

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E
ENGENHARIA DE MATERIAIS

AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DE PLÁSTICOS BIODEGRADÁVEIS DE
AMIDO REFORÇADOS COM NANOCELULOSES

Vinícius de Souza Major

São Carlos-SP
2025

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E
ENGENHARIA DE MATERIAIS

AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DE PLÁSTICOS BIODEGRADÁVEIS DE
AMIDO REFORÇADOS COM NANOCELULOSES

Vinícius de Souza Major

Dissertação apresentada ao Programa
de Pós-Graduação em Ciência e Engenharia de
Materiais como requisito parcial à obtenção do
título de MESTRE EM CIÊNCIA E
ENGENHARIA DE MATERIAIS

Orientador: Dr. Francys Kley Vieira Moreira

Coorientador: Dr. José Manoel Marconcini

Agência Financiadora: (CAPES – Processo n^o: 88887.843485/2023-00)

São Carlos-SP

2025

DEDICATÓRIA

Dedico meu trabalho ao Grupo de Embalagens Multifuncionais do Departamento de Engenharia de Materiais (GEF^m/DEMa), ao Programa de Ciência e Engenharia de Materiais da Universidade Federal de São Carlos (PPGCEM-UFSCar), à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), à EMBRAPA e ao Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente. Sem o interesse desses grupos por um futuro sustentável, seria impossível conceber tal projeto.

Também dedico às pessoas que sonham e lutam por um futuro melhor, como meus orientadores prof^o Dr. Francys Kley Vieira Moreira e prof^o Dr. José Manoel Marconcini, além de meus pais, Fabio e Regina, e às minhas plantas de *Cannabis sativa*, especialmente às cepas Charlotte's Angel CBD (da Dutch Passion), Purple Haze (do G13 Labs), Gorilla Glue #4 (do Seedstockers) e Cotton Candy Cane (do Emerald Triangle Seeds). Por fim dedico a minha colega de turma, mestra Amandinha (*in memorian*), que não pode estar conosco em vida hoje, mas vive dentro dos corações dos participantes do GEF^m/DEMa, bem como de seus colegas de curso.

VITAE

Bacharel em Engenharia de Materiais pela Universidade Federal de São Carlos (2022).



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia
Programa de Pós-Graduação em Ciência e Engenharia de Materiais

Folha de Aprovação

Defesa de Dissertação de Mestrado do candidato Vinícius de Souza Major, realizada em 26/05/2025.

Comissão Julgadora:

Prof. Dr. Francys Kley Vieira Moreira (UFSCar)

Prof. Dr. Juliano Marini (UFSCar)

Profa. Dra. Henriette Monteiro Cordeiro de Azeredo (EMBRAPA)

O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Engenharia de Materiais.

AGRADECIMENTOS

À CAPES - Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior pelo apoio financeiro para realização desse trabalho com bolsa de estudos, processo nº 88887.843485/2023-00.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

Ao PPGCEM-UFSCar - Universidade Federal de São Carlos, Programa de Pós-Graduação em Ciência e Engenharia de Materiais.

Aos meus professores, em especial àqueles que me ensinaram algo, ou participaram de alguma outra forma, durante a realização desse projeto de mestrado: prof^o Francys, prof^o Marconcini, prof^o Juliano, prof^a Ana Carolina, prof^o Caio, prof^a Alessandra, prof^o Zepon, prof^o Lucas, prof^o Eduardo, prof^o Rovere, prof^o Scuracchio, prof^o Zanotto, prof^o Chico, prof^o Murilo, prof^a Juliana, prof^o Canto, prof^o Rodrigo, prof^o Canevarolo, prof^a Lidiane, prof^o Otani, prof^o Pessan, prof^o Nascente, prof^a Silvia, prof^o Sousa e prof^a Henriette.

Aos técnicos do laboratório de polímeros, em especial: Fernando, Lourival e Osvaldinho.

À minha família, principalmente meu pai, Fábio, e minha mãe, Regina, por todo o apoio em meus estudos.

À dr^a Luciana Zanotto, pelos anos no apartamento onde estou loteado hoje.

Aos meus colegas de curso que tanto gosto e fizeram dessa jornada um tanto mais agradável: Carol, Barbara, Jéssica, Laís, Talyta, Giuliana, Flavio, Gui, Charlinho, Gabi, Iago, Luana, Naty, Aranda, Wallyson, Marcos, Amanda, Amandinha, Gonzaga, Daniel e Caroline.

Aos amigos que conheci em São Carlos e que se fizeram presentes em algum momento ao longo desses dois últimos anos: Doda, Raj, Neném, Tenista, Trauma, Dunga, Ducha, 94, Mohamed, Cebolinha, Bic, Ramon e Safadão, além de todos os bixos das repúblicas Cabanãs e Alcatéia entre o período de 2023-2024.

Por fim, agradeço à dr^a Eliane Nunes e à dr^a Micheline Donato que, apesar de não participarem diretamente do projeto, me inspiraram a seguir dentro da pesquisa científica e a fazer parte da comunidade acadêmica.

RESUMO

O presente trabalho de mestrado foi dedicado à quantificação dos potenciais impactos ambientais de embalagens de amido reforçadas com nanofibrilas (NFC) e nanocristais (CNC) de celulose utilizando a avaliação do ciclo de vida (ACV). Os estudos foram realizados com o intuito de avaliar o efeito da polpa de eucalipto e o algodão como fonte de celulose, o método de produção de NFC e CNC e seus teores (2,5% - 10%) sobre os indicadores de impacto dos nanocompósitos amido/nanocelulose. A ACV foi conduzida estabelecendo comparações dos nanocompósitos com LDPE de fonte fóssil e de fonte renovável (Bio-LDPE) adotando uma unidade de sacola plástica, com limite de estudo do berço ao túmulo, assumindo compostagem aeróbia e aterro sanitário para amido e LDPE, respectivamente. O software OpenLCA 2.2 e o banco de dados Ecoinvent 3.7.1 foram utilizados para modelagem dos ciclos de vida e seus inventários (ICV), e para cálculo de indicadores de impacto relativos à vitalidade dos ecossistemas, saúde humana e esgotamento de recursos naturais. Cálculos de incerteza foram realizados por simulação Monte Carlo com 10.000 interações. Foi confirmada a hipótese de que o amido é um material ambientalmente amigável em oposição ao LDPE. Porém, o uso de nanoceluloses aumenta os impactos da embalagem de amido, sendo tais aumentos mais críticos com o uso de CNC obtido por hidrólise com H_2SO_4 . As embalagens plásticas de amido/NFC apresentaram menor impacto do que a embalagem de LDPE no que tange a pegada de carbono (15-53%), eutrofização (54-74%), ecotoxicidade para água doce (23-43%), uso de energia não renovável (50%) além de efeito oposto para toxicidade em humanos. Há desvantagens na acidificação, emissão de aerossóis, uso da terra e consumo de água. Como conclusão, as embalagens de amido/nanoceluloses apresentam competitividade com as embalagens de amido, desde que respeitado o mínimo teor para obtenção das propriedades adequadas.

Palavras-chave: Compostáveis, nanotecnologia, eco-indicadores, sustentabilidade.

ABSTRACT

LIFE CYCLE ASSESSMENT OF NANOCELLULOSE-REINFORCED BIODEGRADABLE STARCH PLASTICS

This dissertation aimed to quantify the environmental impacts of starch packaging reinforced with cellulose nanofibrils (NFC) and nanocrystals (CNC) using life cycle assessment (LCA). The studies were carried out to evaluate the effect of eucalyptus pulp and cotton as cellulose sources, the NFC and CNC production methods and their contents (2.5% - 10%) on impact indicators of starch/nanocellulose nanocomposites. The LCA was conducted based on ISO 14044, establishing comparisons of nanocomposites with fossil-based and biobased LDPE (Bio-LDPE) using a 20 cm x 30 cm plastic bag as a flexible packaging model. A cradle to grave system boundary was adopted, assuming aerobic composting and landfill for the starch-based and LDPE-based packaging, respectively. The OpenLCA 2.2 software and the Ecoinvent 3.7.1 database were used for life cycle modeling and inventory (LCI) and for calculating impact indicators related to ecosystem vitality, human health and natural resource depletion. Uncertainty calculations were performed by Monte Carlo simulation with 10,000 iterations. The hypothesis that starch is an eco-friendly material in opposition to LDPE was confirmed. However, the use of nanocelluloses increases all the impact indicators of starch packaging, being such increases more critical with the use of CNC obtained by H₂SO₄-hydrolysis. Starch/NFC plastic packaging had lower impacts than LDPE packaging in terms of carbon footprint (15-53%), eutrophication (54-74%), freshwater ecotoxicity (23-43%), use of non-renewable energy (50%) and the opposite effect for human toxicity. There are disadvantages in terms of acidification, aerosol emission, land use and water consumption. Therefore, to compete technically and environmentally with LDPE packaging, the development of starch/nanocellulose nanocomposites must seek the maximum reinforcing effect with the lowest possible nanomaterial content in association with nanocomposite production routes that minimize environmental impacts.

Keywords: Compostable polymers, nanotechnology, eco-indicators, sustainability.

PUBLICAÇÕES

- MAJOR, V. S.; MARCONCINI, J. M.; MOREIRA, F. K. V. Avaliação do Ciclo de Vida de Plásticos Biodegradáveis de Amido. In: I Simpósio de Ciências Ambientais & VIII Jornada da Gestão e Análise Ambiental. Anais do I Simpósio de Ciências Ambientais & VIII Jornada da Gestão e Análise Ambiental. São Carlos – SP. Abril, 2025.

- MAJOR, V. S.; MARCONCINI, J. M.; MOREIRA, F. K. V. Influência da Adição de Nanomaterial Celulósico na Pegada de Carbono de Plásticos Biodegradáveis de Amido. In: I Simpósio de Ciências Ambientais & VIII Jornada da Gestão e Análise Ambiental. Anais do I Simpósio de Ciências Ambientais & VIII Jornada da Gestão e Análise Ambiental. São Carlos – SP. Abril, 2025.

SUMÁRIO

FOLHA DE APROVAÇÃO.....	i
AGRADECIMENTOS	ii
RESUMO.....	iii
ABSTRACT.....	iv
PUBLICAÇÕES.....	v
SUMÁRIO	vi
INDICE DE QUADROS.....	ix
INDICE DE FIGURAS	x
SÍMBOLOS E ABREVIATURAS	xii
1 INTRODUÇÃO	1
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	3
2.1 Embalagens e polímeros biodegradáveis	3
2.2 Polissacarídeos.....	6
2.3 Amido	6
2.4 Nanocompósitos poliméricos.....	8
2.5 Nanoceluloses.....	9
2.6 Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)	11
3 REVISÃO DA LITERATURA.....	18
3.1 Desenvolvimento de nanocompósitos de amido/nanocelulose	18
3.2 ACV de Nanocelulose.....	20
3.3 ACV de Nanocompósitos	26
4 OBJETIVOS.....	30
5 MATERIAIS E MÉTODOS.....	31
5.1 ACV - Fase 1: Definição dos objetivos e escopo	31

5.1.1 Sistema de produto para embalagem de amido.....	32
5.1.2 Sistema de produto para embalagens amido/nanocelulose.....	35
5.1.3 Sistema de produto para embalagens de PE	35
5.2 ACV - Fase 2: Análise do inventário do ciclo de vida (ICV).....	39
5.2.1 ICV para produção de nanoceluloses	39
5.2.2 ICV para produção de Bio-LDPE	41
5.2.3 ICV para a embalagem flexível de amido.....	43
5.2.4 ICV para embalagem flexível de nanocompósito amido/nanocelulose	45
5.2.5 ICV para embalagens de PE (LDPE e Bio-LDPE)	47
5.3 ACV - Fase 3: Avaliação dos impactos do ciclo de vida (AICV)	48
5.3.1 Análise de incerteza.....	50
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	51
6.1 Impactos sobre a vitalidade dos ecossistemas	51
6.1.1 Pegada de Carbono (CFP)	51
6.1.2 Acidificação (ACD)	55
6.1.3 Eutrofização de Água Doce (FWE)	59
6.1.5 Uso do Solo (LU).....	65
6.1.6 Panorama Final Sobre os Impactos na Vitalidade dos Ecossistemas	67
6.2 Impactos sobre a saúde humana.....	68
6.2.1 Toxicidade para Seres Humanos (HT)	68
6.2.2 Emissão de Material Particulado (PM).....	73
6.2.3 Panorama Final Sobre Impactos na Saúde Humana	75
6.3 Impactos sobre a utilização de recursos naturais	76
6.3.1 Utilização de recursos hídricos (WRD)	76
6.3.2 Demanda Acumulada de Energia Não-Renovável (CED-NR)	78
6.3.3 Demanda Acumulada de Energia Renovável (CED-RE).....	81
6.3.4 Panorama Final dos Impactos Sobre a Utilização de Recursos	84
7 CONCLUSÕES	85
8 SUGESTÕES PARA FUTUROS TRABALHOS	86
9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	87
Apêndice A.....	101

Apêndice B.....	106
Apêndice C	125
Apêndice D	144
Anexo A.....	145
Anexo B.....	147

