10^{-3}$	$3,2 \times 10^{-4}$	-	-	-	-	(RAZZA; INNOCEN TI, 2012)

											SEUROPE , 2006)
PS	2,3	82,3	$5,5 \times 10^{-3}$	5×10^{-4}	$8,8 \times 10^{-4}$	$1,7 \times 10^{-8}$	-	-	-	-	(PLASTIC SEUROPE , 2014)

a- Parcialmente de base biológica.

b- Disponível com unidade diferente devido ao uso de diferentes métodos de avaliação de impacto.

c- Disponível apenas para a toxicidade marinha e terrestre.

Fonte: adaptado Spierling et al. (2018)

Em apenas quatro dos dez estudos foram avaliadas mais de três categorias de impacto, o foco principal estava no potencial de aquecimento global analisado em todos os estudos. Para os polímeros de base biológica, o potencial de aquecimento global variou de -0,3 a 11,9 kg CO₂ -eq./kg material. Enquanto que para os polímeros de origem fóssil estes valores variaram de 1,6 a 6,4 kg CO₂ -eq./kg de material, apresentando uma discrepância muito grande entre os valores mínimos e máximos dos dois tipos de polímeros analisados (PLASTICSEUROPE, 2011b).

Este resultado pode ser explicado pela influência da metodologia aplicada. O uso de energia não renovável para a produção dos produtos plásticos de base biológica foi de 1,1 a 92 MJ/kg de material, enquanto que para os produtos plásticos de origem fóssil, esses valores foram mais baixos variando de 55,5 a 155,9 MJ / kg de material. Além disso, os valores referentes ao uso de energia não renovável só foram encontrados em seis dos dez estudos de caso dos polímeros de base biológica, diferente dos polímeros de base fóssil em que todos os estudos continham estes valores.

A situação foi semelhante para o Potencial de Acidificação, Potencial de Eutrofização e Potencial de Geração de Ozônio Fotoquímico. Ou seja, há menos informações disponíveis para os polímeros de base biológica do que para os polímeros de base fóssil. Esta diferença na escala das informações disponíveis sobre as indústrias de polímeros fósseis e biológicos são importantes para a consideração deste estudo, uma vez que as emissões e demais impactos por unidade de massa mudarão com a maturidade e escala das indústrias.

Os valores de Potencial de Geração de Ozônio Fotoquímico por exemplo, foram mencionados em apenas três dos dez estudos sobre ACV dos polímeros de base biológica e variou de $4,0 \times 10^{-13}$ a $3,2 \times 10^{-4}$ kg C₂H₄ eq/kg material. Entretanto, categorias como Toxicidade Humana, Ecotoxicidade e Consumo de Água não foram relatadas nos estudos de ACV dos polímeros não renováveis e raramente para polímeros renováveis.

A categoria uso do solo é importante para avaliar os produtos derivados de recursos renováveis, e os valores só foram encontrados para o poliácido láctico (PLA) e para o tereftalato de polimetileno (Bio-PTT). Além disso, o uso do solo é a única categoria avaliada em termos de metros quadrados ocupados e não foi considerado nenhum impacto existente. Atualmente, o Potencial de Aquecimento Global é a categoria de impacto ambiental mais avaliada nos estudos de ACV dos polímeros de base biológica.

O que se observa é que a variação dos valores foi influenciada principalmente pelas diferentes matérias-primas (cana-de-açúcar, milho ou subprodutos) e as metodologias usadas (incluindo ou excluindo o carbono biogênico, assumindo uma vida útil além do escopo do

estudo, materiais que atuam como sumidouros de carbono interferem no fim do ciclo de vida de determinados produtos, entre outros).

3.2. Avaliação Social do Ciclo de Vida (ASCV)

A avaliação dos aspectos sociais dos combustíveis fósseis e renováveis indica que os processos que ocorrem ainda em campo, ou seja, antes do encaminhamento das matérias-primas para as fábricas e indústrias, têm um alto potencial de risco social. Isso se deve principalmente ao fato de que muitas matérias-primas usadas para produzir os polímeros de base biológica são cultivadas em países com grandes problemas sociais internos e instrumentos jurídicos ineficientes. Deve-se levar em conta que muitos estudos de Avaliação Social do Ciclo de Vida (ASCV) são normalmente realizados em conjunto com os estudos de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Assim, apenas os aspectos sociais destes estudos foram analisados.

Os autores German, Schoneveld e Pacheco (2011) revisaram seis estudos de impactos ambientais, sociais e econômicos dos biocombustíveis em seis países e suas implicações para as políticas governamentais. Eles concluíram que a luta contra a pobreza e os incentivos para o desenvolvimento rural e a geração de empregos, abordadas principalmente pelos governos, são questões sociais importantes para fortalecer os mercados locais de biocombustíveis. Lidar com esses problemas requer o envolvimento de diversos setores da sociedade e também a busca por um equilíbrio entre o meio ambiente e os custos sociais.

Isto porque, aspectos culturais, econômicos e nutricionais devem ser levados em consideração ao se definir a aplicação do uso prioritário da propriedade. Além disso, os autores chamam a atenção para a necessidade de se formularem leis voltadas para a proteção dos direitos de uso do solo. Esses aspectos são especificados no estudo sobre biodiesel, produzido a partir do óleo de palma da Indonésia, apresentado por Manik, Leahy e Halog (2013).

Eles identificaram condições de trabalho escravo e também impactos negativos sobre a qualidade de vida da comunidade, tais fatores são indicadores decisivos na avaliação do produto. Outro ponto importante é que muitos desses impactos são intensificados pelo fato de que grupos indígenas são os mais vulneráveis, e muitas vezes são submetidos a condições desumanas de trabalho no campo.

Duarte e colaboradores (2014) complementaram este resultado apontando que fatores relevantes como a criação de empregos qualificados para os moradores, evita a migração para

outros locais e fortalece a comunidade como um todo. No entanto, os entrevistados expressaram certa preocupação em relação aos cargos que necessitam de especialização e também quanto a mudança de empregos da agricultura para as indústrias. Ainda assim, espera-se que novos empregos possam oferecer melhores condições de segurança e renda para os trabalhadores.

Outro fator social associado aos polímeros renováveis é a sobrecarga dos custos de investimentos que os pequenos produtores sofrem para serem competitivos. Petersen, Höglund e Finnveden (2013) aplicaram a base de dados contendo pontos de acesso sociais (SHDB) para comparar diretamente os impactos sociais dos combustíveis fósseis (diesel, gasolina e biodiesel) e de fontes renováveis (etanol).

Este é o único estudo revisado que faz esta comparação. Na avaliação de risco, eles observaram que consideráveis impactos negativos ocorreram, no mesmo nível, tanto para os combustíveis fósseis quanto para os biocombustíveis. Assim, o país de origem acabou sendo mais importante do que o combustível utilizado. Os autores perceberam com este resultado que o desenvolvimento de critérios de sustentabilidade não deve se concentrar apenas em combustíveis renováveis, mas também em combustíveis fósseis. As principais preocupações sociais identificadas foram as questões trabalhistas, direitos humanos, saúde e segurança.

Um estudo sobre sustentabilidade de biopolímeros realizado por Álvarez-Chávez et al. (2012) avaliou os impactos relacionados ao local de trabalho em relação à saúde e à segurança. Eles relataram, entre outros resultados, que nenhum biopolímero disponível no mercado é totalmente sustentável no que se refere aos impactos potenciais associados ao meio ambiente, à saúde e à segurança.

Ren et al. (2015) conduziu seu estudo para combinar diferentes métodos de avaliação e, assim, identificou o caminho de produção de biodiesel mais sustentável na China dentro de seu escopo. O estudo avaliou os benefícios sociais, contribuição para o desenvolvimento econômico e a segurança alimentar. As principais regiões de produção tanto dos biocombustíveis quanto dos polímeros de base biológica são Ásia, América do Norte, América do Sul e Europa.

No entanto, há uma diferença no escoamento desta produção entre essas regiões. Isto porque cada região se concentra no produto mais viável economicamente a fim de maximizar os ganhos. A maioria dos biocombustíveis são produzidos na América do Norte (52% do mercado) e América do Sul (30%); enquanto a Europa (10%) e a Ásia (9%) têm uma produção menor (STATISTA, 2020).

Para os polímeros oriundos de fontes renováveis, a produção se concentra na Ásia (43% do mercado), seguido pela Europa (27%), América do Norte (23%) e América do Sul (6%) (EUROPEAN BIOPLASTICS, 2016). Espera-se que a produção de polímeros de base biológica cresça ainda mais fortemente na Ásia, principalmente na Tailândia, Índia e China (MOHAN, 2014). Nestes estudos mencionados, dentro de cada país foram considerados os mesmos processos agrícolas independentemente se matéria-prima cultivada foi utilizada na produção dos biocombustíveis ou dos polímeros de base biológica.

Presume-se, portanto, que os resultados dos estudos sobre aspectos sociais de outros produtos de base biológica são transferíveis para os polímeros de base biológica. Portanto, eles puderam servir como material complementar para esta revisão de literatura. Indicadores de resultado abordados nesses estudos são diferentes daquelas normalmente abordados em Avaliações Sociais do Ciclo de Vida (ASCV), e podem fornecer informações interessantes a este respeito.

Os autores Patel e colaboradores (2006) avaliaram os principais fatores de conscientização pública em relação à biotecnologia para produtos químicos a granel, indo além da abordagem do ciclo de vida. Eles concluíram que os principais aspectos foram a redução das emissões de gases do efeito estufa, dos recursos fósseis, desperdício, contribuindo também com a autossuficiência energética, geração de empregos e aspectos éticos.

Nas diretrizes para o desenvolvimento rural e social, publicadas na mesa redonda sobre biomateriais sustentáveis (RSB, 2015) foram elaboradas recomendações para ajudar os investidores em regiões de pobreza. Como resultado, foram criadas associações, novos modelos de negócios, empregos locais, aspectos relacionados à igualdade de gênero, contrato de agricultura, capacitações, infraestrutura social e apoio a ONGs e governo.

No âmbito de um estudo de política sobre produtos químicos de base biológica e polímeros de fontes renováveis, Philp (2014) observou o potencial de criação de empregos e incremento do valor agregado dos materiais de base biológica quando comparado aos biocombustíveis e as fontes de geração de energia renovável. Com base em uma estimativa europeia, os autores relataram que em 2011, havia cerca de 150.000 empregos na Europa, voltados para a produção de biocombustíveis e dos produtos de base biológica.

No entanto, o volume de negócios da produção de biocombustíveis foi de 6 bilhões de euros, enquanto que o volume de negócios dos produtos de base biológica, com o mesmo número de empregos, foi estimado em 50 bilhões de euros, mais de oito vezes maior que os biocombustíveis (BIO-BASED INDUSTRIES CONSORTIUM, 2012).

3.3. Custo do Ciclo de Vida (CCV)

Os estudos sobre o Custo de Ciclo de Vida (CCV) revelaram que a competitividade dos biocombustíveis é fortemente influenciada pelos benefícios dos subsídios (HILL et al., 2006) e pelos preços do petróleo (AHOUISSOUSSI; WETZSTEIN, 1995; LUO; VAN DER VOET; HUPPES, 2009). No entanto, os biocombustíveis parecem ter uma melhor relação custo-benefício quando considerados fatores externos como os encargos ambientais (RESTIANTI; GHEEWALA, 2012).

Por outro lado, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) em biocombustíveis tem uma ampla gama de resultados, relacionado principalmente às diferentes aplicações metodológicas como descrito ao longo deste trabalho. Mesmo com a possibilidade de internalizar os efeitos externos de modo a se obter uma ferramenta poderosa para a avaliação holística dos custos, a base de dados primária obtida da Avaliação de Ciclo de Vida ainda é discutível e necessita de estudos mais detalhados.

Além disso, os biocombustíveis possuem algumas vantagens ambientais e econômicas permitindo com que eles aumentem suas receitas através da reciclagem de resíduos e do avanço tecnológico (LUO; VAN DER VOET; HUPPES, 2009).

Duarte e colaboradores (2014) que realizaram uma avaliação econômica e social ressaltam que, no caso do Brasil, os altos custos para a produção do etanol estão associados aos investimentos necessários para atender as condições de emprego local e a legislação ambiental, tornando-se uma barreira especialmente para os pequenos produtores que não têm acesso a recursos e incentivos na mesma medida que as grandes indústrias. Esta é uma desvantagem prática uma vez que muitos consumidores não estão dispostos a pagar pela cobertura desses custos.

3.4. Estimativa de desempenho sustentável dos polímeros de base biológica

Para quantificar a sustentabilidade dos polímeros de base biológica em uma escala global, tomou-se como base o potencial técnico de substituição dos polímeros de base fóssil pelos polímeros de base biológica, conforme publicação de Shen, Haufe e Patel (2009), e também a demanda por produtos plásticos em todo o mundo. Além disso, Walker e Rothman (2020), relataram em seus estudos que o poliácido láctico (PLA) pode vir a ser uma alternativa para a substituição do poliestireno (PS); o tereftalato de polietileno de base biológica (Bio-PVC) seria um substituto direto para o tereftalato de polietileno de base fóssil (PET); e o

polibutileno succinato de base biológica (Bio-PBS) possui propriedades semelhantes às do polipropileno (PP). O Bio-PET pode ser produzido através da fermentação da cana-de-açúcar.

Assim, a partir do potencial técnico foi possível avaliar quais polímeros de fontes não renováveis podem ser substituídos pelos polímeros de fontes renováveis levando em conta as semelhanças entre suas propriedades. Este estudo foi conduzido considerando as diferentes áreas de aplicação dos polímeros fósseis e também as propriedades técnicas específicas necessárias para que ocorra esta substituição.

Até o momento, apenas Shen, Haufe e Patel (2009) elaboraram um estudo amplo, baseado nas condições técnicas de 2009, que quantificam tais potenciais de substituição. As porcentagens de substituição de cada tipo de polímero de base biológica foram mostradas na Tabela 6. Os resultados obtidos por Shen, Haufe e Patel (2009) estão restritos aos principais polímeros utilizados, polietileno (PE), polipropileno (PP), policloreto de vinila (PVC), poliestireno (PS), politereftalato de etileno (PET) e poliuretano rígido (PUR) e por este motivo tais dados são válidos exclusivamente para estes tipos de polímeros, dificultando a identificação do real potencial de substituição dos demais polímeros de fonte fóssil.

Tabela 6: Potencial técnico de substituição dos polímeros de base biológica em escala global.

Porcentagem de substituição (%)	Polímeros de base fóssil						
	PEBD	PEAD	PP	PVC	PS	PET	PUR
Polímero a base de amido	8	8	8	-	8	-	8
PLA	-	10	10	-	10	20	-
PHA/PHB	20	20	10	10	20	10	10
Filme celulose	-	-	10	10	10	15	-
Bio-PE	72	62	-	-	-	-	-
Bio-PP	-	-	57	-	-	-	-
Bio-PVC	-	-	-	80	-	-	-
Bio-PET	-	-	-	-	-	35	-
Bio-PTT	-	-	5	-	-	20	-
Bio-PUR	-	-	-	-	-	-	80
Somatório	100	100	100	100	48	100	98

Fonte: adaptado Shen, Haufe e Patel (2009).

A Tabela 7 demonstra a demanda dos polímeros oriundos de fontes não renováveis na Europa e também no restante do mundo. Os seis polímeros usados com mais frequência polietileno (PE), polipropileno (PP), policloreto de vinila (PVC), poliestireno (PS), politereftalato de etileno (PET) e poliuretano rígido (PUR) correspondem a 80,2% da demanda total. A fração remanescente foi resumida na categoria “Outros” e incluem polímeros como poli (estireno de acrilonitrilo e butadieno) (ABS) e poliamida (PA). O cálculo a seguir serviu de base para estimar o desempenho dos polímeros de base biológica no que diz respeito aos diferentes indicadores de sustentabilidade (social, econômico e ambiental) em uma escala global:

Tabela 7: Demanda por polímeros na Europa e no mundo.

Demanda de polímeros (milhões de toneladas)	PEBD	PEAD	PP	PVC	PS	PET	PUR	Outros^b	Soma tório
Europa	8,1	5,6	8,5	4,8	3,3	3,2	3,4	9,1	46
Mundo^a	52,3	36,2	55,3	31,1	21,1	20,6	22,1	58,9	297,6

a- Com base no consumo

b- Incluindo crilonitrila-butadieno-estireno (ABS), resinas epóxi entre outros.

Fonte: Adaptado (EUROPEAN-PLASTICS, 2015)

1) O potencial técnico de substituição mostrado na Tabela 6 foi aplicado à demanda mundial dos polímeros descritos na Tabela 7, resultando em:

a) Estimativa da quantidade de polímeros não renováveis que podem ser substituídos, subdivididos por tipo.

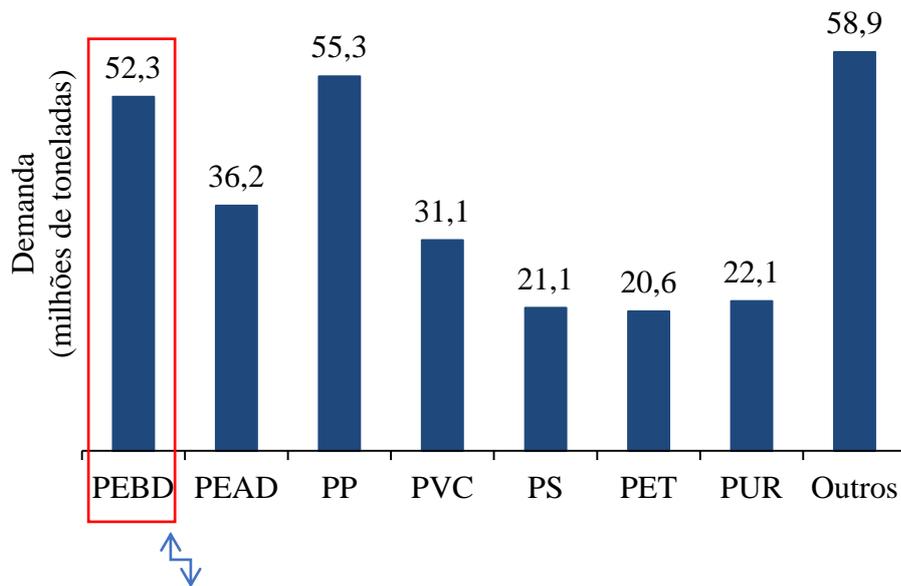
b) Estimativa da quantidade de polímeros de fontes renováveis que podem ser substituídos dos polímeros de fontes não renováveis agrupados por tipo de polímero.

2) Os valores obtidos nos itens a) e b) foram multiplicados de acordo com os indicadores sociais, econômicos e ambientais encontrados na literatura, levando em conta os dados quantificáveis existentes e acessíveis, como mostrado na Tabela 5.

3) Os valores dos diferentes tipos de polímeros foram somados a a) e b) separadamente e depois definiu-se as diferentes proporções de substituição.

Esta estimativa teve como finalidade trazer uma visão geral de qual categoria e em que medida os polímeros de base biológica podem contribuir para o desenvolvimento sustentável em todo o mundo, evidenciando as principais vantagens e desvantagens de seu uso considerando os aspectos sociais, econômicos e ambientais. O procedimento de cálculo foi realizado tomando como exemplo a categoria de impacto “Potencial de Aquecimento Global”, e o polímero utilizado foi o polietileno de baixa densidade (PEBD) (Fig. 6).

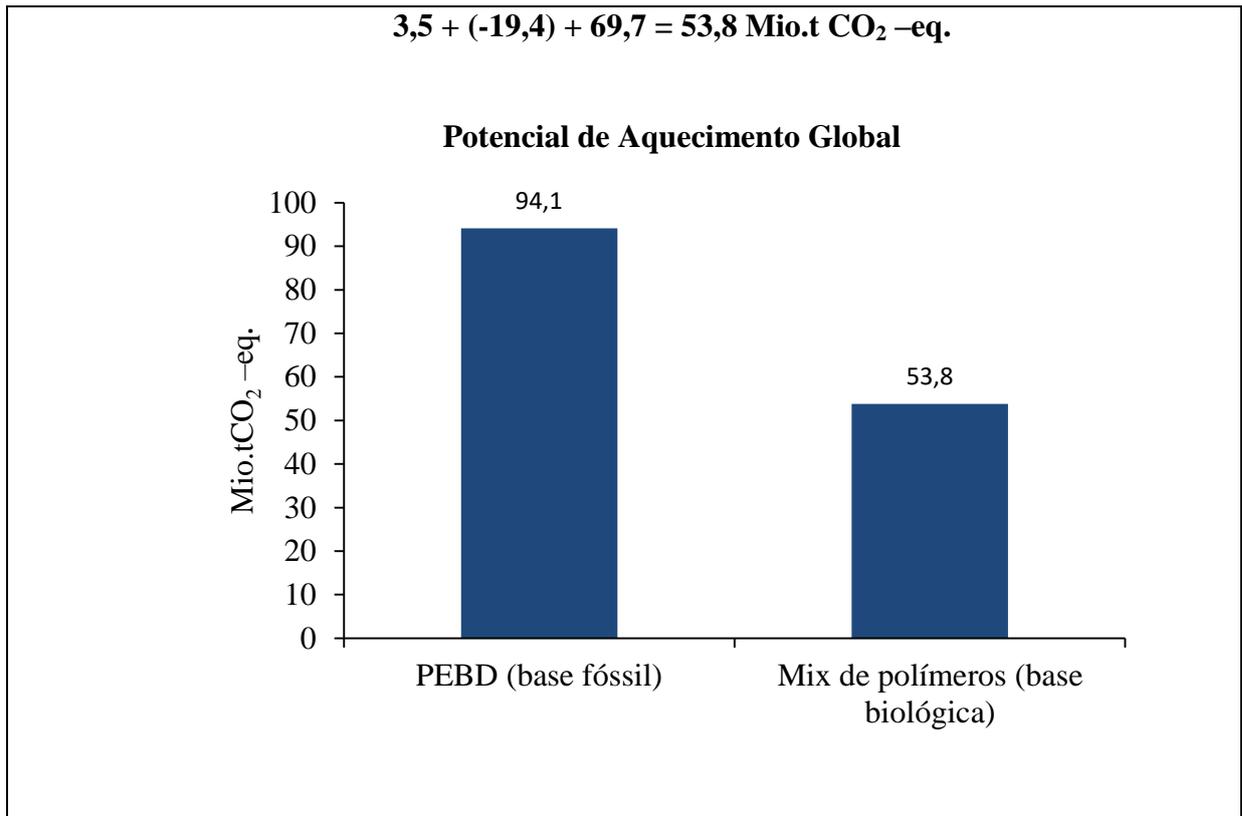
Figura 6: Cálculo para análise comparativa do Potencial de Aquecimento Global dos polímeros de base fóssil e biológica.