INDICE DE QUADROS

Quadro 1 - Propriedades mecânicas de nanocompósitos de amido/nanoceluloses.....	19
Quadro 2 - Propriedades de permeabilidade ao oxigênio (PO ₂) e de permeabilidade ao vapor d'água (PVA) de plásticos de amido e nanocompósitos de amido/nanoceluloses.....	19
Quadro 3 - Compilado de Valores de Indicadores de Impacto Obtidos em Diferentes Estudos de ACV de Nanoceluloses.....	23
Quadro 4 - Compilado de valores de indicadores de impacto de diferentes estudos de ACV de nanocompósitos.....	26
Quadro 5 - Descrição dos cenários de embalagem flexível para ACV.....	37
Quadro 6 - ICV harmonizado para a produção de suspensão de CNC (10%) por hidrólise ácida.....	40
Quadro 7 - ICV harmonizado para a produção de suspensão de NFC (10%) por tratamento mecânico.....	41
Quadro 8 - ICV harmonizado para a produção de Bio-LDPE.....	42
Quadro 9 – ICV para o sistema de produto da embalagem plástica flexível de amido.....	44
Quadro 10 – ICV para o sistema de produto da embalagem plástica flexível de amido/nanocelulose para 2,5 – 10 % (ppc) de CNC ou NFC.....	46
Quadro 11 – ICV para o sistema de produto da embalagem flexível de LDPE ou Bio-LDPE.....	47
Quadro 12 – Impacto <i>Endpoint</i> , Indicadores <i>Midpoint</i> e Metodologias.....	50

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Classificação e tipos de polímeros biodegradáveis	5
Figura 2. Estrutura molecular da amilose (a) e da amilopectina (b).....	7
Figura 3. Esquemática da desestruturação dos grânulos de amido.....	8
Figura 4. Representação esquemática da produção de nanoceluloses (CNC, NFC e NCB).....	10
Figura 5. Estrutura metodológica da ACV.....	12
Figura 6. Círculo de Stockholm com representação dos limites planetários em 2023.....	14
Figura 7. Embalagem plástica flexível adotada como produto de referência para a ACV.....	31
Figura 8. Representação esquemática dos sistemas de produto para as embalagens plásticas flexíveis produzidas a partir de amido, nanocompósitos amido/nanocelulose (CNC ou NFC) e LDPE (fonte fóssil ou fonte renovável).....	34
Figura 9. Gráfico da Pegada de Carbono de Embalagens Flexíveis.....	51
Figura 10. Gráfico e Quadro das Contribuições da Pegada de Carbono em g CO ₂ eq.....	53
Figura 11. Gráfico da Acidificação de Embalagens Flexíveis.....	55
Figura 12. Gráfico e Quadro das Contribuições da Acidificação em 10 ⁻³ mol H ⁺ eq.....	57
Figura 13. Gráfico da Eutrofização de Água Doce de Embalagens Flexíveis.....	59
Figura 14. Gráfico e Quadro das Contribuições da Eutrofização de Água Doce em mg P eq.....	61
Figura 15. Gráfico da Ecotoxicidade de Água Doce de Embalagens Flexíveis.....	62
Figura 16. Gráfico e Quadro das Contribuições da Ecotoxicidade de Água Doce em Unidade Tóxica Comparativa para Ecotoxicidade (CTUe).....	64
Figura 17. Gráfico do Uso do Solo de Embalagens Flexíveis.....	65
Figura 18. Gráfico e Quadro das Contribuições do Uso do Solo em kg C deficit.....	66
Figura 19. Radar dos Indicadores de Impacto na Vitalidade dos Ecossistemas.....	67
Figura 20. Gráfico da Toxicidade Humana de Embalagens Flexíveis.....	69
Figura 21. Gráfico e Quadro das Contribuições da Toxicidade Humana Cancerígena em Unidade Tóxica Comparativa para Humanos (CTUh).....	70
Figura 22. Gráfico e Quadro das Contribuições da Toxicidade Humana Não-Cancerígena em Unidade Tóxica Comparativa para Humanos (CTUh).....	72

Figura 23. Gráfico do Material Particulado de Embalagens Flexíveis.....	73
Figura 24. Gráfico e Quadro das Contribuições do Material Particulado em 10^{-6} kg 2,5 P.M. eq.....	74
Figura 25. Radar de Impacto na Saúde Humana para Embalagens Flexíveis de LDPE, de Bio-LDPE, de Amido e de Nanocompósito de Amido Reforçado com 10% de NFC _{Eucalipto}	75
Figura 26. Gráfico da Utilização de Recursos Hídricos de Embalagens Flexíveis.....	76
Figura 27. Gráfico e Quadro das Contribuições da Utilização de Recurso em L H ₂ O eq.....	78
Figura 28. Gráfico de Demanda Acumulada de Energia Não-Renovável de Embalagens Flexíveis.....	79
Figura 29. Gráfico e Quadro de Contribuições para a Demanda Acumulada de Energia Não-Renovável em MJ-eq.....	80
Figura 30. Gráfico de Demanda Acumulada de Energia Renovável de Embalagens Flexíveis.....	81
Figura 31. Gráfico e Quadro de Contribuições para a Demanda Acumulada de Energia Renovável em MJ-eq.....	83
Figura 32. Radar de Impactos Sobre a Utilização de Recursos Naturais para Embalagens Flexíveis de LDPE, de Bio-LDPE, de Amido e de Nanocompósito de Amido Reforçado com 10% de NFC _{Eucalipto}	84

SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

σ	Tensão
Ω_{arag}	Estado de Saturação Médio na Superfície Oceânica
μm	Micrometro
$^{\circ}\text{C}$	Graus Celsius
AA	Acidificação Aquática
ACD	Acidificação
ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
ADf	Esgotamento de Recursos Fósseis
AE	Eutrofização Aquática
AET	Ecotoxicidade Aquática
AICV	Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida
Amido/CNC	Nanocompósito Amido Reforçado com Nanocristais de celulose
Amido/NFC	Nanocompósito Amido Reforçado com Nanofibrilas de Celulose
AOD	Profundidade Óptica de Aerossol
ASG	Ambiental, Social e Governança
Bio-LDPE	Polietileno de Baixa Densidade de Fonte Renovável
Bio-PE	Polietileno de Fonte Renovável
C	Carbono
C₂H₄O₂	Ácido Acético
(C₆H₁₀O₅)_n	Polímero de Glicose
CED	Demanda de Energia Acumulada
CED-NR	Demanda de Energia Não-Renovável Acumulada
CED-RE	Demanda de Energia Renovável Acumulada
CEHO	Eterificação por Ácido Cloroacético + Homogeneização
CESO	Eterificação por Ácido Cloroacético + Sonicação
CF	Centrifugação
CFC	Cloro-Fluor-Carbono
CPF	Pegada de Carbono
ChNC	Nanocristais de Quitosana
cit-CNC	Pré-Tratamento de CNC com Ácido Cítrico

cit-S-CNC	Pré-Tratamento de CNC com Mistura de Ácidos Cítrico e Sulfúrico
CM	Carboximetilação + Microfluidização
cm³/m.dia.Pa	Centímetro Cúbico por Metro Dia Pascal
CML	Institute of Environmental Sciences
CN	Rota Convencional
CNC	Nanocristais de celulose
CNH1	Extração de CNC da Polpa Branqueada com Ácido Sulfúrico Fraca
CNH2	Extração de CNC da Polpa Branqueada com Ácido Sulfúrico Forte
CNO	Extração de CNC da Polpa de Madeira com Persulfato de Amônio
CNU	Extração de CNC da Polpa Branqueada com Ultrassom
CO₂	Gás Carbônico/Dióxido de Carbono
CTUe	Unidade Comparativa de Toxicidade para Ecotoxicologia
CTUh	Unidade Comparativa de Toxicidade para Saúde Humana
DU	Unidade Dobson
E/MSY	Extinções por Milhões de Espécies ao Ano
EM	Pré-tratamento Enzimático + Microfluidização
eq.	Equivalente
FWE	Eutrofização de Água Doce
FWET	Ecotoxicidade de Água Doce
g	Grama
g/cm³	Grama por Centímetro Cúbico
g/m.h.Pa	Grama por Metro Hora Pascal
GEE	Gases de Efeito Estufa
GnP	Nanoplacas de Grafeno
GS	Assentamento por Gravidade
GWP	Potencial de Aquecimento Global
h	Hora
H⁺	Hidrogênio Catiônico/Hidrogeniônico/Próton
H₂CO₃	Ácido Carbônico
H₂O	Água
H₂SO₄	Ácido Sulfúrico
HANPP	Apropriação Humana da Rede de Produção Primária

HDPE	Polietileno de Alta Densidade
HT	Toxicidade Humana
HTC	Toxicidade Humana Cancerígena
HTNC	Toxicidade Humana Não-Cancerígena
ICV	(Análise de) Inventário do Ciclo de Vida
IDEA	Inventory Database for Environmental Analysis
ILCD	International Reference Life Cycle Data System
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
IPCC7-GWP	Potencial de Aquecimento Global IPCC7
ISO	International Standard Organization
kg	Quilograma
kg 1,4-DB eq.	Quilograma de 1,4 Diclorobenzeno Equivalente
kg CO₂ eq.	Quilograma de Gás Carbônico Equivalente
kg N eq.	Quilograma de Nitrogênio Equivalente
kg P eq.	Quilograma de Fósforo Equivalente
kg SO₂ eq.	Quilograma de Dióxido de Enxofre Equivalente
L	Litro
LDH	Hidróxidos de Dupla Camada
LDPE	Polietileno de Baixa Densidade
LLDPE	Polietileno Linear de Baixa Densidade
LU	Uso do Solo
m/m	Relação Massa por Massa
m/v	Relação Massa por Volume
m³	Metro Cúbico
ME	Eutrofização Marinha
MET	Ecotoxicidade Marinha
MF	Microfiltração
mg	Micrograma
MJ	Megajoule
MJ-Eq	Megajoule Equivalente
MPa	Megapascal
N	Nitrogênio

NaClO₂	Clorito de Sódio
NaOH	Hidróxido de Sódio
NBR	Borracha Natural
NCB	Nanocelulose Bacteriana
NFC	Nanofibrilas de Celulose
nm	Nanômetro
NPP	Rede de Produção Primária
NRE	Energia Não-Renovável
NU	Nações Unidas
O₂	Gás Oxigênio
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development
P	Fósforo
PBAT	Poli(butileno adipato-co-tereftalado)
PBS	Poli(succinato de butileno)
PBSF	Poli(succinato de butileno-co-furandicarboxilato de butileno)
PCL	Policaprolactona
PE	Polietileno
PEF	Product Environmental Footprint
PET	Poli(tereftalato de etileno)
pH	Potencial Hidrogeniônico
PHA	Poli(hidroxi)alcanoatos
PHCA	Ácido p-Hidroxicinâmico
PLA	Poli(ácido Lático)
PLA/ChNC	Poli(ácido Lático) Reforçado com Nanocristais de Quitosana
PM	Material Particulado
PO₂	Permeabilidade ao Gás Oxigênio
PO₄P-lim	Limite de Fosfato
PP	Polipropileno
PP/GF	Polipropileno Reforçado com Fibras de Vidro
ppm	Partes por Milhão
PVA	Permeabilidade ao Vapor d'Água
PVOH	Poli(álcool vinílico)

ReCiPe	RIVM e Radboud University, CML e Pré-Consultores
RIVM	Instituto Nacional Holandes de Saúde Pública e Meio Ambiente
S-CNC	Pré-Tratamento de CNC com Ácido Sulfúrico
TA	Acificação Terrestre
TEA	Análise Técnico-Econômica
TEMPO	2,2,6,6-Tetrametilpiperidiniloxi
TEG	Trietileno Glicol
TET	Ecotoxicidade Terrestre
Tg	Teragrama
TM	Tratamento Mecânico
TOHO	TEMPO + Homogeneização
ton	Tonelada
TOSO	TEMPO + Sonicação
TPS	Amido Termoplástico
UNEP	United Nations Environmental Program
UV	Ultravioleta
v/m	Relação Volume por Massa
W/m²	Watts por Metro Quadrado
WRD	Utilização de Recursos Hídricos
Amido/CNC_2,5%	Nanocompósito de Amido Reforçado com 2,5% m/m de Nanocristais de celulose
Amido/CNC_5,0%	Nanocompósito de Amido Reforçado com 5,0% m/m de Nanocristais de celulose
Amido/CNC_7,5%	Nanocompósito de Amido Reforçado com 7,5% m/m de Nanocristais de celulose
Amido/CNC_10,0%	Nanocompósito de Amido Reforçado com 10,0% m/m de Nanocristais de celulose
Amido/CNC_{Algodão}	Nanocompósito de Amido Reforçado com Nanocristais de celulose da Fibra de Algodão

Amido/CNC_{Algodão_2,5%}	Nanocompósito de Amido Reforçado com 2,5% m/m de Nanocristais de celulose da Fibra de Algodão
Amido/CNC_{Algodão_5,0%}	Nanocompósito de Amido Reforçado com 5,0% m/m de Nanocristais de celulose da Fibra de Algodão
Amido/CNC_{Algodão_7,5%}	Nanocompósito de Amido Reforçado com 7,5% m/m de Nanocristais de celulose da Fibra de Algodão
Amido/CNC_{Algodão_10,0%}	Nanocompósito de Amido Reforçado com 10,0% m/m de Nanocristais de celulose da Fibra de Algodão
Amido/CNC_{Eucalipto}	Nanocompósito de Amido Reforçado com Nanocristais de celulose da Polpa de Eucalipto
Amido/CNC_{Eucalipto_2,5%}	Nanocompósito de Amido Reforçado com 2,5% m/m de Nanocristais de celulose da Polpa de Eucalipto
Amido/CNC_{Eucalipto_5,0%}	Nanocompósito de Amido Reforçado com 5,0% m/m de Nanocristais de celulose da Polpa de Eucalipto
Amido/CNC_{Eucalipto_7,5%}	Nanocompósito de Amido Reforçado com 7,5% m/m de Nanocristais de celulose da Polpa de Eucalipto
Amido/CNC_{Eucalipto_10,0%}	Nanocompósito de Amido Reforçado com 10,0% m/m de Nanocristais de celulose da Polpa de Eucalipto
Amido/NFC_2,5%	Nanocompósito de Amido Reforçado com 2,5% m/m de Nanofibrilas de Celulose
Amido/NFC_5,0%	Nanocompósito de Amido Reforçado com 5,0% m/m de Nanofibrilas de Celulose
Amido/NFC_7,5%	Nanocompósito de Amido Reforçado com 7,5% m/m de Nanofibrilas de Celulose