- Exemplo para o PEBD:
- Demanda Global x Potencial de Aquecimento Global = Potencial de Aquecimento Global por Demanda.

$$52,3 \text{ Mio.t} \times 1,8 \text{ tCO}_2\text{-eq./t} = 94,1 \text{ Mio.tCO}_2\text{-eq.}$$

- Potencial de substituição do PEBD por:
 - Polímero de amido: 8% de 52,3 Mio.t = 4,2 Mio.t
 - PHA/PHB: 20% de 52,3 Mio.t = 10,5 Mio.t
 - Bio-PE: 72% de 52,3 Mio.t = 37,7 Mio.t
- Potencial de Aquecimento Global (tCO₂-eq./t):
 - Polímero de amido: 0,83
 - PHA/PHB: -1,85
 - Bio-PE: 1,85
- Potencial de Aquecimento Global dos substitutos do PEBD:
 - Polímero de amido: 4,2 Mio.t x 0,83 = 3,5 Mio.t CO₂ –eq.
 - PHA/PHB: 10,5 Mio.t x -1,85 = -19,4 Mio.t CO₂ –eq.
 - Bio-PE: 37,7 Mio.t x 1,85 = 69,7 Mio.t CO₂ –eq.
- Somatório do Potencial de Aquecimento Global dos substitutos do PEBD:



Fonte: do Autor (2021)

Devido à disponibilidade geral limitada de resultados quantificáveis do desempenho do Ciclo de Vida do ponto de vista ambiental, social e econômico dos polímeros de base biológica, a estimativa precisou se limitar ao potencial de aquecimento global neste estudo. No entanto, mesmo os valores encontrados para esta categoria de impacto não puderam ser calculados para todos os tipos de polímeros de base biológica identificados como potenciais substitutos devido à falta de informações sobre a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), como os polímeros fabricados a partir de celulose.

Além disso, os dados sobre a demanda de produtos plásticos estavam disponíveis apenas para o polietileno (PE), polipropileno (PP), policloreto de vinila (PVC), poliestireno (PS), politereftalato de etileno (PET) e para o poliuretano rígido (PUR). Mesmo com as informações ambientais disponíveis para o polibutileno succinato (Bio-PBS) e para a bio poliamida (Bio-PA), não foi possível incluí-los no cálculo devido à falta de informações sobre a demanda de produtos plásticos confeccionados com estes polímeros. Portanto, nem todas as informações ambientais contidas na tabela 5 puderam ser usadas para o cálculo de substituição potencial dos polímeros de base biológica. A estimativa cobriu a substituição de 65,8% de todos os polímeros de base fóssil, em escala global, e a partir deste resultado foi possível concluir que este potencial de substituição foi inferior apenas à substituição técnica

(o potencial de substituição técnica dos polímeros de fontes não renováveis diminuiu em 2015 devido a falta de dados e informações ambientais sobre alguns tipos de polímeros fósseis e biológicos).

Para os polímeros oriundos de fontes não renováveis, apenas os valores médios puderam ser mostrados uma vez que a associação do setor fornece apenas tais dados (valores médios). Entretanto, nos casos em que os valores máximos e médios estavam disponíveis para os polímeros de base biológica, os mesmos foram contabilizados nos cálculos. Considerando a abordagem proposta para os polímeros de base biológica, foi possível quantificar que tais polímeros poderiam reduzir a emissão de 241 a 316 milhões de toneladas de CO₂ -eq. quando comparados aos polímeros de fontes não renováveis, considerando o intervalo de tempo igual a um ano e com a substituição de 65,8% de todos os polímeros fósseis. Este cálculo mostra que os polímeros de base biológica podem contribuir para atingir as metas de redução das alterações climáticas. No entanto, ainda existem algumas limitações associadas a essas estimativas e isso será discutido na sequência.

4. DISCUSSÃO

Mesmo que os estudos de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) não estejam disponíveis para todos os tipos de polímeros de base biológica, incluindo aqueles que ainda estão em processo de pesquisa e desenvolvimento e que, portanto, não estão disponíveis no mercado, a visão geral dá uma perspectiva sobre o potencial desempenho ambiental dos produtos plásticos de base biológica. Além disso, as matérias-primas consideradas nos estudos selecionados dizem respeito aos insumos de 1^a geração, como milho ou cana-de-açúcar. Enquanto que as matérias-primas de 2^a geração, como os subprodutos de celulose, não estavam no foco da maioria dos estudos.

Um olhar mais atento sobre as categorias de impacto avaliadas mostrou que a maioria dos estudos foca no potencial de aquecimento global (Tabela 5). Avaliações de impacto cobrindo mais de cinco categorias foram fornecidas apenas por três dos estudos mais recentes sobre polímeros de base biológica (BREHMER, 2008; VINK; DAVIES, 2015). Embora o potencial de aquecimento global tenha sido o foco da maioria dos estudos devido aos desafios associados às mudanças climáticas atuais e que têm chamado muita atenção da população e da comunidade científica como um todo, também é importante levar em consideração as outras categorias de impacto para permitir uma avaliação ambiental holística.

Desta forma é possível apoiar o desenvolvimento de produtos e processos que sejam verdadeiramente sustentáveis. Os resultados da comparação dos impactos identificados para os polímeros de base biológica e de base fóssil foram mistos. Como a linha de base para comparação foi igual a 1 kg de polímero, uma comparação direta dos novos polímeros de base biológica com os demais polímeros de base fóssil só tem validade devido às suas características únicas (por exemplo, o poliácido láctico - PLA).

Para os polímeros de base biológica "drop-in", como polietileno de base biológica (Bio-PE), esta comparação só é válida para propriedades idênticas entre os polímeros. Além disso, o intervalo entre os resultados obtidos (mínimo e máximo) para o potencial de aquecimento global dos polietilenos de base biológica (Bio-PE) (TSIROPOULOS et al., 2015) foi bastante longo e isso pode oferecer vantagens ou desvantagens dependendo da finalidade do estudo, por exemplo a comparação desses valores com o polietileno de base fóssil (PE) (PLASTICSEUROPE, 2014).

A mesma conclusão também pode ser estabelecida para outras categorias de impacto, destacando que as considerações gerais (“do berço ao túmulo”), como o melhor desempenho ambiental ou a atuação dos polímeros de base biológica na redução do potencial de aquecimento global podem não servir de base legítima nos estudos que foram analisados. No entanto, os polímeros cujas matérias-primas são totais ou parcialmente renováveis, como politereftalato de etileno de base biológica (Bio-PET) ou polipropileno de base biológica (Bio-PP) mostraram vantagens ambientais que devem ser analisadas posteriormente nas avaliações do ciclo de vida, de forma abrangente, considerando todas as categorias de impacto, bem como as fases da vida (fase de uso e fase de fim de vida).

Para essa avaliação, também deve ser definida uma metodologia robusta que aborde adequadamente aspectos relevantes para a avaliação dos polímeros de base biológica. Formulação de diretrizes para grupos específicos de polímeros são importantes para aumentar a confiabilidade das comparações entre os impactos ambientais de diferentes produtos ou processos, definindo um escopo uniforme de avaliação para o grupo analisado.

Embora existam duas regras de categorias de produtos “resinas poliméricas”, apenas uma delas afirma diretamente sua validade para “polímeros de fontes renováveis”, sendo estes aspectos cruciais para a avaliação de tais polímeros (PCR, 2010). Levando em conta que o desempenho ambiental dos polímeros de fontes renováveis será comparado, em sua grande maioria, aos polímeros de fontes não renováveis, é necessário a elaboração de uma “regra de categoria de produto” (PCR) abrangente e comum para os diferentes tipos de polímeros a fim de assegurar a comparabilidade entre os produtos plásticos.

Além disso, a análise dos aspectos ambientais iniciais e finais, ou seja, a fase de uso e a fase do fim de vida (“berço ao túmulo”) de determinado produto também podem ter um alto impacto dependendo do tipo de produto e a forma de disposição final do mesmo. Assim, devido às inúmeras aplicações existentes para os polímeros de base biológica disponíveis no mercado, como as embalagens rígida ou têxteis, é interessante também que se faça uma associação entre os valores médios obtidos nos estudos, de maneira que se consiga obter uma abordagem promissora para a quantificação dos impactos em diferentes fases do ciclo de vida.

Apenas alguns estudos de Custo de Ciclo de Vida (CCV) e Avaliação Social do Ciclo de Vida (ASCV) em polímeros de base biológica foram publicados até o momento. Para se obter uma visão geral sobre a sustentabilidade econômica e social destes novos polímeros, é necessário avaliar e comparar sistemas de produto de base biológica. Os valores obtidos para a comparação dos polímeros de base fóssil e de base biológica neste estudo são limitados devido aos diferentes produtos avaliados e também ao amplo intervalo existente entre os escopos geográficos, metodológicos e de bancos de dados, especialmente no caso da Avaliação Social do Ciclo de Vida (ASCV) em que há uma grande variação nos indicadores e nos grupos de investidores (Tabela 8).

Tabela 8: Problemas sociais relacionados a cinco investidores (stakeholders) (continua).

Problemas sociais	Autores					
	(ÁLVAREZ- CHÁVEZ et al., 2012)	(MANIK; LEAHY; HALOG, 2013)	(GERMAN; SCHONEVELD; PACHECO, 2011)	(DUARTE et al., 2014)	(PETERSEN; HÖGLUND; FINNVEDEN, 2013) ^a	(REN et al., 2015) ^b
Trabalhador						
LIBERDADE DE ASSOCIAÇÃO E COLETIVO DE NEGOCIAÇÃO		+			+	
TRABALHO INFANTIL		+			+	
SALÁRIOS JUSTOS		+		+	+	
HORAS DE TRABALHO		+		+	+	
TRABALHO ESCRAVO		+			+	

OPORTUNIDADES IGUAIS		+				+
SAÚDE E SEGURANÇA	+	+				+
BENEFÍCIOS SOCIAIS		+		+		+
Consumidor						
FEEDBACK						+
RESPONSABILIDADE COM OS PRODUTOS NO FIM DO CICLO						+
SAÚDE E SEGURANÇA						+
PRIVACIDADE		+				+
TRANSPARÊNCIA						
Comunidade local						
ACESSO AOS RECURSOS MATERIAIS		+		+		
ACESSO AOS		+				

RECURSOS NÃO**MATERIAIS**

DESLOCALIZAÇÃO

+

+

E MIGRAÇÃO

- a- Os autores avaliaram como impactos sociais as seguintes categorias: direitos humanos, condições de trabalho, saúde e segurança, patrimônio cultural, governança e repercussões socioeconômicas com limitações no acesso a recursos materiais e não materiais.
- b- Os autores consideraram a “segurança alimentar” como “contribuição para o desenvolvimento econômico”.

FONTE: Adaptado de Andrews (2009).

Pode-se afirmar que todos os estudos selecionados de Avaliação Social de Ciclo de Vida (ASCV) avaliaram principalmente os impactos associados aos grupos de investidores (trabalhador) enquanto que os consumidores e a sociedade estavam em menor foco. Isso pode indicar que os autores esperam que os pontos críticos sociais ocorram principalmente nas atividades agrícolas, ou seja, antes dos processos industriais de fabricação dos produtos plásticos de base biológica. Além disso, dados contendo informações sobre os consumidores são mais difíceis de serem coletados, e por isso, a obtenção de indicadores para este grupo também é limitada, enquanto que os dados genéricos sobre questões trabalhistas são publicados de maneira mais facilitada.

Apesar da variação dos estudos, as sobreposições dos resultados podem permitir analisar pontos sociais e econômicos estratégicos na cadeia de valor dos polímeros de base biológica. Devido ao alcance global dessas cadeias, aspectos culturais e condições específicas do país devem ser levadas em consideração quando uma empresa visa produzir de forma sustentável, especialmente para as áreas rurais.

Gerar empregos e agregar valor às áreas que envolvem a produção dos polímeros de base biológica pode fortalecer o bem-estar e a seguridade social e, portanto, permitir que os trabalhadores permaneçam em suas comunidades e evitem processos de migração. Para estabelecer essas oportunidades de forma satisfatória e também sustentável, estruturas legais e contratos de confiança devem ser estabelecidos a longo prazo.

Cadeias de suprimentos bem gerenciadas podem apoiar uma atitude positiva dos consumidores para a utilização dos produtos plásticos de base biológica e, com isso, fortalecer sua posição no mercado. Outros subsídios podem simplificar a pesquisa e inovação e, conseqüentemente, facilitar a entrada de novos produtos plásticos de base biológica no mercado. A partir de tais resultados, é possível fazer comparações entre os processos agrícolas para a fabricação dos polímeros de base biológica, biocombustíveis e produtos químicos a granel.

Pelo fato de existirem lacunas nas pesquisas e também devido ao reduzido número de estudos publicados, os resultados confiáveis no campo da sustentabilidade social e econômica dos polímeros de base biológica são escassos. Isso pode ser relacionado ao fato de que a Avaliação Social do Ciclo de Vida (ASCV) é um método de avaliação comparativa relativamente novo, enquanto que o Custo de Ciclo de Vida (CCV) é usado com mais frequência pelas empresas para fins internos, mesmo que muitos deles não sejam publicados com a mesma frequência.

Os principais obstáculos estão associados às lacunas existentes nos dados e procedimentos para o cálculo de indicadores qualitativos. Além disso, a falta de padronização nas técnicas de avaliação dificulta a comparabilidade dos estudos. Mesmo porque os polímeros de base biológica parecem não estar no foco da avaliação do ciclo de vida social e econômico dos produtos considerados novos e inovadores. No entanto, pode-se esperar que as pesquisas neste campo avancem em conjunto com a avaliação ambiental dos polímeros de base biológica ao longo dos próximos anos.

Para identificar todo o potencial que os polímeros de base biológica podem ter na bioeconomia, é importante determinar a sustentabilidade destes materiais em escala global. Esta é uma forma de estabelecer uma base para orientar o desenvolvimento de futuras tecnologias voltadas para os polímeros de base biológica contribuindo para construção de caminhos sustentáveis. Infelizmente, devido a falta de algumas informações, tais estimativas de desempenho em escala global não puderam ser determinadas.

Os valores de desempenho só puderam ser calculados para a categoria potencial de aquecimento global, mesmo que esta seja uma pequena fração dentro das demais categorias existentes, ela é muito importante dentro do contexto da sustentabilidade ambiental. As estimativas mostraram que os polímeros de fontes renováveis podem economizar de 241 a 316 milhões de toneladas de CO₂ -eq. por ano, substituindo-se 65,8% de todos os polímeros de base fóssil. Mas mesmo para o potencial de aquecimento global a estimativa implica em muitas limitações.

Essas limitações incluem, como mencionado ao longo do trabalho, aspectos metodológicos, inexistência de informações para alguns tipos de polímeros de base biológica, bem como a falta de informações sobre a demanda por produtos plásticos de base fóssil. Assim, questiona-se a validade das comparações diretas entre os polímeros de fontes renováveis e não renováveis devido à falta, principalmente, de uma regra de categoria comum entre eles.

Também é importante destacar que estavam disponíveis apenas os dados médios para os polímeros oriundos de fontes fósseis. No entanto, abordagens que indicam o potencial geral dos polímeros de base biológica são importantes para examinar sua capacidade do ponto de vista de desenvolvimento sustentável e também da bioeconomia, oferecendo suporte para a produção de novos produtos plásticos, destacando a importância de analisar diversos aspectos sociais, econômicos e ambientais dentro da cadeia de valor.

Isto porque a avaliação qualitativa dos impactos ambientais, sociais e econômicos também contribui de forma positiva. Com base na estimativa do potencial de aquecimento

global, cálculos para outras categorias de impacto devem ser considerados assim que forem disponibilizados novos dados. O potencial de substituição técnica definido a partir dos dados de 2009 deve ser atualizado especialmente porque o setor dos polímeros de base biológica é bastante dinâmico.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O crescente consumo de produtos plásticos descartáveis impulsiona a inovação tecnológica, aumentando também a quantidade de resíduos plásticos gerados; sendo que este consumo dobrou de valor nos últimos vinte anos. Dos produtos descartáveis, as embalagens dominam, com 40% do valor total.

A taxa de coleta destes resíduos é extremamente baixa tanto em países desenvolvidos quanto nos subdesenvolvidos, com valores inferiores a 30%. Aterro, recuperação energética e a reciclagem são as formas mais populares de descarte. Entretanto, a reciclagem química com craqueamento térmico, que transforma o resíduo em óleo, e carbonização, são outras duas maneiras promissoras de promover esta reciclagem, amparadas pelo conceito da economia circular.

Além disso, pequenas mudanças de comportamento como a redução no consumo dos produtos plásticos descartáveis (como por exemplo sacolas e canudos), incentivo dos governos para aumentar o uso de sacolas reutilizáveis, ou até mesmo o desenvolvimento de alternativas mais sustentáveis em relação aos polímeros commodities como polietileno e polipropileno, são medidas bastante eficazes para reduzir os resíduos plásticos em todos os países.

O mau gerenciamento dos plásticos descartáveis e de seus resíduos traz consequências graves para a produtividade das terras agrícolas e para a vida selvagem, através da contaminação do solo e da água, como relatado ao longo deste texto. Os resíduos gerados nos continentes são as principais fontes de poluição em solos, rios, lagos e também nos oceanos.

São inúmeros os efeitos provocados pelo acúmulo de plástico no solo, dentre eles, a diminuição da eficiência do uso da água, enfraquecimento do acúmulo de biomassa e dificuldade das plantas em absorver os nutrientes. Quando encontrados nos oceanos, proveniente das atividades marinhas ou trazidos do continente para os oceanos, estes resíduos têm causado poluição em zonas do Atlântico e Pacífico. Aliás, muitos estudos já provaram os riscos potenciais de destruição da biodiversidade da vida selvagem através da ingestão de plástico, entretanto é necessário que os trabalhos de pesquisa futuros levem em consideração

medidas de risco reais e a probabilidade de exposição a estes riscos. Acima de tudo, é essencial diminuir o efeito da poluição dos plásticos descartáveis nas praias do mundo.

É importante a adoção de várias estratégias para solucionar as problemáticas envolvendo os plásticos descartáveis no mundo. Estas ações devem focar na redução do uso dos materiais descartáveis, mudança no comportamento do consumidor e na melhora da coleta e da reciclagem destes resíduos. E para isso, as atividades de conscientização ambiental devem caminhar de mãos dadas com os mecanismos de incentivo do governo.

Como o maior país a produzir e utilizar produtos de plástico, a China desempenha um papel fundamental na redução e eliminação de produtos descartáveis. Desde a proibição da importação de certos resíduos, promulgada pela China em 2017 (BROOKS; WANG; JAMBECK, 2018), países tomaram medidas para reduzir a geração de resíduos por meio de práticas sustentáveis. Prova disso são os países asiáticos, Malásia, Vietnã e Tailândia, que proibiram a importação de resíduos de plástico em 2018. E depois de um ano da demonstração do conceito de "Zero Waste City", a China estabeleceu modelos avançados para minimização dos plásticos descartáveis em cidades piloto costeiras.

Desta forma, fica evidente que o acúmulo de plásticos no planeta é um problema grave e não pode ser negligenciado. Isto porque os impactos provocados por eles irão aumentar exponencialmente com o aumento da produção e do consumo dos materiais poliméricos no mundo. Como tal, devem ser tomadas medidas para reduzir as taxas e os efeitos ecológicos provocados pelo acúmulo dos plásticos no meio ambiente.

Muitos autores têm apostado nos plásticos biodegradáveis como alternativa de proteção e desenvolvimento ambiental. No entanto, o que se observa é que a produção destes materiais é mais simples do que seu tratamento final. Além disso, o desempenho dos plásticos biodegradáveis é bastante questionado.

Ainda não existe uma resposta que afirme que os plásticos biodegradáveis são de fato uma solução promissora para resolver o problema dos resíduos e a poluição global provocada pelos resíduos plásticos. Pois muitos aspectos ainda precisam ser melhorados. Dito isso, é preciso ter em mente que não existe uma única solução para resolver o problema do acúmulo de plástico no meio ambiente, é necessária uma combinação de diversas estratégias para a obtenção de soluções eficazes.

Por enquanto, os polímeros biodegradáveis são uma pequena contribuição para a solução destes desafios. O efeito destes materiais no acúmulo total de plásticos não deve ser subestimado. Além disso, considerando as situações de conservação energética e redução das

emissões de gases poluentes, o desenvolvimento de plásticos biodegradáveis deve se tornar uma importante vertente estratégica.

Portanto, ainda existe um longo caminho a ser percorrido para resolver a poluição global provocada pelos resíduos plásticos e para isso é necessário que todos os produtos plásticos descartáveis possam ser substituídos pelos polímeros biodegradáveis com desempenho igual ou similar; os resíduos descartados de polímeros biodegradáveis devem estar de acordo com os regulamentos e leis; todas as pessoas devem ser responsáveis pela preservação do meio ambiente; o processo de biodegradação deve acontecer em grande escala e os subprodutos gerados devem retornar para o ecossistema; além disso, as matérias-primas usadas para a fabricação dos produtos plásticos biodegradáveis devem ser obtidas de forma contínua e econômica.

Comparar polímeros renováveis com polímeros não renováveis é um desafio dada a disseminação dos dados na maioria dos estudos analisados. Assim, a partir da revisão dos estudos não foi possível responder de forma conclusiva se os polímeros de base biológica são de fato mais sustentáveis que os polímeros de base fóssil e nem qual seria a sua real contribuição para o desenvolvimento sustentável do planeta devido à falta de dados.

O consenso científico que prevaleceu até o momento nesses estudos foi que, embora os polímeros de base biológica possam obter melhores resultados do que os polímeros de base fóssil nas categorias de potencial de aquecimento global e uso de energia, a Avaliação do Ciclo de Vida completa tende a revelar que eles são superados pelos polímeros de base fóssil em categorias de impacto como eutrofização e acidificação.

No entanto, o caminho para a obtenção destas respostas pode ser traçado. Primeiro, ficou evidente que a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) dos polímeros de fontes renováveis dentro do contexto econômico, social e ambiental apresentou grandes variações em relação aos métodos utilizados, indicadores e resultados. Contudo, com base nesta revisão só foi possível comparar uma única categoria de impacto (potencial de aquecimento global), dentro do pilar ambiental, apresentando inclusive algumas restrições.