Amido/NFC_{10,0%}	Nanocompósito de Amido Reforçado com 10,0% m/m de Nanofibrilas de Celulose
Amido/NFC_{Algodão}	Nanocompósito de Amido Reforçado com Nanofibrilas de Celulose da Fibra de Algodão
Amido/NFC_{Algodão_2,5%}	Nanocompósito de Amido Reforçado com 2,5% m/m de Nanofibrilas de Celulose da Fibra de Algodão
Amido/NFC_{Algodão_5,0%}	Nanocompósito de Amido Reforçado com 5,0% m/m de Nanofibrilas de Celulose da Fibra de Algodão
Amido/NFC_{Algodão_7,5%}	Nanocompósito de Amido Reforçado com 7,5% m/m de Nanofibrilas de Celulose da Fibra de Algodão
Amido/NFC_{Algodão_10,0%}	Nanocompósito de Amido Reforçado com 10,0% m/m de Nanofibrilas de Celulose da Fibra de Algodão
Amido/NFC_{Eucalipto}	Nanocompósito de Amido Reforçado com Nanofibrilas de Celulose da Polpa de Eucalipto
Amido/NFC_{Eucalipto_2,5%}	Nanocompósito de Amido Reforçado com 2,5% m/m de Nanofibrilas de Celulose da Polpa de Eucalipto
Amido/NFC_{Eucalipto_5,0%}	Nanocompósito de Amido Reforçado com 5,0% m/m de Nanofibrilas de Celulose da Polpa de Eucalipto
Amido/NFC_{Eucalipto_7,5%}	Nanocompósito de Amido Reforçado com 7,5% m/m de Nanofibrilas de Celulose da Polpa de Eucalipto
Amido/NFC_{Eucalipto_10,0%}	Nanocompósito de Amido Reforçado com 10,0% m/m de Nanofibrilas de Celulose da Polpa de Eucalipto
CNC_{Algodão}	Nanocristais de celulose da Fibra de Algodão
CNC_{Eucalipto}	Nanocristais de celulose da Polpa de Eucalipto

GWP_{CNC}	Média do Potencial de Aquecimento Global da Produção de Nanocristais de celulose
GWP_{NFC}	Média do Potencial de Aquecimento Global da Produção de Nanofibrilas de Celulose
NBR/NFC_15%	Nanocompósito de Borracha Natural Reforçado com 15% m/m de Nanofibrilas de Celulose
NFC_{Algodão}	Nanofibrilas de Celulose da Fibra de Algodão
NFC_{Eucalipto}	Nanofibrilas de Celulose da Polpa de Eucalipto
PLA/ChNC_5%	Nanocompósito de Poli(ácido Lático) Reforçado com 5% m/m Nanocristais de Quitosana

1 INTRODUÇÃO

Sustentabilidade é um dos grandes temas centrais da sociedade contemporânea, surgindo durante o século XX devido à conscientização da capacidade limitada da natureza em fornecer recursos para o desenvolvimento humano. ^[1] Tal tema aparece como um freio ao movimento exploratório de matéria-prima natural fortalecido pela Segunda Revolução Industrial ^[2], tornando o desenvolvimento sustentável possivelmente o principal desafio da humanidade no século XXI. ^[1-4] A criação e ascensão do conceito de “Ambiental, Social e Governança” (i.e. ASG) dentro do empreendedorismo fortalecem as práticas em busca do desenvolvimento sustentável, sendo estabelecidas metas pelas Nações Unidas ^[5] e fiscalizadas por governanças ao redor do mundo. ^[6-9]

Após o desenvolvimento das indústrias petroquímicas nos séculos XIX e XX, há a popularização dos materiais poliméricos, de forma que, na década de 1960, com a forte pressão econômica em cima dos produtores de plástico gerada pelo aumento na oferta do petróleo, desenvolve-se a cultura do descarte na sociedade contemporânea, o que levou à construção de um modelo de relações mercadológicas pautado na produção, no consumo e no descarte massivo de materiais não biodegradáveis de origem fóssil. Tal economia e cultura ganharam força nas décadas seguintes, sendo adotadas por diversos setores (e.g. alimentos e bebidas) e tomando proporções catastróficas. ^[10 - 12]

De acordo com a Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (do inglês: OECD) ^[13], são produzidas 430 milhões de toneladas de plástico por ano, com perspectivas de uma produção triplicada até 2060, se não houver mudanças significativas no modelo econômico de negócios vigente. Uma das alternativas propostas pelo Programa Ambiental das Nações Unidas (do inglês: UNEP) é a de reorientação e diversificação, que consiste em modelar o mercado para substituição de produtos fabricados com polímeros de origem fóssil por materiais biodegradáveis (e.g. amido), com potencial de redução de 17% na poluição gerada até 2040 (The PewCharitableTrusts and Systemiq, 2020 apud. UNEP, 2023). ^[11]

Os plásticos biodegradáveis de amido reforçados com nanoceluloses são uma alternativa capaz de substituir os plásticos convencionais (e.g. PE e PP) utilizados em diversas embalagens de uso único. Porém, as tecnologias de produção desses nanocompósitos ainda estão em desenvolvimento, com limitações para sua incorporação

na sociedade atual (e.g. alto custo para a produção dos nanocompósitos; necessidade de fontes renováveis de energia para maior efetividade na redução dos impactos ambientais relacionados aos processos de fabricação; e/ou uso de tratamentos físico-químicos com produção de resíduos de alto impacto ambiental na produção das nanoceluloses). Além disso, a produção dos nanocompósitos de amido/nanocelulose acarreta em impactos ambientais que também precisam ser melhor compreendidos com a utilização de metodologias ambientais. ^[14]

Para mensurar o potencial impacto ambiental dos materiais, considerando a cadeia produtiva, a distribuição, o uso e o descarte, foi desenvolvida a ferramenta Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) que, através de indicadores e parâmetros, permite quantificar os danos causados ao meio ambiente e comparar os benefícios e malefícios de diversos produtos e serviços. Com isso, tem-se um maior embasamento no momento da escolha dos materiais a serem utilizados como embalagem, sendo a ferramenta utilizada neste trabalho de mestrado para desenvolvimento da discussão comparativa dos nanocompósitos amido/nanocelulose e polímeros termoplásticos não biodegradáveis. ^[1,10,11,14] Este é um tema inédito de pesquisa científica, sendo justificado a partir da fundamentação teórica, revisão da literatura e metodologia apresentados a seguir.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Embalagens e polímeros biodegradáveis

Materiais poliméricos são utilizados em diversos setores de mercado, tais como aeronáutica; automobilística; civil; alimentos; fármacos; cosméticos; próteses e órteses; biomedicina.^[15-17] Para isso, os produtos de materiais poliméricos são projetados através da seleção de materiais (i.e. procedimento de identificação do perfil de propriedades ideal para determinada aplicação, comparação com as propriedades apresentadas pelos materiais e escolha dos melhores materiais disponíveis para a aplicação)^[18], seguida pela aditivação (i.e. adição de compostos na formulação do polímero base a fim de melhorar sua processabilidade e suas propriedades para determinada aplicação)^[19] e processamentos (e.g. extrusão; extrusão-sopro; laminação; termoformagem; manufatura aditiva)^[20,21], desenhando-se o material com as propriedades (e.g. mecânicas e termomecânicas; isolamento térmico; resistência à luz e ao intemperismo; propriedades de barreira química e fotoquímica; reciclabilidade; biodegradabilidade) adequadas para determinada aplicação.^[22,23]

No âmbito de embalagens, os materiais poliméricos são utilizados de forma que, tanto materiais termofixos, quanto materiais termoplásticos participam das composições, conferindo propriedades importantes para determinada aplicação. As propriedades mecânicas e de barreira são fundamentais para o desenvolvimento de uma embalagem polimérica eficiente, mas propriedades óticas e térmicas também são consideradas no projeto. Quando se considera o ciclo de vida completo de uma embalagem polimérica, é fundamental a aplicação do conceito de desenvolvimento sustentável nas logísticas de obtenção, produção, distribuição, consumo e descarte.^[24]

Antigamente, projetavam-se embalagens apenas com base nas propriedades para produção, distribuição e consumo dos produtos e deixavam-se de lado os aspectos relacionados à obtenção da matéria-prima e ao descarte de resíduos, o que acarretara em problemas ambientais severos, como as ilhas de plástico (e.g. Grande Mancha de Lixo no Pacífico).^[12,25] Tais consequências despertaram a preocupação para o modelo de produção sustentável, que passou a avaliar o ciclo de vida completo das embalagens, considerando os processos que abordam desde a mineração e extração da matéria-prima

(berço) até a disposição dos resíduos (túmulo), passando por todas as etapas de produção, distribuição e consumo dos produtos.^[26] Com isso, os projetos de embalagens poliméricas passam a considerar certas propriedades como a origem da matéria-prima, a reciclabilidade e a biodegradabilidade.^[24]

O polietileno (PE) é o polímero termoplástico mais utilizado em embalagens, devido a sua processabilidade, propriedades mecânicas apropriadas, bom desempenho na selagem e boa propriedade de barreira ao vapor da água. Este conjunto de propriedades desejáveis para a aplicação em embalagens flexíveis ou rígidas, como sacos plásticos, potes e garrafas, é influenciado pelas condições de processamento das embalagens plásticas, através do desenvolvimento da microestrutura, e pelo processo de síntese da macromolécula, devido a produção de diferentes classes de polietilenos (e.g. HDPE; LDPE; LLDPE), com a cadeia produtiva das embalagens de PE sendo introduzida na sociedade contemporânea e otimizada há décadas.^[23,24] Apesar de apresentar propriedades adequadas dentro das logísticas de produção, distribuição e consumo, o PE pode apresentar problemas no fim do seu ciclo de vida. Por ser um material inerte e resistente a transformações em processos biológicos, os polietilenos não se decompõem em condições naturais e demoram muitos anos para se decompor no meio ambiente, contribuindo para a poluição por macro e microplástico quando descartado incorretamente. Para diminuir o impacto ambiental da disposição de resíduos do PE, é possível trabalhar em cima da reciclabilidade deste material. ^[19,24]

Reciclabilidade consiste na capacidade de reprocessamento do material, após seu descarte, e novo uso em aplicação idêntica, ou diversa, à original. Tal aspecto contribui para o ideal desenvolvimento sustentável, pois possibilita, por exemplo, que as embalagens a base de PE, com ciclo de vida linear, sejam recicladas, apresentando alguns ciclos de vida circulares, antes de seus descartes definitivos. Apesar da reciclabilidade ser desejada e atenuar o problema da poluição por plástico, ela não é a solução ideal para o pleno desenvolvimento sustentável da sociedade contemporânea. Quando se observa o ciclo de vida completo dos materiais, percebe-se que é impossível a criação de uma cadeia de produção completamente circular a partir de materiais cuja origem da matéria-prima seja fóssil/mineral e/ou sejam não-biodegradáveis. Isso ocorre porque o material cuja matéria-prima seja proveniente de fonte fóssil ou mineral utiliza recursos extraídos de um sistema estável e inerte dentro do planeta e descarta o material e os resíduos do ciclo de

vida em sistemas diferentes daqueles de que foram extraídos os recursos, o que cria um desequilíbrio ecológico. Mesmo que o material seja reciclado, eventualmente serão gerados resíduos que, sem o descarte adequado, continuarão a poluição por plástico. Com isso, percebe-se também que o fim do ciclo de vida é igualmente influente à origem da matéria-prima, sendo que, caso o material polimérico, seja de origem fóssil, mineral ou renovável, não apresente uma boa degradabilidade em procedimentos de descarte e tratamento de resíduos, ele contribuirá para a poluição por plástico no planeta.^[10,11,12,18]

Como reflexo de tal abordagem, surgem os polímeros biodegradáveis como o poli(ácido láctico) (PLA), policaprolactona (PCL), e polissacarídeos como o amido e a celulose.^[14] Biodegradabilidade é a capacidade de degradação do material por atividade biológica de células.^[27] Apesar da possibilidade de embalagens poliméricas não-biodegradáveis e de fonte não renovável serem recicláveis, embalagens de polímeros biodegradáveis podem apresentar uma vantagem no sentido ambiental, pois o ambiente consegue decompor o material a uma taxa maior que as embalagens plásticas não-biodegradáveis, especialmente nas condições de processos controlados de compostagem, gerando insumos orgânicos não-tóxicos que podem ser revertidos para o solo).^[14] Além disso, se esses polímeros biodegradáveis vierem de fontes renováveis, como as proteínas e os polissacarídeos, tem-se um material com ciclo de vida dissociado das fontes fósseis.^[14] A Figura 1 ilustra as classes de polímeros biodegradáveis.

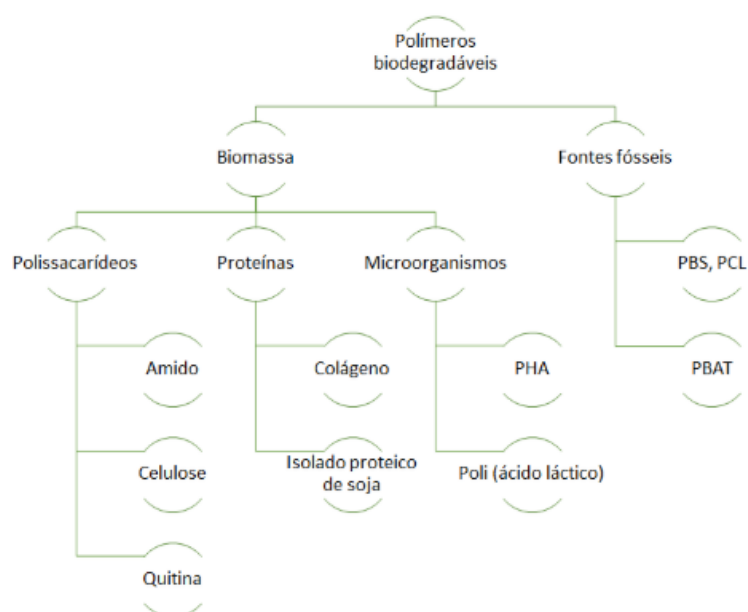


Figura 1. Classificação e tipos de polímeros biodegradáveis.^[14]

2.2 Polissacarídeos

Monossacarídeos são carboidratos que, quando polimerizados, formam ligações glicosídicas entre si gerando os polissacarídeos, processo este realizado por diversas plantas (e.g. *Cannabis sativa*^[28]), fungos (e.g. *Lentinula edodes*^[29]), bactérias (e.g. *Komagataeibacter xylinus*^[30]) e animais (e.g. *Bombyx Mori*^[31]), sendo os polissacarídeos considerados polímeros naturais.^[32,33]

Há uma gama de polissacarídeos utilizados pelas indústrias.^[34] A celulose é utilizada na indústria de papel e como reforço em compósitos, modificando propriedades mecânicas e de barreira, podendo ser incorporada tanto na forma de fibras com dimensões macro e micrométricas, quanto na forma de estruturas com dimensões nanométricas, sendo tais materiais aplicados nos mais diversos setores (e.g. automobilístico, civil, alimentício, cosmético, farmacêutico).^[35,36] O amido é um dos polissacarídeos mais utilizados devido a sua abundância na natureza e fácil produção da matéria-prima, podendo ser utilizado como componente de compósitos, na forma de matriz polimérica, tanto isolado quanto em blendas poliméricas, e como reforço em forma de micro e nanopartículas de amido.^[37] Com tamanha versatilidade e abundância, o amido torna-se um dos principais candidatos na composição de embalagens biodegradáveis.^[38]

2.3 Amido

Amido é um polissacarídeo proveniente da polimerização da glicose, com fórmula química básica $(C_6H_{10}O_5)_n$, produzido por diversas plantas, como o arroz (i.e. *Oryza sativa*^[39]), o milho (i.e. *Zea mays*^[40]) e a batata (i.e. *Solanum tuberosum*^[41]), na forma de reserva energética, sendo então um material renovável e biodegradável. A principal fonte de amido é o milho, porém, há outras fontes importantes utilizadas para a produção de tal material, como a batata e a mandioca. A indústria extrai e refina amido por moagem fresca, peneiração e secagem. A fécula obtida pode ser utilizada da forma como é extraída (i.e. amido nativo) ou ser submetida a tratamentos químicos, a fim de modificar sua estrutura molecular (i.e. amido modificado).^[14,37,38,42,43]

O amido se apresenta como um pó branco farináceo insolúvel em água fria, composto por amilose (i.e. cadeias de glicose essencialmente lineares, apresentando

algumas poucas ramificações) e de amilopectina (i.e. cadeias de celulose ramificadas, apresentando muitas ramificações), como ilustradas na Figura 2, com granulometria microscópica e densidade de $1,5 \text{ g/cm}^3$. Os teores de amilose e amilopectina dos grânulos de amido variam dependendo de sua origem. Os grânulos são semicristalinos, aumentando o grau de cristalinidade com o aumento da proporção de amilopectina no amido nativo, além da influência das condições de biossíntese e da origem botânica.^[37]

Para o amido nativo ser transformado em plásticos biodegradáveis, é necessário que sua estrutura granular semicristalina seja desfeita, o que pode ser feito por processos termomecânicos ou por processos de solubilização à quente, ambos necessitando de água como o principal agente de quebra dos grânulos, como ilustrado na Figura 3. O material obtido através dos processos termomecânicos é conhecido como amido termoplástico (do inglês: Thermoplastic Starch - TPS). O material obtido através dos processos de solubilização é conhecido como amido gelatinizado, apresentando as propriedades de um hidrogel.^[14,37,38,42,43]

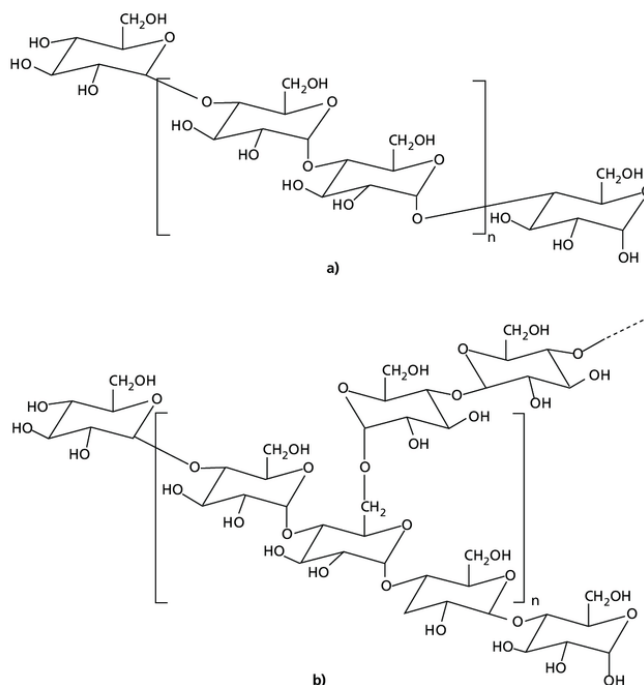


Figura 2. Estrutura molecular da amilose (a) e da amilopectina (b).^[44]

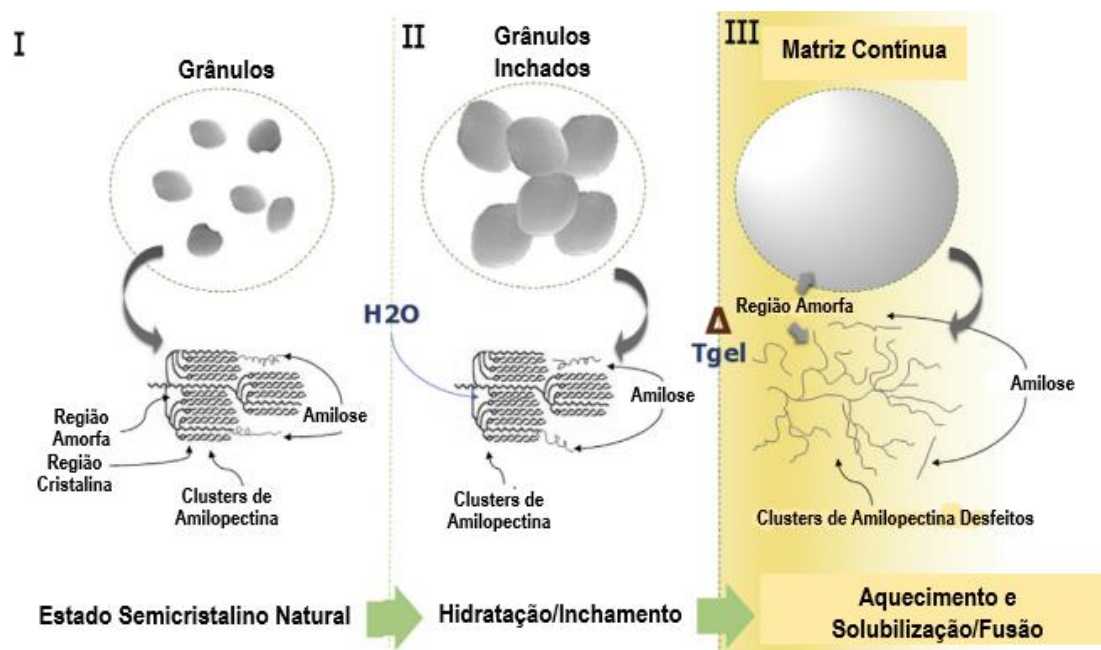


Figura 3. Esquematização da desestruturação dos grânulos de amido.^[38]

O interesse pelo uso do TPS como material para produção de embalagens começa em 1970, e, com o passar das décadas, seu uso para tal aplicação vem aumentando.^[14,24,43] O TPS é um material mecanicamente frágil, além de apresentar alta hidrofiliicidade e solubilidade em água.^[14,37,38,43] Com a adição de plastificantes como o glicerol é possível aumentar a flexibilidade do TPS para o emprego em embalagens plásticas, porém, o material obtido ainda apresenta problemas quanto a sua hidrofiliicidade e permeabilidade ao vapor de água.^[14,24,38,43] Além disso, o glicerol nos teores adicionados também reduz a resistência mecânica do material.^[38] Tais propriedades são inadequadas para a aplicação em embalagens, e, por isso, o TPS necessita ser trabalhado com aditivos e agentes de reforço. Com o uso de um reforço adequado, é possível ajustar tanto as propriedades mecânicas quanto as propriedades de barreira à água, obtendo materiais compósitos e nanocompósitos com as propriedades adequadas para a aplicação em embalagens.^[14,24,38,43]

2.4 Nanocompósitos poliméricos

Nanocompósito polimérico é definido como um material multifásico composto por uma matriz de polímero termofixo (e.g. resina epóxi), termoplástico (e.g.

polipropileno), ou elastômero (e.g. borracha natural), e um reforço imiscível que apresenta uma de suas dimensões na escala nanométrica (1 - 100 nm).^[22,45]

Atualmente, existem métodos de processamento capazes de produzir materiais nanoestruturados com propriedades distintas em relação aos materiais convencionais.^[46] Isso ocorre devido ao aumento na razão entre a área específica e o volume do nanomaterial, o que proporciona um aumento na reatividade e em outras interações físico-químicas de superfície, intensificando as interações entre as diferentes fases que compõem o nanocompósito polimérico^[47], possibilitando que o material nanoestruturado apresente propriedades distintas ao seu correspondente microestruturado^{[48][49]}. Os nanomateriais utilizados em aplicações tecnológicas mais complexas^[50], e, eventualmente, em aplicações semelhantes aos materiais de micro e macroescala, com o nanocompósito apresentando propriedades similares ao compósito, mas com menor quantidade de reforço nanotecnológico aplicado^[48,51].

Por serem relativamente novos, sendo produzidos em processos com o uso de tecnologias ainda em desenvolvimento, os nanocompósitos são materiais cuja produção exige um alto investimento inicial e um alto consumo de insumos, principalmente energético, o que afasta tais materiais dos setores de mercado mais populares. Ainda assim, em casos que o incremento de propriedades específicas para determinada aplicação do nanocompósito é muito superior aos problemas e custos futuros gerados pelo uso do material convencional para tal aplicação, há o incentivo mercadológico para a diversificação de materiais e utilização de nanocompósitos nos produtos, desenvolvendo, inclusive, novos nichos de mercado dentro da sociedade contemporânea.^[10-12,14,18,22,24]

2.5 Nanoceluloses

As nanoceluloses vêm sendo amplamente utilizadas em nanocompósitos poliméricos com a finalidade de incrementar propriedades mecânicas e de barreira de polímeros e traz como propriedade intrínseca a biodegradabilidade, além de ser proveniente de biomassa vegetal, sendo, portanto, um nanomaterial de base renovável (Figura 4).^[14,24,38] Podem ser obtidas da madeira de eucalipto, do bagaço da cana de açúcar, das fibras de cânhamo, dentre outras estruturas vegetais ricas em celulose, sendo comum a produção de nanoceluloses através da polpa de eucalipto e da fibra de algodão.^[35,52-54] Pela sua estrutura polimérica a base de glicose, a nanocelulose é um

reforço bastante compatível com matrizes de amido e outros polissacarídeos.^[14,24,38] Elas também podem ser utilizadas como reforço em matrizes de látex (i.e. borracha natural), polímeros hidrofílicos (e.g. PVOH, proteínas) e mesmo polietileno com uso conjunto de compatibilizantes.^[14,24,55] A nanocelulose é classificada em três diferentes tipos: nanocristais de celulose (CNC); nanofibrilas de celulose (NFC); e a nanocelulose bacteriana (NCB) (Figura 4).^[56-59]