Em segundo lugar, os resultados da revisão indicaram que os polímeros de base biológica apresentaram potencial de aplicação em todos os três pilares da sustentabilidade. Para desenvolver essas vantagens de forma sustentável, os aspectos sociais, econômicos e ambientais devem ser levados em consideração, buscando inclusive alternativas que ajudem os pequenos e grandes produtores a superar dificuldades. Nesse contexto, os subsídios dos governos e os apoios das ONGs são essenciais. Além disso, o desenvolvimento de novas pesquisas para melhorar e padronizar as metodologias empregadas, bem como o fornecimento

de informações atualizadas sobre polímeros de base biológica, por parte das empresas, é essencial para que se possa avaliar o real potencial destes polímeros em todas as suas esferas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADAM, I. et al. Policies to reduce single-use plastic marine pollution in West Africa. **Marine Policy**, 2020.
- AGENCY, U. S. E. P. **Frequently Asked Questions about Plastic Recycling and Composting**EPA, 2020.
- AHOUISSOUSSI, N. B. C.; WETZSTEIN, M. E. Life-Cycle Costs of Alternative Fuels : Is Biodiesel Cost Competitive for Urban Buses ? **Department of Agriculture, Economic Research Service**, p. 7, 1995.
- AL-SALEH, I.; SHINWARI, N.; ALSABBAHEEN, A. Phthalates residues in plastic bottled waters. **Journal of Toxicological Sciences**, 2011.
- ALBACH, D.; RAZERA, D.; ALVES, J. L. DESIGN PARA A SUSTENTABILIDADE E A RELAÇÃO HISTÓRICA DAS EMBALAGENS COM QUESTÕES AMBIENTAIS. **MIX Sustentável**, 2016.
- ALVARENGA, R. A. et al. Life cycle assessment of bioethanol-based PVC. **Biofuels, Bioproducts and Biorefining**, v. 7, n. 4, p. 386–395, jul. 2013.
- ÁLVAREZ-CHÁVEZ, C. R. et al. Sustainability of bio-based plastics: General comparative analysis and recommendations for improvement. **Journal of Cleaner Production**, 2012.
- ANASTASOPOULOU, A. et al. Plastic debris ingested by deep-water fish of the Ionian Sea (Eastern Mediterranean). **Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers**, 2013.
- ANDERSON, M. **Confronting Plastic Pollution One Bag at a Time**. Disponível em: <<https://blog.epa.gov/2016/11/01/confronting-plastic-pollution-one-bag-at-a-time/>>. Acesso em: 20 dez. 2020.
- ANDRADE, M. DE O.; TORRES, M. E. M.; GONÇALVES, A. F. Editorial. **Gaia Scientia**, v. 10, n. 1, p. 1, 2016.
- ANDRADY, A. L. **Plastics and Environmental Sustainability**. Hoboken, NJ: John Wiley & Sons, Inc, 2015.
- ANDREONI, V.; SAVEYN, H. G. M.; EDER, P. Polyethylene recycling: Waste policy scenario analysis for the EU-27. **Journal of Environmental Management**, 2015.
- ANDREWS, E. S. **Guidelines for social life cycle assessment of products: social and socio-economic LCA guidelines complementing environmental LCA and Life Cycle Costing, contributing to the full assessment of goods and services within the context of sustainable developme**. [s.l.] UNEP/Earthprint, 2009.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMBALAGENS - ABRE. **Estudo ABRE macroeconômico da embalagem e cadeia de consumo**. Disponível em: <<https://www.abre.org.br/dados-do-setor/ano2019/>>. Acesso em: 19 dez. 2020.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14044. Gestão Ambiental: Avaliação do Ciclo de Vida: Requisitos e Orientações**. ABNT, 2009a.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14040. Gestão**

- ambiental: Avaliação do ciclo de vida: Princípios e estrutura** ABNT, 2009b.
- AUKEN, M. New Rules To Dramatically Reduce Use of Environment-Damaging Bags Get All-Clear. **Greens/EFA Group in the European Parliament**, v. 2019, n. 1, 2015.
- AVERY-GOMM, S.; BORRELLE, S. B.; PROVENCHER, J. F. **Linking plastic ingestion research with marine wildlife conservation** *Science of the Total Environment*, 2018.
- BAI, M. et al. Estimation and prediction of plastic waste annual input into the sea from China. **Acta Oceanologica Sinica**, 2018.
- BELAL, E. B.; FARID, M. A. Production of Poly- β -hydroxybutyric acid (PHB) by *Bacillus cereus*. **International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences**, 2016.
- BENOÎT-NORRIS, C. et al. Introducing the UNEP/SETAC methodological sheets for subcategories of social LCA. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 16, n. 7, p. 682–690, 31 ago. 2011.
- BENOÎT-NORRIS, C.; CAVAN, D. A.; NORRIS, G. Identifying Social Impacts in Product Supply Chains: Overview and Application of the Social Hotspot Database. **Sustainability**, v. 4, n. 9, p. 1946–1965, 24 ago. 2012.
- BENOÎT NORRIS, C. Data for social LCA. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 19, n. 2, p. 261–265, 3 fev. 2014.
- BHUNIA, K. et al. Migration of chemical compounds from packaging polymers during microwave, conventional heat treatment, and storage. **Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety**, 2013.
- BIO-BASED INDUSTRIES CONSORTIUM. Accelerating innovation and market uptake of biobased products. n. July, 2012.
- BOUCHER, J. et al. **(Micro) plastic fluxes and stocks in Lake Geneva basin** *TrAC - Trends in Analytical Chemistry*, 2019.
- BRASIL. Diadnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos 2018. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS)**, 2019.
- BRASIL, G. F. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. **Diário Oficial da União**, 2010.
- BREHMER, B. **Life Cycle Assessment of biobased polyamides**. [s.l.: s.n.].
- BREYER, S. et al. Production of an alternative fuel by the co-pyrolysis of landfill recovered plastic wastes and used lubrication oils. **Waste Management**, 2017.
- BRIASSOULIS, D. et al. Review, mapping and analysis of the agricultural plastic waste generation and consolidation in Europe. **Waste Management and Research**, 2013.
- BRIASSOULIS, D. et al. Analysis of long-term degradation behaviour of polyethylene mulching films with pro-oxidants under real cultivation and soil burial conditions. **Environmental Science and Pollution Research**, 2015.
- BRIASSOULIS, D.; PIKASI, A.; HISKAKIS, M. **Recirculation potential of post-consumer /industrial bio-based plastics through mechanical recycling - Techno-economic sustainability criteria and indicators** *Polymer Degradation and Stability*, 2021.
- BRODIN, M. et al. **Lignocellulosics as sustainable resources for production of bioplastics – A review** *Journal of Cleaner Production*, 2017.
- BROOKS, A. L.; WANG, S.; JAMBECK, J. R. The Chinese import ban and its impact on global plastic waste trade. **Science Advances**, 2018.
- BSI - BRITISH STANDARDS INSTITUTION. **EN 16760:2015: Bio-based products. Life Cycle Assessment**, 2015.
- CADÉE, G. C. Seabirds and floating plastic debris. **Marine Pollution Bulletin**, 2002.
- CAI, Q. Y. et al. Genotypic variation in the uptake, accumulation, and translocation of di-(2-ethylhexyl) phthalate by twenty cultivars of rice (*Oryza sativa* L.). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 2015.
- CANOPOLI, L.; COULON, F.; WAGLAND, S. T. Degradation of excavated polyethylene and polypropylene waste from landfill. **Science of the Total Environment**, 2020.

- CARTRAUD, A. E. et al. Plastic ingestion in seabirds of the western Indian Ocean. **Marine Pollution Bulletin**, 2019.
- CHEN, G.-Q.; PATEL, M. K. Plastics Derived from Biological Sources: Present and Future: A Technical and Environmental Review. **Chemical Reviews**, v. 112, n. 4, p. 2082–2099, 11 abr. 2012.
- CHEN, S. et al. **Carbonization: A feasible route for reutilization of plastic wastes** *Science of the Total Environment*, 2020.
- CHEN, W. et al. Analysis of the influencing factors of PAEs volatilization from typical plastic products. **Journal of Environmental Sciences (China)**, 2018.
- CHEN, Y. et al. Empirical estimation of pollution load and contamination levels of phthalate esters in agricultural soils from plastic film mulching in China. **Environmental Earth Sciences**, 2013.
- CHEN, Y. et al. **Single-use plastics: Production, usage, disposal, and adverse impacts** *Science of the Total Environment*, 2021.
- CHEN, Y. Q. An overview about application of plastic film mulching and anti-pollution. **Xinjiang Agricultural Mechanization**, p. 5–8, 2016.
- CHOMKHAMSRI, K.; WOLF, M.-A.; PANT, R. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook: Review Schemes for Life Cycle Assessment. In: **Towards Life Cycle Sustainability Management**. Dordrecht: Springer Netherlands, 2011. p. 107–117.
- CONCEIÇÃO, M. M. et al. O Plástico Como Vilão Do Meio Ambiente. **Revista Geociências - UNG-Ser**, v. 18, n. 1, p. 50, 2019.
- CONSOLI, P. et al. Characterization of seafloor litter on Mediterranean shallow coastal waters: Evidence from Dive Against Debris®, a citizen science monitoring approach. **Marine Pollution Bulletin**, 2020.
- CORTEZ, A. T. C. EMBALAGENS: O QUE FAZER COM ELAS ? **Revista Geográfica de América Central**, 2011.
- CÓZAR, A. et al. The Arctic Ocean as a dead end for floating plastics in the North Atlantic branch of the Thermohaline Circulation. **Science Advances**, 2017.
- CPCB. Consolidated Annual Report (For the year 2016-2017) on Implementation of Solid Waste Management Rules, 2016. **Central Pollution Control Board**, 2016.
- CPCB. Annual Report for the year 2018-19 on Implementation of Plastic Waste Management Rules. **Ministry of Environment, Forest and Climate Change, Govt. of India**, 2019.
- DE BARROS, M. S. F.; DOS SANTOS CALADO, T. C.; DE SÁ LEITÃO CÂMARA DE ARAÚJO, M. Plastic ingestion lead to reduced body condition and modified diet patterns in the rocky shore crab *Pachygrapsus transversus* (Gibbes, 1850) (Brachyura: Grapsidae). **Marine Pollution Bulletin**, 2020.
- DE PAOLI, M.-A. **Degradação e estabilização de polímeros**. [s.l: s.n.].
- DENUNCIO, P. et al. Plastic ingestion in Franciscana dolphins, *Pontoporia blainvillei* (Gervais and d'Orbigny, 1844), from Argentina. **Marine Pollution Bulletin**, 2011.
- DIGKA, N. et al. Evidence of ingested plastics in stranded loggerhead sea turtles along the Greek coastline, East Mediterranean Sea. **Environmental Pollution**, 2020.
- DILKES-HOFFMAN, L. S. et al. The role of biodegradable plastic in solving plastic solid waste accumulation. In: **Plastics to Energy: Fuel, Chemicals, and Sustainability Implications**. [s.l: s.n.].
- DIN. **Dependability management - Part 3-3: Application guide - Life cycle costing (IEC 60300-3-3:200**, 2005.
- DONG, Q. et al. Effects of mulching measures on soil moisture and N leaching potential in a spring maize planting system in the southern Loess Plateau. **Agricultural Water Management**, 2019.

- DREVER, M. C. et al. Are ocean conditions and plastic debris resulting in a ‘double whammy’ for marine birds? **Marine Pollution Bulletin**, 2018.
- DREYER, L. C.; HAUSCHILD, M. Z.; SCHIERBECK, J. Characterisation of social impacts in LCA. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 15, n. 3, p. 247–259, 9 mar. 2010.
- DUARTE, C. G. et al. Distribution of impacts in Biofuels Industry : applying Social Life-cycle Assessment Defining equity S-LCA as a framework to explore equity matters. **IAIA14 Conference Proceedings**, n. April, p. 1–5, 2014.
- E SANTOS, A. S. F. et al. Sacolas plásticas: Destinações sustentáveis e alternativas de substituição. **Polimeros**, 2012.
- ELIAS, S. A. Plastics in the ocean. In: **Encyclopedia of the Anthropocene**. [s.l: s.n.].
- ELLEN MACARTHUR FOUNDATION. The New Plastics Economy: Rethinking the future of plastics. **Ellen MacArthur Foundation**, 2016.
- ELLRAM, L. M. Total cost of ownership. **International Journal of Physical Distribution & Logistics Management**, v. 25, n. 8, p. 4–23, out. 1995.
- EMADIAN, S. M.; ONAY, T. T.; DEMIREL, B. **Biodegradation of bioplastics in natural environments** **Waste Management**, 2017.
- ENGLISH, M. D. et al. Plastic and metal ingestion in three species of coastal waterfowl wintering in Atlantic Canada. **Marine Pollution Bulletin**, 2015.
- ENVIRONMENTAL PRODUCT DECLARATION. **PCR 2010:16: Product Category Rules - Plastics in Primary Forms**, 2010. Disponível em: <<https://www.domochemicals.com/sites/domo/files/2019-10/domofl66-epd-29917-epd.pdf>>
- ERIKSEN, M. et al. Plastic pollution in the South Pacific subtropical gyre. **Marine Pollution Bulletin**, 2013a.
- ERIKSEN, M. et al. Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. **Marine Pollution Bulletin**, 2013b.
- EUROPEAN-PLASTICS. **An analysis of European plastics production, demand and waste data** **Plastics – the Facts**. [s.l: s.n.].
- EUROPEAN BIOPLASTICS. **Global bioplastics production capacities continue to grow despite low oil price**. Disponível em: <https://www.european-bioplastics.org/pr_151104/>. Acesso em: 22 mar. 2021.
- EUROPEAN BIOPLASTICS. **Global bioplastics production capacities continue to grow despite low oil price**. p. 2, 2016.
- EUROPEAN BIOPLASTICS. **Bioplastics market data 2019. Global Production Capacities of Bioplastic 2019-2024** **European Bioplastic**. [s.l: s.n.].
- EUROPEAN COMMISSION. **Why the EU supports bioeconomy research and innovation**. Disponível em: <https://ec.europa.eu/info/research-and-innovation/research-area/environment/bioeconomy_en>. Acesso em: 30 mar. 2021.
- EUROPEAN COMMISSION. **Innovating for Sustainable Growth: A Bioeconomy for Europe**. [s.l: s.n.]. v. 66
- EUROPEAN COMMISSION. Commission Recommendation of 9 April 2013 on the use of common methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations. 2013.
- EUROPEAN COMMISSION. **Product Environmental Footprint Category Rule**, 2020.
- FAURE, F. et al. Plastic pollution in Swiss surface waters: Nature and concentrations, interaction with pollutants. **Environmental Chemistry**, 2015.
- FEDERAL MINISTRY OF EDUCATION AND RESEARCH (BMBF). National Research Strategy BioEconomy 2030 Our Route towards a biobased economy. p. 1–56, 2011.
- FINKBEINER, M. et al. Towards Life Cycle Sustainability Assessment. **Sustainability**, v. 2, n. 10, p. 3309–3322, 22 out. 2010.