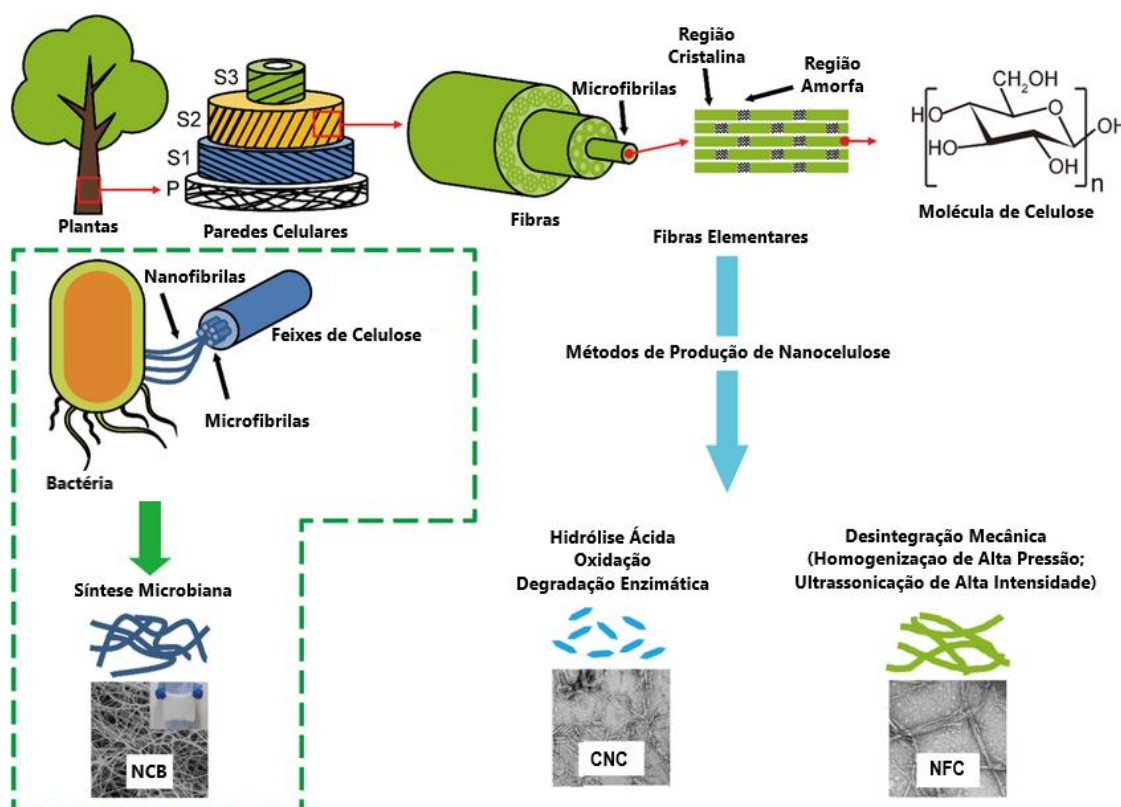


Figura 4. Representação esquemática da produção de nanoceluloses (CNC, NFC e NCB).^[60]

A NFC é uma nanocelulose obtida através da desestruturação de fibras vegetais através de processos mecânicos (e.g. homogeneização), podendo, ou não, esta fibra ser pré-tratada química (e.g. oxidação; carboximetilação; hidrólise ácida) ou enzimaticamente.^[56-59] Suas dimensões são, tipicamente, 5-100 nm de diâmetro e alguns micrômetros de comprimento.^[36,56-59] Pela alta razão de aspecto, podem apresentar boas propriedades de reforço mecânico.^[59] Esta classe de nanocelulose, diferentemente das outras, pode ser obtida através de métodos que utilizam apenas processos mecânicos.^[56-59] Alguns exemplos de aplicações incluem reforço em compósitos para fabricação de papel, filmes poliméricos e materiais de estrutura (e.g. painel de instrumentos, painéis das

portas e revestimento dos bancos de automóveis; concreto reforçado para construção civil).^[14,56-59]

Os CNC são obtidos através da hidrólise ácida de fibras celulósicas. Apresentam dimensões típicas com diâmetro de 5 - 70 nm e comprimento submicrométrico (0,10 - 0,25 μm), podendo chegar a comprimentos de alguns micrômetros, dependendo da fonte de celulose utilizada e das condições de hidrólise. Apesar da necessidade de realização de um processo químico para obtenção dos CNC, sua morfologia cristalina e possibilidade de menor anisotropia quando comparada às NCF os tornam bons agentes de reforço para produção de diversos nanocompósitos poliméricos, sendo facilmente aplicada em diversos processamentos e incrementando as propriedades mecânicas e de barreira da matriz polimérica de forma mais homogênea.^[14,24, 56-63]

A NCB é uma nanocelulose obtida através da síntese bacteriana, realizada por bactérias que polimerizam açúcares e álcoois, de tal forma que sintetizam redes de celulose compostas por fibrilas de diâmetro de 20 - 100 nm. Por ser proveniente de uma biotecnologia cuja síntese é realizada em ambiente controlado, é uma nanocelulose bastante limpa e de estrutura química bem conhecida e planejada, sendo bastante aplicada em produtos da área da saúde, como cosméticos, fármacos, e equipamentos médicos.^[30,56,57,64]

Apesar das nanoceluloses apresentarem boas propriedades como agentes de reforço, serem de fonte renovável e biodegradáveis, suas rotas de produção exigem o uso de equipamentos de alta tecnologia, com consumo considerável de energia e água,^[57] sendo necessário quantificar os benefícios e malefícios ambientais das cadeias produtivas para que se possa afirmar que nanocompósitos de amido reforçados com nanoceluloses são mais vantajosos, do ponto de vista ambiental, que plásticos convencionais utilizados em embalagens de uso único.

2.6 Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)

Com o desenvolvimento do conceito de sustentabilidade há a criação de uma consciência humana a respeito da proteção ambiental, trazendo consigo a necessidade de métodos para identificação e mensuração de possíveis impactos ambientais associados a produtos. A avaliação do ciclo de vida (ACV) é um método desenvolvido para identificar

os aspectos ambientais e os potenciais impactos ambientais através do ciclo de vida (i.e. representação das interações de um produto (i.e. bens ou serviços) com o meio ambiente ao longo de diferentes etapas, desde a extração das matérias primas até a disposição, sendo a ACV conhecida como “do berço ao túmulo” (i.e. *cradle-to-grave*) quando aborda todas as etapas do ciclo de vida. Além da abordagem *cradle-to-grave*, a ACV pode abordar apenas etapas específicas do ciclo de vida, sendo identificado como “do berço ao portão” (i.e. *cradle-to-gate*) quando aborda apenas as etapas de extração e manufatura do produto final, “do portão ao portão” (i.e. *gate-to-gate*) quando aborda apenas as etapas de manufatura do produto final, e “do portão ao túmulo” (i.e. *gate-to-grave*) quando aborda apenas as etapas de manufatura do produto final e de uso e disposição.^[65-67] A norma ISO 14040 (2006) define sistema de produto como as etapas consecutivas e interligadas que representam o ciclo de vida de um produto a ser modelado, desde a aquisição da matéria-prima ou geração de fontes naturais até a disposição.^[67]

A estrutura metodológica da ACV está descrita na norma ISO 14044 e, segundo ela, o método possui quatro fases interdependentes, como mostrado na Figura 5.^[66]

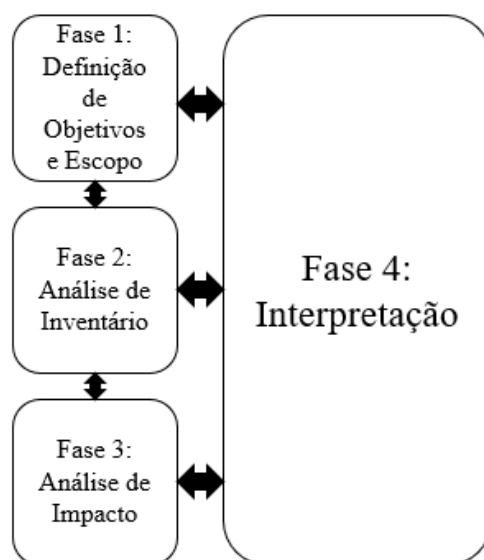


Figura 5. Estrutura metodológica da ACV.^[66]

O objetivo e o escopo descrevem as escolhas mais importantes a serem consideradas como o motivo da execução da ACV, e, por isso, constituem a 1ª fase da metodologia. A definição precisa do produto e seu sistema, a descrição da unidade a ser

executada pelo sistema de produto, os limites de estudo, as suposições e limitações compreendem as informações relativas à 1ª Fase da ACV.^[65,66]

Na análise do inventário do ciclo de vida (ICV) são definidos os fluxos considerados e todas as entradas e saídas ambientais associadas a cada etapa ou processo do sistema de produto. São consideradas de forma quantitativa as entradas como matérias-primas, água e energia, e saídas, como emissões para atmosfera, terra e água.^[65,66]

A análise de impactos do ciclo de vida (AICV) é o momento em que são avaliados os potenciais impactos ambientais a partir do ICV. Isso é realizado através da tradução dos dados do inventário em um conjunto menor de informações que são, essencialmente, indicadores de impacto ambiental, também conhecidos como indicadores *midpoint*. De acordo com a ISO 14044, três categorias *endpoint* precisam ser consideradas na ACV: Qualidade dos Ecossistemas, Saúde Humana e Esgotamento de Recursos Naturais. Dentro dessas categorias *endpoint* há diferentes indicadores *midpoint* (i.e pegada de carbono, potencial de eutrofização, demanda energética acumulada - CED, pegada hídrica) que podem ser considerados dependendo do objetivo do estudo. Cada indicador possui uma unidade de referência e através disso se torna possível a comparação dos impactos de diferentes produtos.^[65,66]

A fórmula geral dos modelos de caracterização ambiental para indicadores *midpoint* é apresentada na Equação 1.

$$I_{Midpoint} = \sum_{i=0}^n (A_i m_i) \quad (1)$$

Onde $I_{Midpoint}$ = indicador *midpoint* para determinada categoria de impacto ambiental; m_i = quantidade de substância ou energia na forma de fluxo elementar classificado para a referida categoria de impacto; A_i = fator de caracterização ou potencial de impacto individual da substância ou energia de fluxo elementar.^[65]

Para o auxílio da ferramenta de ACV, há estudos com a estimativa de indicadores *midpoint* que tenham correlação com modelos holísticos de preservação ambiental. Um deles envolve os limites planetários, desenvolvido inicialmente pelo climatólogo Johan Rockström, em 2009, para os quais foram estabelecidos nove categorias essenciais, envolvendo parâmetros qualitativos e quantitativos, para a manutenção da vida humana no planeta.^[68,69] A atualização dos limites planetários de 2023 é apresentada

esquemáticamente na forma do Círculo de Stockholm na Figura 6 e resumida no Quadro A1, localizada no Anexo A. Tal modelo é apresentado e explicado a seguir, sendo utilizado como referência para a escolha dos indicadores *midpoint* da presente dissertação.

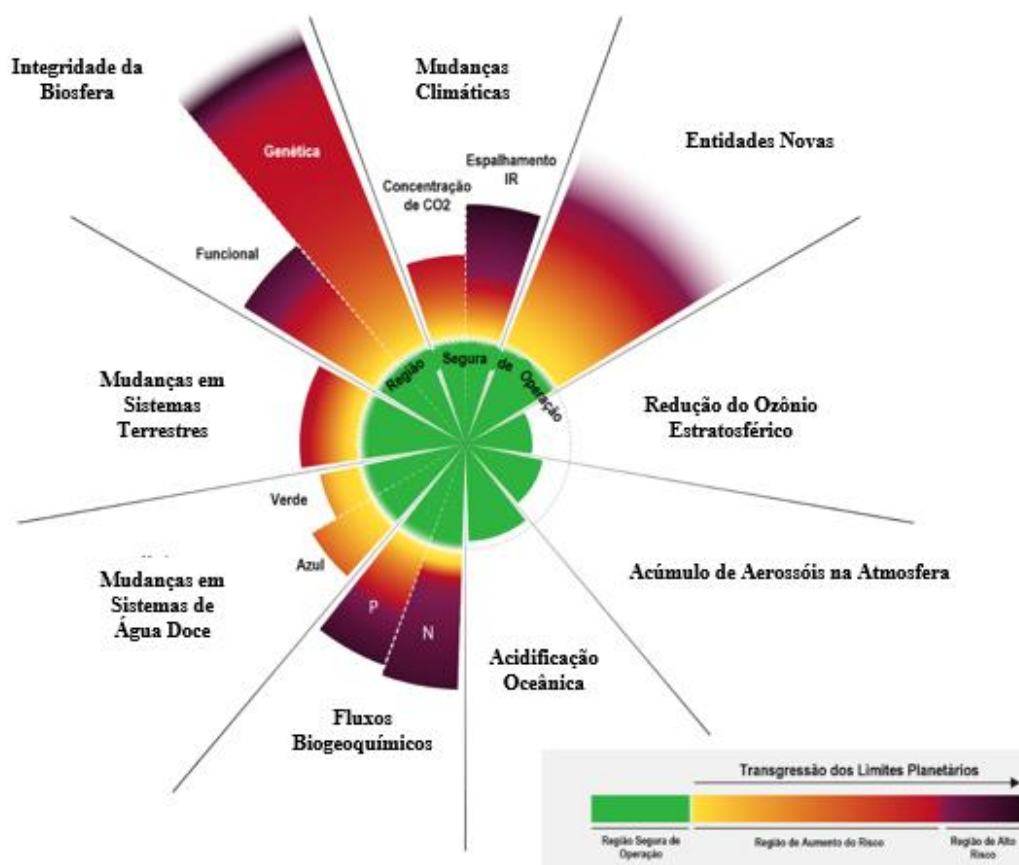


Figura 6. Círculo de Stockholm com representação dos limites planetários em 2023.^[68]