- FINKBEINER, M. et al. Challenges in Life Cycle Assessment: An Overview of Current Gaps and Research Needs. In: [s.l: s.n.]. p. 207–258.
- FRÈRE, L. et al. Microplastic bacterial communities in the Bay of Brest: Influence of polymer type and size. **Environmental Pollution**, 2018.
- FU, X.; DU, Q. Uptake of di-(2-ethylhexyl) phthalate of vegetables from plastic film greenhouses. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, 2011.
- GALLEGO-SCHMID, A.; MENDOZA, J. M. F.; AZAPAGIC, A. Environmental impacts of takeaway food containers. **Journal of Cleaner Production**, 2019.
- GERE, D.; CZIGANY, T. Future trends of plastic bottle recycling: Compatibilization of PET and PLA. **Polymer Testing**, 2020.
- GERMAN, L.; SCHONEVELD, G. C.; PACHECO, P. Local Social and Environmental Impacts of Biofuels: Global Comparative Assessment and Implications for Governance. **Ecology and Society**, v. 16, n. 4, p. art29, 2011.
- GEYER, R.; JAMBECK, J. R.; LAW, K. L. Production, use, and fate of all plastics ever made. **Science Advances**, 2017.
- GIMENO, P. et al. Identification and quantification of 14 phthalates and 5 non-phthalate plasticizers in PVC medical devices by GC-MS. **Journal of Chromatography B: Analytical Technologies in the Biomedical and Life Sciences**, 2014.
- GONZÁLEZ-PLEITER, M. et al. Secondary nanoplastics released from a biodegradable microplastic severely impact freshwater environments. **Environmental Science: Nano**, 2019.
- GREEN, D. S. et al. Impacts of discarded plastic bags on marine assemblages and ecosystem functioning. **Environmental Science and Technology**, 2015.
- GREEN, D. S. Effects of microplastics on European flat oysters, *Ostrea edulis* and their associated benthic communities. **Environmental Pollution**, 2016.
- GREEN DELTA. **PSILCA**. Disponível em: <<https://psilca.net/>>. Acesso em: 30 mar. 2021.
- GREEN DELTA. **Data for fact-based insights into sustainability and life cycles**. Disponível em: <<https://www.greendelta.com/what-we-do/data/>>. Acesso em: 30 mar. 2021.
- GROH, K. J. et al. **Overview of known plastic packaging-associated chemicals and their hazards** *Science of the Total Environment*, 2019.
- HAIDER, T. P. et al. **Plastics of the Future? The Impact of Biodegradable Polymers on the Environment and on Society** *Angewandte Chemie - International Edition*, 2019.
- HAMILTON, A. et al. Solving Plastic pollution through accountability Warning : Plastics are polluting nature , endangering wildlife and. **WWF Plastic Report 2019**, 2019.
- HARDESTY, B. D.; GOOD, T. P.; WILCOX, C. Novel methods, new results and science-based solutions to tackle marine debris impacts on wildlife. **Ocean and Coastal Management**, 2015.
- HARTMANN, N. B. et al. **Microplastics as vectors for environmental contaminants: Exploring sorption, desorption, and transfer to biota** *Integrated Environmental Assessment and Management*, 2017.
- HASSON, R.; LEIMAN, A.; VISSER, M. The economics of plastic bag legislation in South Africa. **South African Journal of Economics**, 2007.
- HE, H. et al. Trace analysis of persistent toxic substances in the main stream of Jiangsu section of the Yangtze River, China. **Environmental Science and Pollution Research**, 2011.
- HE, W. et al. Spatio-temporal distributions and the ecological and health risks of phthalate esters (PAEs) in the surface water of a large, shallow Chinese lake. **Science of the Total Environment**, 2013.
- HERRMANN, C. **Ganzheitliches Life Cycle Management**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2010.
- HILL, J. et al. Environmental, economic, and energetic costs and benefits of biodiesel and ethanol biofuels. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 103, n. 30, p.

11206–11210, 25 jul. 2006.

HODSON, M. E. et al. Plastic Bag Derived-Microplastics as a Vector for Metal Exposure in Terrestrial Invertebrates. **Environmental Science and Technology**, 2017.

HONG-E, X. et al. Influence of Residual Plastic Film on Soil Structure, Crop Growth and Development in Fields. **Journal of Agro-Environment Science**, 2007.

HOSSEINIJOU, S. A.; MANSOUR, S.; SHIRAZI, M. A. Social life cycle assessment for material selection: a case study of building materials. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 19, n. 3, p. 620–645, 15 mar. 2014.

HOTTLE, T. A.; BILEC, M. M.; LANDIS, A. E. Sustainability assessments of bio-based polymers. **Polymer Degradation and Stability**, v. 98, n. 9, p. 1898–1907, set. 2013.

HUERTA LWANGA, E. et al. Microplastics in the Terrestrial Ecosystem: Implications for *Lumbricus terrestris* (Oligochaeta, Lumbricidae). **Environmental Science and Technology**, 2016.

HUERTA LWANGA, E. et al. Incorporation of microplastics from litter into burrows of *Lumbricus terrestris*. **Environmental Pollution**, 2017.

HUNKELER, D.; LICHTENVORT, K.; REBITZER, G. **Environmental life cycle costing**. [s.l.] Crc press, 2008.

HUO, J. et al. Analysis of 16 phthalates compounds in disposable plastic tableware sold on Chengdu market. **Chinese Journal of Food Hygiene**, 2017.

IBAÑEZ, A. E. et al. Plastic ingestion risk is related to the anthropogenic activity and breeding stage in an Antarctic top predator seabird species. **Marine Pollution Bulletin**, 2020.

IFBB. **Biopolymers facts and statistics**. [s.l.] University of Applied Sciences and Arts, 2015.

INAGAKI, M.; PARK, K. C.; ENDO, M. **Carbonization under pressure**Xinxing Tan Cailiao/New Carbon Materials, 2010.

ISO - INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **DIN EN ISO 14025:2011: Environmental Labels And Declarations - Type III Environmental Declarations - Principles And Procedures**. German Institute for Standardisation (Deutsches Institut für Normung), , 2011.

ISO - INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO 15686-5:2017: Buildings and constructed assets — Service life planning — Part 5: Life-cycle costing**, 2017.

ITA-NAGY, D. et al. Reviewing environmental life cycle impacts of biobased polymers: current trends and methodological challenges. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 25, n. 11, p. 2169–2189, 2020.

IVLEVA, N. P.; WIESHEU, A. C.; NIESSNER, R. **Microplastic in Aquatic Ecosystems**Angewandte Chemie - International Edition, 2017.

JANAJREH, I.; ADEYEMI, I.; ELAGROUDY, S. Gasification feasibility of polyethylene, polypropylene, polystyrene waste and their mixture: Experimental studies and modeling. **Sustainable Energy Technologies and Assessments**, 2020.

JEONG, Y. S.; PARK, K. B.; KIM, J. S. Hydrogen production from steam gasification of polyethylene using a two-stage gasifier and active carbon. **Applied Energy**, 2020.

JØRGENSEN, A.; HERMANN, I. T.; MORTENSEN, J. B. Is LCC relevant in a sustainability assessment? **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 15, n. 6, p. 531–532, 27 jul. 2010.

JØRGENSEN, A.; HERRMANN, I. T.; BJØRN, A. Analysis of the link between a definition of sustainability and the life cycle methodologies. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, n. 8, p. 1440–1449, 27 set. 2013.

KANG, D. et al. RETHINKING SINGLE-USE Responding to a Sea Change in Consumer Behavior. n. August, 2018.

KANKANIGE, D.; BABEL, S. Smaller-sized micro-plastics (MPs) contamination in single-

- use PET-bottled water in Thailand. **Science of the Total Environment**, v. 717, 2020.
- KARTHIK, R. et al. Microplastics along the beaches of southeast coast of India. **Science of the Total Environment**, 2018.
- KASAR, P.; AHMARUZZAMAN, M. Catalytic co-cracking of waste polypropylene and residual fuel oil. **Petroleum Science and Technology**, v. 36, n. 18, p. 1455–1462, 17 set. 2018.
- KIM, S.; DALE, B. Life Cycle Assessment Study of Biopolymers (Polyhydroxyalkanoates) - Derived from No-Tilled Corn (11 pp). **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 10, n. 3, p. 200–210, 21 maio 2005.
- KLOEPFFER, W. Life cycle sustainability assessment of products. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 13, n. 2, p. 89–95, 13 mar. 2008.
- KLÖPFFER, W.; CIROTH, A. Is LCC relevant in a sustainability assessment? **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 16, n. 2, p. 99–101, 8 fev. 2011.
- KOELLNER, T. et al. UNEP-SETAC guideline on global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, n. 6, p. 1188–1202, 1 jul. 2013.
- KOELMANS, A. A. et al. **Microplastic as a Vector for Chemicals in the Aquatic Environment: Critical Review and Model-Supported Reinterpretation of Empirical Studies** **Environmental Science and Technology**, 2016.
- LAW, K. L. et al. Plastic accumulation in the North Atlantic subtropical gyre. **Science**, 2010.
- LEI, Z. et al. Simultaneous Determination of 8 Kinds of Phthalic Acid Esters in Plastic Food Packaging Materials by High Performance Liquid Chromatography. **Food Science**, 2012.
- LI, K. et al. Distribution of phthalate esters in agricultural soil with plastic film mulching in Shandong Peninsula, East China. **Chemosphere**, 2016.
- LI, R. et al. Spatial distribution and seasonal variation of phthalate esters in the Jiulong River estuary, Southeast China. **Marine Pollution Bulletin**, 2017.
- LI, W. C.; TSE, H. F.; FOK, L. **Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects** **Science of the Total Environment**, 2016.
- LI, Y. et al. Presence, distribution and risk assessment of phthalic acid esters (PAEs) in suburban plastic film pepper-growing greenhouses with different service life. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 2020.
- LI, Z.; ZHAO, F. An analytical hierarchy process-based study on the factors affecting legislation on plastic bags in the USA. **Waste Management and Research**, 2017.
- LIN, L. et al. Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons and phthalic acid esters in water and surface sediment from the Three Gorges Reservoir. **Journal of Environmental Sciences (China)**, 2018.
- LINDNER, J. P. et al. Entwicklungsbegleitende Ökobilanzierung von Recyclingprozessen. **Chemie Ingenieur Technik**, v. 88, n. 4, p. 409–416, abr. 2016.
- LIU, H. et al. Occurrence and distribution of phthalate esters in riverine sediments from the Pearl River Delta region, South China. **Marine Pollution Bulletin**, 2014.
- LÜ, H. et al. **Soil contamination and sources of phthalates and its health risk in China: A review** **Environmental Research**, 2018.
- LUO, L.; VAN DER VOET, E.; HUPPES, G. Life cycle assessment and life cycle costing of bioethanol from sugarcane in Brazil. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 13, n. 6–7, p. 1613–1619, ago. 2009.
- LUYT, A. S.; MALIK, S. S. Can biodegradable plastics solve plastic solid waste accumulation? In: **Plastics to Energy: Fuel, Chemicals, and Sustainability Implications**. [s.l.: s.n.].
- MAASS, S. et al. Transport of microplastics by two collembolan species. **Environmental Pollution**, 2017.

- MALLORY, M. L. Marine plastic debris in northern fulmars from the Canadian high Arctic. **Marine Pollution Bulletin**, 2008.
- MANIK, Y.; LEAHY, J.; HALOG, A. Social life cycle assessment of palm oil biodiesel: a case study in Jambi Province of Indonesia. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, n. 7, p. 1386–1392, 24 ago. 2013.
- MARKIC, A. et al. Double trouble in the South Pacific subtropical gyre: Increased plastic ingestion by fish in the oceanic accumulation zone. **Marine Pollution Bulletin**, 2018.
- MARTÍNEZ-BLANCO, J. et al. Application challenges for the social Life Cycle Assessment of fertilizers within life cycle sustainability assessment. **Journal of Cleaner Production**, v. 69, p. 34–48, abr. 2014.
- MCCORMICK, A. R. et al. Microplastic in surface waters of urban rivers: Concentration, sources, and associated bacterial assemblages. **Ecosphere**, 2016.
- MO, C. H. et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons and phthalic acid esters in vegetables from nine farms of the pearl river delta, South China. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, 2009.
- MOHAN, A. M. **Data predict significant growth for bioplastics to 2018**. Disponível em: <<https://www.packworld.com/issues/sustainability/news/13366699/data-predict-significant-growth-for-bioplastics-to-2018>>. Acesso em: 23 mar. 2021.
- MOORE, C. J. et al. A comparison of plastic and plankton in the North Pacific Central Gyre. **Marine Pollution Bulletin**, 2001.
- MOROHOSHI, T. et al. Molecular characterization of the bacterial community in biofilms for degradation of poly(3-hydroxybutyrate-co-3-hydroxyhexanoate) films in seawater. **Microbes and Environments**, 2018.
- MRKAJIĆ, V. et al. Efficiency of packaging waste management in a European Union candidate country. **Resources, Conservation and Recycling**, 2018.
- NAPPER, I. E.; THOMPSON, R. C. Environmental Deterioration of Biodegradable, Oxo-biodegradable, Compostable, and Conventional Plastic Carrier Bags in the Sea, Soil, and Open-Air over a 3-Year Period. **Environmental Science and Technology**, 2019.
- NARANCIC, T.; O'CONNOR, K. E. **Plastic waste as a global challenge: Are biodegradable plastics the answer to the plastic waste problem? Microbiology (United Kingdom)**, 2019.
- NAZARETH, M. et al. Commercial plastics claiming biodegradable status: Is this also accurate for marine environments? **Journal of Hazardous Materials**, 2019.
- NEVES, D. et al. Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast. **Marine Pollution Bulletin**, 2015.
- NORRIS, GREGORY AND BENOIT, C. Book of Abstracts SLCA 2016. 5th International Social LCA Conference. 2016.
- O'BRIEN, J.; THONDHLANA, G. Plastic bag use in South Africa: Perceptions, practices and potential intervention strategies. **Waste Management**, 2019.
- PADGELWAR, S.; NANDAN, A.; MISHRA, A. K. **Plastic waste management and current scenario in India: a review International Journal of Environmental Analytical Chemistry**, 2019.
- PALUSELLI, A. et al. Distribution of phthalates in Marseille Bay (NW Mediterranean Sea). **Science of the Total Environment**, 2018.
- PALUSELLI, A. et al. Phthalate Release from Plastic Fragments and Degradation in Seawater. **Environmental Science and Technology**, 2019.
- PANDA, A. K. Thermo-catalytic degradation of different plastics to drop in liquid fuel using calcium bentonite catalyst. **International Journal of Industrial Chemistry**, v. 9, n. 2, p. 167–176, 7 jun. 2018.
- PARK, C. J. et al. Sanitary pads and diapers contain higher phthalate contents than those in

- common commercial plastic products. **Reproductive Toxicology**, 2019.
- PATEL, M. K. et al. **The BREW Project - Medium and Long-term Opportunities and Risks of the Biotechnological Production of Bulk Chemicals from Renewable Resources - The Potential of White Biotechnology** Utrecht, the Netherlands: Utrecht University - Department of Science, Technology and Society (STS)/Copernicus Institute. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<http://igitur-archive.library.uu.nl/chem/2007-0628-202305/UUindex.html>>.
- PAWELZIK, P. et al. Critical aspects in the life cycle assessment (LCA) of bio-based materials – Reviewing methodologies and deriving recommendations. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 73, p. 211–228, abr. 2013.
- PETCHPRAYUL, S. et al. Life cycle management of bioplastics for a sustainable future in Thailand: Sa-med Island model. **Chemical Engineering Transactions**, v. 29, p. 265–270, 2012.
- PETERSEN, E. E.; HÖGLUND, J.; FINNVEDEN, G. **SOCIAL AND SOCIOECONOMIC IMPACTS FROM VEHICLE FUELS**. [s.l: s.n.].
- PHAM, C. K. et al. Plastic ingestion in oceanic-stage loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) off the North Atlantic subtropical gyre. **Marine Pollution Bulletin**, 2017.
- PHILP, J. C. Biobased Chemicals and Bioplastics: Finding the Right Policy Balance. **Industrial Biotechnology**, v. 10, n. 6, p. 379–383, dez. 2014.
- PICCARDO, M. et al. PET microplastics toxicity on marine key species is influenced by pH, particle size and food variations. **Science of the Total Environment**, 2020.
- PICÓ, Y.; BARCELÓ, D. Analysis and prevention of microplastics pollution in water: Current perspectives and future directions. **ACS Omega**, 2019.
- PITTURA, L. et al. Microplastics as vehicles of environmental PAHs to marine organisms: Combined chemical and physical hazards to the mediterranean mussels, *Mytilus galloprovincialis*. **Frontiers in Marine Science**, 2018.
- PLASTIC OCEANS. **Plastic Pollution Facts**. Disponível em: <<https://plasticoceans.org/the-facts/>>.
- PLASTICSEUROPE. The Compelling Facts About Plastics. **Europe**, 2006.
- PLASTICSEUROPE. Plastics - the facts 2010: An analysis of European plastics production, demand and recovery for 2009. **PlasticsEurope**, p. 1–30, 2010.
- PLASTICSEUROPE. Eco-profiles and Environmental Declarations version 2.0. **Plastics Europe**, v. 0, n. April, p. 1–81, 2011a.
- PLASTICSEUROPE. **Eco-profiles and Environmental Product Declarations of the European Plastics Manufacturers**. Disponível em: <https://www.plasticseurope.org/application/files/7415/1747/5136/eco-profile_methodology_version2-0_April2011.pdf>. Acesso em: 7 abr. 2021b.
- PLASTICSEUROPE. **Plastics – the Facts 2014/2015. An analysis of European plastics production, demand and waste data.**, 2014. Disponível em: <https://www.plasticseurope.org/application/files/5515/1689/9220/2014plastics_the_facts_Pu bFeb2015.pdf>
- PLASTICSEUROPE. **Market data :: PlasticsEurope**.
- PLASTICSEUROPE MARKET RESEARCH GROUP. Plastics -The facts 2018. **Plastics Europe**, 2018.
- PONTES, S. M. DE. **A ampliação do direito de arrependimento para as compras presenciais como instrumento de proteção do consumidor na sociedade pós-moderna**, 2018. Disponível em: <<https://repositorio.ufpb.br/jspui/handle/123456789/13487>>
- PROVENCHER, J. F. et al. **Quantifying ingested debris in marine megafauna: A review and recommendations for standardization** *Analytical Methods*, 2017.
- RAZZA, F.; INNOCENTI, F. D. Bioplastics from renewable resources: the benefits of biodegradability. **Asia-Pacific Journal of Chemical Engineering**, v. 7, p. S301–S309, ago.

2012.

REN, J. et al. Prioritization of bioethanol production pathways in China based on life cycle sustainability assessment and multicriteria decision-making. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 20, n. 6, p. 842–853, 25 jun. 2015.

RESTIANTI, Y. Y.; GHEEWALA, S. H. Environmental and Life Cycle Cost Assessment of Cassava Ethanol in Indonesia. **Journal of Sustainable Energy & Environment**, v. 3, p. 1–6, 2012.

RICK MUELLER et al. Studies on the Environmental Degradation of Starch-Based Plastics. In: **Degradable Materials**. 1. ed. [s.l: s.n.]. p. 425–446.

RILLIG, M. C. **Microplastic in terrestrial ecosystems and the soil?** **Environmental Science and Technology**, 2012.

RIZZI, M. et al. Ingestion of plastic marine litter by sea turtles in southern Brazil: abundance, characteristics and potential selectivity. **Marine Pollution Bulletin**, 2019.

ROMEO, T. et al. First evidence of presence of plastic debris in stomach of large pelagic fish in the Mediterranean Sea. **Marine Pollution Bulletin**, 2015.

RSB. **A Guide to the RSB Standard De Rebus**, 2015. Disponível em: <<http://rsb.org/wp-content/uploads/2017/04/RSB-Guide-to-the-RSB-Standard.pdf>>

RUJNIĆ-SOKELE, M.; PILIPOVIĆ, A. **Challenges and opportunities of biodegradable plastics: A mini review** **Waste Management and Research**, 2017.

RUMMEL, C. D. et al. Plastic ingestion by pelagic and demersal fish from the North Sea and Baltic Sea. **Marine Pollution Bulletin**, 2016.

RYAN, P. G.; DE BRUYN, P. J. N.; BESTER, M. N. Regional differences in plastic ingestion among Southern Ocean fur seals and albatrosses. **Marine Pollution Bulletin**, 2016.

SAEZ DE BIKUÑA, K. et al. A comparison of land use change accounting methods: seeking common grounds for key modeling choices in biofuel assessments. **Journal of Cleaner Production**, 2018.

SASHIWA, H. et al. Microbial degradation behavior in seawater of polyester blends containing poly(3-hydroxybutyrate-co-3-hydroxyhexanoate) (PHBHHx). **Marine Drugs**, 2018.

SATURNO, J. et al. Occurrence of plastics ingested by Atlantic cod (*Gadus morhua*) destined for human consumption (Fogo Island, Newfoundland and Labrador). **Marine Pollution Bulletin**, 2020.

SCHECTER, A. et al. Phthalate concentrations and dietary exposure from food purchased in New York state. **Environmental Health Perspectives**, 2013.

SCHILD, U. **Lebenszyklusrechnung und lebenszyklusbezogenes Zielkostenmanagement: Stellung im internen Rechnungswesen, Rechnungsausgestaltung und modellgestützte Optimierung der intertemporalen Kostenstruktur**. Springer-V ed. [s.l: s.n.].