A categoria Mudanças em Sistemas Terrestres trabalha com a fração da quantidade de mata nativa remanescente (i.e. variável de controle) em relação ao potencial florestal do período Holoceno.^[70] O limite planetário é estabelecido com base na variável de controle, sendo igual a 75%, e o atual valor do indicador é de 60%.^[68]

A categoria Integridade da Biosfera é definida com base na manutenção da biosfera, não de forma imutável, mas de maneira que proporcione a preservação da vida no planeta Terra.^[68,69] Tal categoria é dividida em dois limites planetários conhecidos como limite funcional e limite genético.^[68] O limite funcional aborda a rede de produção primária (i.e. NPP) da biosfera, com o parâmetro de apropriação humana desta rede (i.e. HANPP), que descreve as transformações de fonte antropológica nas interações

biológicas (e.g. apropriação de um ecossistema para agricultura), sendo estabelecida a fração de 10% como limite planetário (i.e. $HANPP/NPP \leq 0,1$), e com valores atuais para este indicador acima dos 20%.^[68,71-75] Já o limite genético aborda a biodiversidade, definindo a máxima taxa de extinção para manutenção da base genética existente na biosfera, com o parâmetro de número de extinções por milhões de espécies ao ano (i.e. E/MSY), sendo estabelecido como limite o valor de 10 E/MSY, parâmetro que atualmente se encontra acima de 100 E/MSY, além da estimativa de 1/8 das espécies do planeta ameaçadas de extinção.^[68,69,76-79]

A categoria Mudanças Climáticas é definida com base na manutenção do clima terrestre, sendo a emissão de gases de efeito estufa (i.e. GEE) e as mudanças na refletividade superficial da luz do sol os principais fatores antropogênicos responsáveis pelas alterações climáticas.^[68-70,80] Os parâmetros estabelecidos para esta categoria são a concentração anual de CO₂ na atmosfera e o potencial radioativo no infravermelho (IR) (i.e. relação entre a intensidade de radiação IR que o planeta recebe dos astros e a intensidade refletiva pela superfície e pela atmosfera terrestre).^[68-70] Atualmente, os limites planetários para a concentração de CO₂ atmosférico é de 350 ppm e para o equilíbrio radioativo é de 1W/m², porém tais valores se encontram em 417 ppm e 2,91 W/m².^[68-70,80,81]

A categoria Entidades Novas é definida com base na resistência do sistema terrestre às mudanças biogeoquímicas ocasionadas pela ação humana (e.g. presença de materiais sintéticos, resíduos radioativos e modificações genéticas específicas), sendo difícil parametrizar tais indicadores devido ao desconhecimento dos reais impactos que tais mudanças exercem sobre o sistema terrestre.^[68] Ainda sim, é uma categoria de extrema importância para a ciência e engenharia de materiais, pois trata do descarte de materiais sintéticos sem testes prévios de impacto ambiental, estando diretamente relacionada com a poluição por plástico.^[11,68] Atualmente, é utilizado o indicador de deposição de químicos sintéticos não-testados, sendo estabelecido o limite planetário de 0% para o descarte de tais substâncias, e sendo desconhecida a porcentagem de químicos sintéticos não-testados depositada anualmente no planeta.^[68,82]

A categoria Redução do Ozônio Estratosférico é um caso especial relacionado a categoria de Novas Entidades.^[68] Nesta categoria são estudadas as emissões de gases halocarbonetos (e.g. gases CFC), tendo como parâmetro a unidade Dobson (i.e. DU) que

estabelece um indicador de quantidade de camada de ozônio ainda existente na estratosfera. Foi estabelecido como limite planetário a medida de 276 DU, o que equivale a uma redução pouco menor que 5% à quantidade de camada de ozônio existente na era pré-industrial, estimada em 290 DU, e, atualmente, tal indicador encontra-se em 284 DU.^[68,69]

A categoria Acumulo de Aerossóis na Atmosfera tem como base a quantidade de aerossol capaz de afetar a integridade da biosfera terrestre.^[68] Os aerossóis podem ser de origem natural e antropogênicos, tendo múltiplos efeitos físicos, biológicos e biogeoquímicos, dentre eles a quantidade e o espectro de luz solar que chega à superfície terrestre, o que influencia diretamente no desenvolvimento da vida no planeta.^[68] Foi estabelecido como parâmetro a profundidade óptica de aerossol (i.e. AOD), sendo estabelecido o limite planetário de 0,1 AOD.^[68] Apesar da média planetária ser de 0,076 AOD, a quantidade de aerossol acumulada no planeta só aumenta, e há regiões onde os valores deste indicador estão bem acima do limite planetário (e.g. China).^[68,83,84]

A categoria Acidificação Oceânica é estabelecida com base na concentração do íon carbonato no mar, sendo parametrizada através do estado de saturação médio na superfície oceânica (i.e. Ω_{arag}).^[68] Foi estabelecido como limite planetário o valor mínimo de 2,75 Ω_{arag} (i.e. 80% do valor pré-industrial de 3,44 Ω_{arag}) e atualmente o valor do indicador é de 2,8 Ω_{arag} , operando no limiar do limite planetário.^[68,69,85]

A categoria Fluxos Biogeoquímicos aborda a interferência humana em ciclos elementais com influência na vida existente no planeta Terra, sendo o nitrogênio (N) e o fósforo (P) os principais elementos para o desenvolvimento biológico.^[68] Ambos os indicadores foram parametrizados em teragramas do elemento por ano (i.e. Tg N/ano e Tg P/ano).^[68] Para o nitrogênio, o limite planetário estabelecido é de 62 Tg N/ano, correspondente a fixação de N benéfica para o desenvolvimento biológico, com a estimativa atual do indicador em 190 Tg N/ano, sendo este valor atribuído à atividade agrícola no mundo.^[68,70,86] Para o fósforo, foram estabelecidos limites e indicadores regionais e globais, onde os valores regionais são atribuídos para a quantidade de P aplicada via fertilização em solos erodíveis, enquanto os valores globais são atribuídos para a quantidade de P que chega aos sistemas de água doce e é transportada até os oceanos.^[68,70] O limite planetário global para o fósforo é de 11 Tg P/ano, estabelecido como o valor limite para evitar a deficiência de oxigênio nos tecidos biológicos, e o valor

do indicador foi estimado em 22 Tg P/ano na década passada. Já o limite planetário regional para o fósforo é de 6,2 Tg P/ano, estabelecido como o valor limite para evitar a eutrofização generalizada de sistemas de água doce, e há estimativas do valor do indicador de 32,5 Tg P/ano.^[68, 87-91]

A categoria Mudanças em Sistemas de Água Doce considera todo o ciclo da água sobre o solo terrestre com base nos percentuais de área livre de gelo participante do fluxo da água corrente (i.e. indicador azul) e da água disponível às plantas (i.e. indicador vermelho) afetada pela atividade humana.^[68,92-94] Os limites planetários foram estabelecidos com base na 95ª medição percentual realizada durante o período pré-industrial, sendo de 10,2%, para o indicador azul, e de 11,1%, para o indicador verde, e os valores atuais estimados são de 18,2% e de 15,8% para o indicador azul e o indicador verde, respectivamente.^[68,92-95]

Com a realização da ACV, é possível avaliar os impactos ambientais relevantes na produção dos nanocompósitos amido/nanoceluloses e compará-los à materiais poliméricos convencionais (e.g. PE), identificando com maior precisão as vantagens e desvantagens da substituição de tais materiais no contexto mais urgente de preservação ambiental.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Desenvolvimento de nanocompósitos de amido/nanocelulose

Visando a substituição de embalagens não-biodegradáveis e de fonte fóssil, tem-se o desenvolvimento de materiais de fontes renováveis e biodegradáveis. Os compósitos e nanocompósitos a base de amido são metade dos materiais biodegradáveis utilizados atualmente, e, apesar das premissas ecológicas por eles apresentadas, há desafios a serem vencidos para que tais materiais substituam os materiais convencionais, sendo a processabilidade e suas propriedades físicas os pontos críticos a serem trabalhados para uma efetiva substituição.^[14]

Os nanocompósitos de amido reforçados com nanoceluloses são descritos como sistemas multifásicos compostos por uma matriz de amido e reforços de NFC, CNC ou NCB. Podem ser fabricados através dos métodos de extrusão, de termoformagem e por casting de solução, sendo o último o método mais utilizado devido ao baixo custo de implementação. Quando comparado a materiais convencionais, os filmes de amido apresentam, no geral, propriedades mecânicas aquém das necessárias para aplicação em embalagens, especialmente piorada pela adição de plastificante (ex: glicerol), porém, com o reforço de nanocelulose, é possível aumentar o módulo elástico e a resistência à tração.^[54,58] Nos teores de 0 a 10 % m/m de nanoceluloses, é possível aumentar a resistência mecânica do filme de amido, competindo com os filmes de LDPE ($9 \text{ MPa} < \sigma < 15 \text{ MPa}$)^[24] e conferindo aos nanocompósitos amido/nanocelulose as propriedades mecânicas adequadas para uso em embalagens poliméricas, como demonstrado no Quadro 1.^[54]

Apesar de plásticos de amido normalmente apresentarem alta hidrofiliabilidade e, conseqüentemente, serem permeáveis ao vapor de água, com o reforço por nanoceluloses é possível também reduzir a permeabilidade ao vapor de água (PVA), tornando-os adequado ao uso em embalagens poliméricas, e competindo com filmes de LDPE (i.e. $2,4 \cdot 10^{-7} \text{ g/m.h.Pa} < \text{PVA} < 3,1 \cdot 10^{-7} \text{ g/m.h.Pa}$)^[96], como exemplificado no Quadro 2.^[14]

Quadro 1 - Propriedades mecânicas (σ_T = resistência à tração, ϵ_B = alongamento na ruptura, E = módulo elástico) de nanocompósitos TPS/nanoceluloses

Matriz	Reforço	Processamento	Teor (% m/m)	σ_T (MPa)	ϵ_B (%)	E (MPa)	Referência
Amido de <i>Solanum tuberosum</i>	NFC de <i>Pinus sp.</i>	Extrusão Dupla-Rosca	0,0-10,0	8,8-16,4	23,0-8,8	455,3-914,9	Hietala et al. (2013) ^[97]
Amido de <i>Arenga pinnata</i>	NFC de <i>Arenga pinnata</i>	Casting de Solução	0,1-1,0	6,8-10,68	25,38-37,70	59,02-121,26	Ilyas et al. (2019) ^[98]
Amido de <i>Arenga pinnata</i>	CNC de <i>Arenga pinnata</i>	Casting de Solução	0,1-1,0	6,6-11,47	24,02-35,52	98,10-178,93	Ilyas et al. (2018) ^[99]
Amido de <i>Zea mays</i>	CNC de <i>Bambusa vulgaris</i>	Casting de Solução	2,0-8,0	9,14-12,43	22,33-35,82	-	Chen et al. (2019) ^[100]

σ_T LDPE = 9-15 MPa. ^[24] ϵ_B LDPE = 100-300%. ^[96]

Quadro 2 - Permeabilidade ao oxigênio (PO₂) e permeabilidade ao vapor d'água (PVA) de plásticos de amido e nanocompósitos de amido/nanoceluloses

PO ₂ Amido (cm ³ /m.dia.Pa)	PO ₂ Nanocompósito (cm ³ /m.dia.Pa)	PVA Amido (g/Pa.h.m)	PVA Nanocompósito (g/Pa.h.m)	Redução Relativa no PVA	Quantidade e tipo de Nanocelulose	Referência
-	-	5,70.10 ⁻⁸	4,56.10 ⁻⁸	20%	0,5 m.% CNC	Ilyas et al. (2018) ^[99]
29,30.10 ³	21,00.10 ³	6,91.10 ⁻⁸	4,78.10 ⁻⁸	30%	1,5 m.% NFC	Othman et al. (2021) ^[101]
-	-	1,79.10 ⁻⁶	9,45.10 ⁻⁷	52%	3,0 m.% CNC	Slavutsky e Bertuzzi (2014) ^[102]
-	-	9,90.10 ⁻⁷	5,90.10 ⁻⁷	40%	5,0 m.% NFC	Pelissari et al. (2017) ^[103]

PO₂ LDPE = 44,8 x 10⁷ cm³/m.dia.Pa. PVA LDPE = 2,4-3,1 x 10⁻⁷ g/m.h.Pa. ^[96]

Um aspecto importante para a revisão de literatura é que boa parte dos estudos fazem uso do casting de solução como técnica de produção dos nanocompósitos amido/nanocelulose. Al-Oqla & Sapuan (2020) e Cataño et al. (2023) apresentam diversos tipos de compósitos de amido reforçados com celulosas (i.e. fibras de celulose, microfibrilas e microcristais de celulose, e CNC e NFC) e seus métodos de produção, incluindo extrusão e termoformagem para fabricação de filmes, onde a maioria dos materiais é produzido por casting de solução.^[14,53] Porém, também é possível produzir estes nanocompósitos por técnicas de processamento no estado fundido.^[97] Nessi et al. (2019) estudou nanocompósitos de amido reforçados com CNC, explicando a questão da relevância de tais técnicas (e.g. extrusão; injeção) para a produção em larga escala dos nanocompósitos, pois o método de casting em solução pode ser de baixo custo e prático em escala laboratorial, mas apresenta complicações de escalonamento devido ao tempo de preparação e processamento do material, além da necessidade da utilização de solventes, enquanto, apesar dos possíveis problemas na extrusão de plásticos de amido, é um método de produção em massa e sem a necessidade de aplicação de solventes.^[104]

3.2 ACV de Nanocelulose

A seguir são apresentados os principais estudos científicos relacionados a ACV de nanoestruturas celulósicas.