SCHÖPEL, B.; STAMMINGER, R. A comprehensive literature study on microfibres from washing machines. **Tenside, Surfactants, Detergents**, 2019.

SCHYMANSKI, D. et al. Analysis of microplastics in water by micro-Raman spectroscopy: Release of plastic particles from different packaging into mineral water. **Water Research**, 2018.

SHAHLARI, M.; LEE, S. Mechanical and morphological properties of poly(butylene adipate-co-terephthalate) and poly(lactic acid) blended with organically modified silicate layers. **Polymer Engineering and Science**, 2012.

SHAW, D. G.; DAY, R. H. Colour- and form-dependent loss of plastic micro-debris from the North Pacific Ocean. **Marine Pollution Bulletin**, 1994.

SHEN, L.; HAUFE, J.; PATEL, M. K. **Product overview and market projection of emerging bio-based plastics** **Group Science, Technology and Society**. [s.l: s.n.].

SHEN, M. et al. **Can biotechnology strategies effectively manage environmental**

- (micro)plastics? *Science of the Total Environment*, 2019a.
- SHEN, M. et al. **Recent advances in toxicological research of nanoplastics in the environment: A review** *Environmental Pollution*, 2019b.
- SHEN, M. et al. **Are biodegradable plastics a promising solution to solve the global plastic pollution?** *Environmental Pollution*, 2020.
- SHI, M. et al. Plastic film mulching increased the accumulation and human health risks of phthalate esters in wheat grains. *Environmental Pollution*, 2019.
- SHRUTI, V. C.; KUTRALAM-MUNIASAMY, G. **Bioplastics: Missing link in the era of Microplastics** *Science of the Total Environment*, 2019.
- SILVA, R.; REIS, J. R. DOS. **O desafio da aplicação do princípio da solidariedade na sociedade hiperconsumista que cultua o descartável** *Revista Justiça do Direito*, 2019.
- SINGH, P.; SHARMA, V. P. Integrated Plastic Waste Management: Environmental and Improved Health Approaches. *Procedia Environmental Sciences*, 2016.
- SPIERLING, S. et al. Bio-based plastics - A review of environmental, social and economic impact assessments. *Journal of Cleaner Production*, v. 185, p. 476–491, jun. 2018.
- STATISTA. **Biofuel production worldwide from 2000 to 2019**. Disponível em: <<https://www.statista.com/statistics/274163/global-biofuel-production-in-oil-equivalent/>>. Acesso em: 8 abr. 2021.
- STRAUB, S.; HIRSCH, P. E.; BURKHARDT-HOLM, P. Biodegradable and petroleum-based microplastics do not differ in their ingestion and excretion but in their biological effects in a freshwater invertebrate *Gammarus fossarum*. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2017.
- SUN, J. et al. Occurrence of phthalate esters in sediments in Qiantang River, China and inference with urbanization and river flow regime. *Journal of Hazardous Materials*, 2013.
- SUN, J. et al. Contamination of phthalate esters, organochlorine pesticides and polybrominated diphenyl ethers in agricultural soils from the Yangtze River Delta of China. *Science of the Total Environment*, 2016.
- SWARR, T. E. et al. Environmental life-cycle costing: a code of practice. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 16, n. 5, p. 389–391, 27 jun. 2011.
- TERRACHOICE GROUP INC. **The Seven Sins of Greenwashing** *Environmental Claims in Consumer Markets*. [s.l.: s.n.].
- THANH, N. P.; MATSUI, Y.; FUJIWARA, T. Assessment of plastic waste generation and its potential recycling of household solid waste in Can Tho City, Vietnam. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2011.
- THOMPSON, R. C. et al. Lost at Sea: Where Is All the Plastic? *Science*, 2004.
- TSIROPOULOS, I. et al. Life cycle impact assessment of bio-based plastics from sugarcane ethanol. *Journal of Cleaner Production*, v. 90, p. 114–127, mar. 2015.
- UNEP. **Resolution 1/6 Marine plastic debris and microplastics**. Disponível em: <[https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/17562/Marine Plastic Debris and Microplastic Technical Report Advance Copy Ann.pdf? sequence=2&isAllowed=y](https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/17562/Marine%20Plastic%20Debris%20and%20Microplastic%20Technical%20Report%20Advance%20Copy%20Ann.pdf?sequence=2&isAllowed=y)>.
- UNEP. **Marine Plastic Debris and Microplastics Established by Resolution 2/11**. Disponível em: <[https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/11186/K1607228_UNEPEA2_RES 11E.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/11186/K1607228_UNEPEA2_RES11E.pdf?sequence=1&isAllowed=y)>.
- UNEP. **Analysis of voluntary commitments targeting marine litter and microplastics pursuant to resolution 3/7**. Disponível em: <<https://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/31161>>.
- UNEP. **Single-Use Plastic: A Roadmap for Sustainability**. [s.l.: s.n.].
- UNEP. United Nations Environment Assembly of the United Nations Environment Programme Fourth session “Sustainable nitrogen management”. **United Nations**

Environment Programme, 2019.

USEPA. Advancing sustainable materials management: 2015 Fact Sheet Assessing Trends in Material Generation, Recycling, Composting, Combustion with Energy Recovery and Landfilling in the United States. **United States Environmental Protection Agency, Office of Land and Emergency Management, Washington, DC 20460**, 2018.

USTUN, I. et al. Determination of Phthalates Migrating from Plastic Containers into Beverages. **Food Analytical Methods**, 2015.

VAN CAUWENBERGHE, L. et al. Microplastics are taken up by mussels (*Mytilus edulis*) and lugworms (*Arenicola marina*) living in natural habitats. **Environmental Pollution**, 2015.

VAN FRANEKER, J. A.; LAW, K. L. Seabirds, gyres and global trends in plastic pollution. **Environmental Pollution**, 2015.

VDI - VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE. **VDI 2884:2005-12: Purchase, operating and maintenance of production equipment using Life Cycle Costing (LCC)**., 2005.

VENTRICE, P. et al. **Phthalates: European regulation, chemistry, pharmacokinetic and related toxicity** **Environmental Toxicology and Pharmacology**, 2013.

VERBAND DEUTSCHER MASCHINEN- UND ANLAGENBAU - VDMA. **VDMA 34160:2006-06: Forecasting model for lifecycle costs of machines and plants**, 2006.

VERLIS, K. M.; CAMPBELL, M. L.; WILSON, S. P. Seabirds and plastics don't mix: Examining the differences in marine plastic ingestion in wedge-tailed shearwater chicks at near-shore and offshore locations. **Marine Pollution Bulletin**, 2018.

VILLARRUBIA-GÓMEZ, P.; CORNELL, S. E.; FABRES, J. Marine plastic pollution as a planetary boundary threat – The drifting piece in the sustainability puzzle. **Marine Policy**, 2018.

VINK, E. T. H.; DAVIES, S. Life Cycle Inventory and Impact Assessment Data for 2014 Ingeo™ Polylactide Production. **Industrial Biotechnology**, v. 11, n. 3, p. 167–180, jun. 2015.

WAGNER, T. P. Reducing single-use plastic shopping bags in the USA. **Waste Management**, 2017.

WAGNER, T. P. Sustainability and plastic waste. In: **Encyclopedia of Food Security and Sustainability**. [s.l.: s.n.].

WALKER, S.; ROTHMAN, R. Life cycle assessment of bio-based and fossil-based plastic: A review. **Journal of Cleaner Production**, v. 261, p. 121158, jul. 2020.

WANG, J. et al. Soil contamination by phthalate esters in Chinese intensive vegetable production systems with different modes of use of plastic film. **Environmental Pollution**, 2013.

WANG, J. et al. **The behaviors of microplastics in the marine environment** **Marine Environmental Research**, 2016a.

WANG, J.; ZHENG, L.; LI, J. **A critical review on the sources and instruments of marine microplastics and prospects on the relevant management in China** **Waste Management and Research**, 2018.

WANG, L. et al. Effect of di-n-butyl phthalate (DBP) on the fruit quality of cucumber and the health risk. **Environmental Science and Pollution Research**, 2016b.

WANG, L. et al. Effects of different film residue and irrigation quota on nutrient and water use efficiency of cotton under drip irrigation. **Journal of Plant Nutrition and Fertilizers**, 2018.

WEHRLI, S. **Über die Polymerisation des Styrols**. [s.l.: s.n.].

WEISS, M. et al. A Review of the Environmental Impacts of Biobased Materials. **Journal of Industrial Ecology**, v. 16, n. SUPPL.1, 2012.

WOOD, C. T.; ZIMMER, M. Can terrestrial isopods (*Isopoda: Oniscidea*) make use of biodegradable plastics? **Applied Soil Ecology**, 2014.

- WORLD ECONOMIC FORUM. The New Plastics Economy: Rethinking the future of plastics. **Ellen MacArthur Foundation**, 2016.
- WRAP PLASTICS. Plastics Market Situation Report 2019. **Wrap**, 2019.
- WU, Y. et al. Effect of microplastics exposure on the photosynthesis system of freshwater algae. **Journal of Hazardous Materials**, 2019.
- XIE, Z. et al. Atmospheric concentrations and air-sea exchanges of phthalates in the North Sea (German Bight). **Atmospheric Environment**, 2005.
- XIE, Z. et al. Occurrence and air-sea exchange of phthalates in the arctic. **Environmental Science and Technology**, 2007.
- YAN, C. et al. Review of agricultural plastic mulching and its residual pollution and prevention measures in China. **Journal of Agricultural Resources and Environment**, 2014.
- YATES, M. R.; BARLOW, C. Y. Life cycle assessments of biodegradable, commercial biopolymers—A critical review. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 78, p. 54–66, set. 2013.
- YUAN, N.J. **Plastic**, 2009. (Nota técnica).
- ZBYSZEWSKI, M.; CORCORAN, P. L. Distribution and degradation of fresh water plastic particles along the beaches of Lake Huron, Canada. **Water, Air, and Soil Pollution**, 2011.
- ZHANG, D. et al. The status and distribution characteristics of residual mulching film in Xinjiang, China. **Journal of Integrative Agriculture**, 2016.
- ZHANG, H. et al. Occurrences of organophosphorus esters and phthalates in the microplastics from the coastal beaches in north China. **Science of the Total Environment**, 2018a.
- ZHANG, L. et al. Interaction of *Lumbricus terrestris* with macroscopic polyethylene and biodegradable plastic mulch. **Science of the Total Environment**, 2018b.
- ZHANG, Q. et al. Concentrations and distribution of phthalate esters in the seamount area of the Tropical Western Pacific Ocean. **Marine Pollution Bulletin**, 2019.
- ZHANG, Z. M. et al. Occurrence, distribution, and ecological risks of phthalate esters in the seawater and sediment of Changjiang River Estuary and its adjacent area. **Science of the Total Environment**, 2018c.
- ZHANG, Z. M. et al. Distribution and ecotoxicological state of phthalate esters in the sea-surface microlayer, seawater and sediment of the Bohai Sea and the Yellow Sea. **Environmental Pollution**, 2018d.
- ZHOU, B. et al. Spatial distribution of phthalate esters and the associated response of enzyme activities and microbial community composition in typical plastic-shed vegetable soils in China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 2020.
- ZHU, Y. et al. Plastic film mulching improved rhizosphere microbes and yield of rainfed spring wheat. **Agricultural and Forest Meteorology**, 2018.
- ZICCARDI, L. M. et al. Microplastics as vectors for bioaccumulation of hydrophobic organic chemicals in the marine environment: A state-of-the-science review. **Environmental Toxicology and Chemistry**, 2016.
- ZUO, L. Z. et al. Sorption and desorption of phenanthrene on biodegradable poly(butylene adipate co-terephthalate) microplastics. **Chemosphere**, 2019.