Li e colaboradores (2013) realizaram um dos primeiros trabalhos de ACV de nanoceluloses, avaliando o ciclo de vida do berço ao portão da produção de 10 g de NFC utilizando quatro rotas distintas de produção: pré-tratamento com TEMPO seguida por homogeneização (TOHO); pré-tratamento de eterificação por ácido cloroacético seguida por homogeneização (CEHO); pré-tratamento com TEMPO seguido por sonicação (TOSO); e pré-tratamento de eterificação por ácido cloroacético seguida por sonicação (CESO). Foram utilizados os indicadores *midpoint* de demanda de energia acumulada (CED) e o potencial de aquecimento global (IPCC7-GWP), com os dados apresentados no Quadro 3. Uma estimativa realizada indicou que, ao aumentar a escala de produção das NFC, há uma diminuição significativa (77%) da CED nos processos que utilizam a homogeneização, de forma que, aparentemente, há pouca influência nos pré-tratamentos

de oxidação e esterificação, demonstrando ser necessário um aperfeiçoamento desses métodos.^[56]

Sun e colaboradores (2013) mensuraram o consumo de energia e a emissão de GEE na produção de 1 kg de NFC a partir de polpa de madeira, utilizando dados coletados da *Inventory Database for Environmental Analysis* (IDEA) e dados experimentais, e os comparam com diversos polímeros de base petroquímica. Como resultado, obteve-se que a maior fonte de impacto na produção do NFC está na moagem da madeira (73% de 3,68 kg CO₂ eq.), porém, considerando a fixação de carbono obtida das plantações utilizadas como matéria-prima em tal produção, os indicadores apresentam valores semelhantes (1,85 kg CO₂ eq.) ou abaixo (- 0,57 kg CO₂ eq.) do material de fonte fóssil (1,84 kg CO₂ eq.), no caso o PP, com menores indicadores dentre os avaliados.^[105]

Arvidsson, Nguyen e Svanström (2015) realizaram uma ACV do berço ao portão, que compara aspectos ambientais de três rotas de produção de 1kg NFC: tratamento mecânico por homogeneização (TM); pré-tratamento químico (carboximetilação ou pré-tratamento enzimático) seguido por microfluidização (CM ou EM). Utilizando os indicadores CED, de acidificação terrestre (TA), GWP e de utilização de recursos hídricos (WRD), observou-se, para todos os indicadores, que a rota com os processos de carboximetilação e microfluidização trazem o maior impacto ambiental (CED = 1800 MJ; TA = 0,19 kg SO₂ eq.; GWP = 100 kg CO₂ eq.; WRD = 1,1 m³). Já a rota com pré-tratamento enzimático é vantajosa para o indicador CED (120 MJ), enquanto a rota com homogeneização é vantajosa para o indicador WRD (0,1 m³).^[57]

Nascimento e colaboradores (2016) realizaram a avaliação ambiental de quatro diferentes rotas de obtenção de 1g CNC: a extração diretamente da polpa da madeira utilizando persulfato de amônio (CNO); a extração da polpa branqueada utilizando ultrassom (CNU); a extração da polpa branqueada utilizando ácido sulfúrico diluído (CNH1); e a extração da polpa branqueada utilizando ácido sulfúrico concentrado (CNH2). Utilizando os indicadores de mudança climática (do inglês: CC), acidificação terrestre (TA), eutrofização da água doce (FWE), eutrofização marinha (ME), toxicidade humana (HT) e utilização de recursos hídricos (WRD), obteve-se que a rota CNU é a de menor impacto ambiental (CC = 0,207 kg CO₂ eq.; TA = 4,5 x 10⁻⁴ kg SO₂ eq.; FWE = 5,68 x 10⁻⁵ kg P eq.; ME = 3,03 x 10⁻⁵ kg N eq.; HT = 4,77 x 10⁻² kg 1,4-DB eq.; WRD = 2,3 x 10⁻³ m³), com os menores valores apresentados em todos os indicadores, sendo o

processo de formação da polpa o maior contribuinte para os indicadores CC (40%), TA (58%), FWE (70%), ME (45%) e HT (70%), enquanto o processo de branqueamento é o maior contribuinte para o indicador WRD (50%). Também é discutido o uso da recuperação da lignina, um subproduto do processo de formação da polpa, para produção de energia através da queima, como forma de diminuir a energia utilizada no processo CNU, porém, para a maioria dos indicadores, há o aumento do impacto gerado (15-33 %), apenas melhorando ligeiramente os indicadores de HT (2%) e WRD (3%), não sendo uma implementação viável.^[106]

Leão e colaboradores (2017) realizaram a ACV de 1 kg de CNC obtido por 12 diferentes rotas químicas, conforme indicado no Quadro B1 do anexo B, a partir do bagaço de cana de açúcar e utilizando os indicadores de consumo de água e GWP. Obteve-se que a rota com pré-tratamento do bagaço da cana de açúcar utilizando NaOH 5% (m/v) realizado a 80°C por 1 h seguido pelo branqueamento utilizando NaClO₂ 1% (m/v) e C₂H₄O₂ a 90°C por 1 hora e finalizada pela hidrólise ácida com H₂SO₄ 64% (m/m) a 45°C por 1 h é, de longe, a rota com maior impacto ambiental dentre todas as analisadas (GWP = 3950 kg CO₂ eq.; WRD = 5400 m³). A rota com pré-tratamento do bagaço da cana de açúcar utilizando NaClO₂ 2% (m/v) e C₂H₄O₂ a 90°C por 1 h seguida pelo branqueamento em um estágio utilizando NaOH 2% (m/v) realizado a 80°C por 1 h finalizada pela hidrólise ácida utilizando H₂SO₄ 64% (m/m) a 45°C por 30 minutos teve o menor impacto ambiental (GWP = 13,7 kg CO₂ eq.; WRD = 15 m³).^[107]

Piccinno e colaboradores (2018) realizaram uma projeção de impactos ambientais de diversos cenários aplicados em escala industrial para produção de NFC e concluíram que o consumo de solventes, calor e eletricidade são os principais contribuintes para os resultados finais e há métodos para diminuição significativa no consumo destes recursos que, quando aplicados, reduzem de forma efetiva os impactos ambientais atrelados a produção de NFC.^[108]

Quadro 3 - Compilado de Valores de Indicadores de Impacto Obtidos em Diferentes Estudos de ACV de Nanoceluloses

Unidade Funcional e Material	Método de Extração	CED (MJ)	GWP (kg CO ₂ eq.)	TA (10 ⁻³ kg SO ₂ eq.)	WRD (10 ⁻³ m ³)	FWE (10 ⁻⁵ kg P eq.)	ME (10 ⁻⁵ kg N eq.)	HT (10 ⁻² kg 1,4-DB eq.)	AA (kg SO ₂ eq.)	NRE (MJ)	Referência
10 g de NFC	TOHO	34,7	1,9	-	-	-	-	-	-	-	Li et al. 2013 ^[56]
	CEHO	64,9	3,6	-	-	-	-	-	-	-	
	TOSO	145,9	9,8	-	-	-	-	-	-	-	
	CESO	176,1	11,6	-	-	-	-	-	-	-	
1 kg de NFC	TM	200	3	10	100	-	-	-	-	-	Arvidsson, Nguyen e Svanström, 2015 ^[57]
	CM	1800	100	190	1100	-	-	-	-	-	
	EM	120	3	10	200	-	-	-	-	-	
1 g de CNC	CNO	-	0,532	1,35	3,45	13,11	148,47	12,84	-	-	Nascimento et al. 2016 ^[106]
	CNU	-	0,207	0,45	2,30	5,68	3,03	4,77	-	-	
	CNH1	-	0,222	0,72	8,34	8,30	6,06	5,87	-	-	
	CNH2	-	0,296	1,53	12,65	10,05	9,09	7,71	-	-	
1 kg de CNC	Diversos	-	13,7 - 3950,0	-	1,5*10 ⁴ - 5,4*10 ⁶	-	-	-	-	-	Leão et al. 2017 ^[107]
1 kg de NFC	TGW	-	776,61	7,87	3341	7,6*10 ⁴	5000	1,1*10 ⁵	-	-	Turk et al. 2020 ^[109]
Dia de Produção de CNC	S-CNC	-	48*10 ³	-	-	-	-	-	-	-	Bondancia et al. 2022 ^[110]
	cit-CNC	-	112*10 ³	-	-	-	-	-	-	-	
	cit-S-CNC	-	115*10 ³	-	-	-	-	-	-	-	
1 kg de CNC	Rotas químicas diversas	-	39 - 48	-	-	-	-	-	0,19 - 0,36	380 - 660	Zhang et al. 2022 ^[61]
1 kg de CNC	Baseline	-	91,3	722	-	7060	7060	-	-	-	Rebec, Turk & Kunaver, 2024 ^[112]

Turk e colaboradores (2020) utilizam diferentes métodos de ACV (i.e. ILCD/PEF; CML 2001; e ReCiPe 2016) para analisar uma rota de produção de 1 kg de NCF obtido através de madeira “thermo-ground” (TGW), a fim de comparar o impacto do método de ACV utilizado nos resultados, chegando à conclusão que há diferenças significativas entre cada um dos métodos (e.g. o valor do potencial de destruição da camada de ozônio atrelado a eletricidade é 300% maior para o método ReCiPe 2016, em relação aos outros dois métodos) e é importante saber como cada método é desenvolvido e quais informações estão inclusas nos valores adquiridos dos inventários. Apesar das diferenças entre as metodologias, o estudo também conclui que a interpretação da avaliação dos impactos ambientais deve ser a mesma para indicadores de categorias semelhantes.^[109]

Bondancia e colaboradores (2022) aplicaram a ACV e análise técnico-econômica (TEA) em 1 kg de CNC (ou CNC + NFC) produzidos a partir do bagaço da cana-de-açúcar através de três rotas de produção: pré-tratamento com ácido cítrico (cit-CNC); pré-tratamento com ácido sulfúrico (S-CNC); e pré-tratamento com uma mistura aproximada de 9:1 ácido cítrico:ácido sulfúrico (cit-S-CNC). Utilizando o indicador GWP, obteve-se que a rota com pré-tratamento utilizando ácido sulfúrico é a rota de menor impacto ambiental (48 ton CO₂ eq./dia de produção), tendo as outras rotas mais do que o dobro do impacto gerado.^[110]

Zhang e colaboradores (2022) propuseram três rotas de produção (assentamento por gravidade – GS; centrifugação – CF; e microfiltração – MF) de 1 kg de CNC com a separação dos ácidos e solventes utilizados no processo de hidrólise ácida através da centrifugação por pilha de discos, comparando-as com o impacto ambiental da rota convencional (CN), que executa o assentamento por gravidade, mas não realiza tal separação, utilizando a ferramenta de ACV com seis indicadores: ecotoxicidade aquática (AET); ecotoxicidade terrestre (TET); acidificação aquática (AA); eutrofização aquática (AE); aquecimento global (GWP); e energia não renovável (NRE). Como resultado obtiveram que, para todos os indicadores, a separação dos ácidos e solventes utilizados promove uma diminuição significativa no impacto ambiental para a produção de CNC (26-32 % AET; 25-39 % TET; 24-49 % AA; 21-55 % AE; 24-40 % GWP; 24-49 % NRE), sendo a rota que realiza o procedimento de microfiltração, após a hidrólise ácida, seguido pela centrifugação em disco para separação dos ácidos e solventes utilizados, a rota de menor impacto ambiental (AET = 800 kg TEG água; TET = 1900 kg TEG solo; AA =

0,2 kg SO₂ eq.; AE = 0,007 kg PO₄P-lim; GWP = 30 kg CO₂ eq.; NRE = 370 MJ) dentre todas as avaliadas.^[61]

Arfelis e colaboradores (2023) utilizaram ACV para comparar o desempenho ambiental de NFC produzida a partir de polpa branqueada de *hardwood* por tratamento mecânico, rota enzimática baseada em endoglucanase e por oxidação mediada por TEMPO. Foram realizadas ACV berço ao portão considerando unidade funcional de 1 kg de NFC ou quantidades de NFC como aditivo necessárias para alcançar o mesmo nível de resistência em folhas de papel. Foi encontrado que a rota mecânica e de oxidação por TEMPO corresponderam entre 30 e 70% do impacto ambiental em relação à rotação enzimática para as categorias de acidificação, mudanças climáticas, eutrofização e uso da terra, o que foi relacionado ao maior consumo energético desta última rota. Os autores concluíram que a oxidação via TEMPO pode ser a rota mais favorável para a produção de NFC devido aos menores impactos ambientais, além da produção de nanoestruturas menos danificadas, aspecto este essencial para atingir bons efeitos de reforço das NFC em filmes de amido e outras aplicações.^[111]

Por fim, Rebec, Turk & Kunaver (2024) realizaram uma ACV sobre a produção de 1 kg de CNC utilizando algodão como matéria prima dentro do cenário da União Européia. Utilizando 19 indicadores, verificaram as principais fontes de impacto ambiental. A cadeia de geração de energia elétrica contribuiu em mais de 50% na poluição de sistemas aquáticos (i.e. FWET, FWE e MET) e na emissão de substâncias carcinogênicas para seres humanos, em 48% na acidificação terrestre, e em 46% na emissão de aerossóis, podendo a mudança da fonte geradora de energia diminuir o impacto associado a este fator. O cultivo do algodão contribuiu com 77% do impacto associado ao potencial de consumo de água e em 45% do impacto associado ao potencial de uso de terra. Os autores indicaram que é possível reduzir os impactos ambientais aprimorando os processos utilizados, obtendo um valor de emissão de GEE 6% menor que a média de estudos anteriores. Além disso, a produção em larga escala deve ser considerada em aplicações futuras, pois traz promessas de economia de energia para a unidade funcional produzida.^[112]

3.3 ACV de Nanocompósitos

Estudos envolvendo a ACV de nanocompósitos são recentes na literatura científica em comparação à gama de trabalhos relacionados à preparação, caracterização e aplicação desses materiais. Não foram publicados trabalhos envolvendo ACV de filmes de amido reforçados com nanoceluloses, até o presente momento, portanto, descreve-se a seguir estudos sobre a caracterização ambiental de outros nanocompósitos. Os resultados são compilados no Quadro 4.

Quadro 4 - Compilado de valores de indicadores de impacto de diferentes estudos de ACV de nanocompósitos

Material	Unidade Funcional	GWP (kg CO ₂ eq)	HT (CTUh)	WRD (L)	CED (MJ)	Referência
Epoxi/GnP_5,8%	1 kg	15,70 (100 anos)	-	94,6	308 (Total)	Pizza et al. (2014) ^[113]
PBAT/LDH_5%	1 kg	860,00	-	-	12000 (NR)	Schrijvers et al. (2014) ^[114]
PBSF/LDH_5%		480,00	-	-	9000 (NR)	
PLA/NFC_5%	1 kg	4,00	-	-	-	Kane et al. (2023) ^[116]
PLA/NFC_10%		5,00	-	-	-	
PLA/NFC_15%		6,00	-	-	-	
PLA/NFC_20%		7,00	-	-	-	
PLA/ChNC_5%	1 kg	4,26	180 x 10 ⁻⁹	5840	-	Yanat et al. (2025) ^[117]
NBR/NFC_15%	1 kg	2,52	31 x 10 ⁻⁹	1310	79 (NR)	Ye et al. (2025) ^[118]

Os impactos ambientais do ciclo de vida de resina epóxi incorporada com 5,8% (m/m) de nanoplaquetas de grafeno (do inglês: GnP), para aumento de condutividade térmica da matriz, em um cenário de produção europeia para distribuição global, foram modelados por Pizza & colaboradores (2014). Com a limitação de não conseguir avaliar os impactos relacionados aos resíduos nanotecnológicos, chegou-se, por kg de nanocompósito, aos seguintes resultados: o CED foi de 308 MJ; o GWP foi de 16 kg CO₂ eq. Os autores identificaram que a resina epóxi foi responsável por 62% da demanda de energia acumulada, enquanto a quantidade de GnP adicionada correspondeu a 37% do CED para o nanocompósito, sendo apenas 1% do indicador *midpoint* relacionado a produção do nanocompósito (i.e. mistura, moldagem, degasagem a vácuo e cura), a distribuição global do produto (i.e. via barco, com transporte local via caminhão), e a deposição final (i.e. aterro sanitário ou incineração e aterramento das cinzas), concluindo que a extração da matéria-prima e preparação dos materiais para o compósito (i.e. a matriz de resina epóxi e o reforço de GnP) são os principais responsáveis pelo impacto ambiental.^[113]

Schrijvers e co-autores utilizaram a ACV para comparar o desempenho ambiental entre geomembranas agrícolas de LDPE de fonte fóssil, de matriz de poli(adipato de butileno-co-tereftalato) (PBAT) (biodegradável e de fonte fóssil) e de matriz de poli(succinato de butileno-co-furandicarboxilato de butileno) (PBSF) (biodegradável e de fonte renovável). Para todas as matrizes, foram consideradas formulações com estabilizante UV Irganox 1010, e, para as matrizes biodegradáveis, foram desenhados nanocompósitos reforçados com hidróxido duplo lamelar (LDH) compatibilizado com ácido p-hidroxicinâmico (PHCA) (estabilizante UV) ou estereato (surfactante), obtendo geomembranas de desempenho tecnológico semelhante entre todas as formulações. Os indicadores *midpoint* CED de fonte não renovável (NRE) e GWP foram estimados para a unidade funcional de 1 hectare de solo revestido por geomembrana. Os autores concluíram que para as matrizes de fonte fóssil, a matriz é o principal contribuinte no NRE, enquanto a deposição final do LDPE por reciclagem energética e a matriz de PBAT foram os principais contribuintes na emissão de gases do efeito estufa; o uso do PHCA na formulação aumenta o impacto ambiental significativamente; e a matriz de PBSF é ambientalmente vantajosa em comparação à matriz de LDPE. ^[114]

Em relação à ACV de nanocompósitos baseados em nanocelulose, Hervy e co-autores avaliaram o ciclo de vida de peças automotivas de materiais poliméricos, comparando as

peças produzidas de nanocompósitos de resina epóxi reforçada com NCB, ou com NFC, com as peças produzidas de compósitos de PP reforçado com 30% de fibras de vidro (PP/GF) e com as peças produzidas de PLA. A unidade funcional foi adotada com base na massa de material necessária para se atingir determinada rigidez mecânica, propriedade de referência para tal aplicação. Os resultados da ACV indicaram que o uso dos compósitos reforçados com nanocelulose seria ambientalmente mais vantajoso apenas para teores de nanocelulose acima de 60%, considerando os indicadores *midpoint* GWP e esgotamento de recursos fósseis (ADf).^[115]

Em outro estudo, Kane e colaboradores harmonizam diversos estudos de ACV para produção de CNC e NFC através de 18 rotas distintas, e avaliam a emissão de GEE para a produção de 1 kg de nanocompósito polimérico de PLA reforçado com nanoceluloses e de 1 kg de nanocompósito cerâmico de cimento Portland reforçado com material nanocelulósico. Os autores concluem que há um alto desvio padrão nos resultados obtidos relacionado às diversas rotas existentes para a produção de nanoceluloses, o que, na média, aumenta a emissão de gases de efeito estufa dos nanocompósitos com o aumento do teor de nanoceluloses adicionado, porém, há resultados em que a adição do material nanocelulósico no material não altera, ou reduz, o valor de emissão de GEE.^[116]

Yanat et al. (2025) apresenta a ACV cradle-to-grave para 1 kg de nanocompósito de PLA reforçado com nanocristais de quitosana (PLA/ChNC) e de PET, materiais com aplicação no setor de embalagens para alimentos e bebidas. A AICV realizada aplica 10 indicadores de impacto, incluindo o CC, HTC, HTNC, FWET, LU e ACD, baseada no método Environmental Footprint V3.0. O artigo enfatiza os resultados obtidos para o CC (3,21 kg CO₂ eq. para o PET; 3,04 kg CO₂ eq. para o PLA; e 4,26 kg CO₂ eq. para o PLA/ChNC), destacando o fato de que a produção da nanotecnologia aumenta o impacto ambiental. Devido a isso, há uma análise detalhada dos processos de produção dos nanocristais de quitosana, identificando as principais fontes de impacto nas etapas de manufatura da nanotecnologia e sugerindo rotas alternativas para diminuição do CC. Por fim, a conclusão apresentada destaca a necessidade de participantes industriais e de políticos desenvolverem mecanismos que facilitem a implementação de plásticos biodegradáveis com menor impacto ambiental.^[117]

Ye et al. (2025) apresenta uma ACV *gate-to-gate* para 1 kg de nanocompósitos de borracha natural (NBR) reforçada com NFC e CNC para aplicação em tanques de

armazenamento de hidrogênio, com o intuito de identificar as principais fontes de impacto na manufatura do produto. A AICV foi realizada utilizando 17 indicadores de impacto, incluindo o GWP, ACD, FWE, HTC, HTNC e PM. Como conclusão, há o destaque para o aumento do impacto ambiental relacionado a produção do material com a implementação da nanocelulose e a necessidade de otimização dos processos para manufatura da nanotecnologia.^[118]

A revisão da literatura destaca o bom potencial das nanoceluloses como agente de reforço em nanocompósitos poliméricos, além de serem consideradas vantajosas devido à biodegradabilidade e caráter renovável. Para os plásticos de amido, os estudos indicam que o uso das nanoceluloses eleva suas propriedades físicas tornando-os mais aplicáveis como embalagem.^[77] Contudo, os trabalhos na parte da ACV mostram que a produção de nanoceluloses traz consigo ônus ambientais que podem piorar o desempenho ambiental dos nanocompósitos. Isto depende do tipo de nanocelulose e da concentração adicionada, além da comparação feita, como indicados pelos estudos sobre ACV de nanocompósitos. Dessa forma, a hipótese geral do presente trabalho é de que a aplicação de nanocompósitos biodegradáveis amido/nanocelulose como embalagem tem menores impactos ambientais associados em comparação às embalagens não biodegradáveis, assumindo o polietileno de baixa densidade (LDPE) como referência para comparação. A hipótese foi testada utilizando a ACV de diferentes cenários dos quais foram extraídos indicadores de impacto, alguns deles importantes para as questões atuais dos limites planetários.

4 OBJETIVOS

A presente dissertação de mestrado se insere nas linhas de pesquisa do grupo de embalagens multifuncionais (GEF^m) do DEMa/UFSCar concernentes ao desenvolvimento de embalagens biodegradáveis a partir de polímeros naturais. Está inserido também nas linhas de pesquisa em materiais sustentáveis e simulação computacional do PPGCEM. Como objetivo principal, o trabalho buscou quantificar os potenciais impactos ambientais do ciclo de vida de plásticos biodegradáveis de amido reforçados com nanoceluloses (NFC e CNC) aplicados na forma de embalagens descartáveis. Foram traçados os seguintes objetivos específicos:

- Analisar os impactos ambientais de embalagens plásticas flexíveis baseadas em nanocompósitos amido/nanocelulose mediante indicadores de impacto pertencentes ao modelo de limites planetários;
- Avaliar o efeito da polpa de eucalipto e algodão como fontes de celulose para produção de NFC e CNC sobre o desempenho ambiental das embalagens amido/nanocelulose;
- Comparar o desempenho ambiental das embalagens amido/nanocelulose com embalagens de polietileno de baixa densidade de fonte fóssil (LDPE) e de fonte renovável (bio-LDPE) em função do tipo e concentração de nanocelulose.

5 MATERIAIS E MÉTODOS

Os estudos por ACV realizados neste trabalho versam sobre plásticos biodegradáveis de amido reforçados com nanoceluloses comparados, em termos ambientais, aos termoplásticos não biodegradáveis em contexto específico de aplicação como embalagem flexível. O trabalho seguiu a metodologia da ACV recomendada pela norma ISO 14044^[66].

5.1 ACV - Fase 1: Definição dos objetivos e escopo

Embalagens plásticas de amido reforçadas com CNC ou NFC foram comparadas ambientalmente com embalagens a base de LDPE convencional de fonte fóssil e LDPE produzido a partir do etanol da cana-de-açúcar, doravante denominados LDPE e bio-LDPE, respectivamente. O modelo de embalagem adotado para o trabalho é ilustrado na Figura 7. Trata-se de um saco plástico de LDPE, com dimensões 20 cm × 30 cm e espessura de $51,0 \pm 0,1 \mu\text{m}$, produzido por extrusão de filme tubular (*blow film extrusion*). A massa total de plástico medida em balança semi-analítica por unidade de embalagem é de $11,7 \pm 0,1 \text{ g}$.

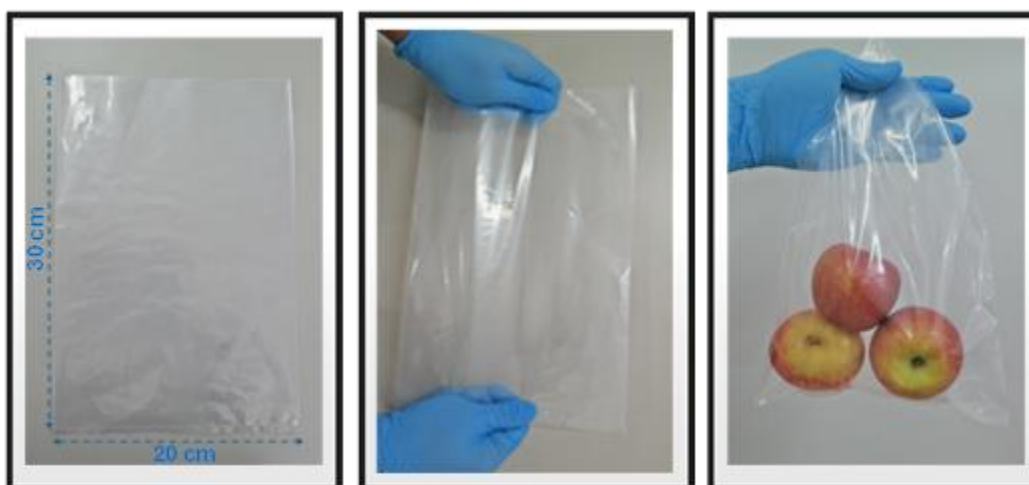


Figura 7. Embalagem plástica flexível adotada como produto de referência para a ACV.

Tal modelo de embalagem foi escolhido devido à simplicidade de composição e aplicação, a falta de exigência quanto à transparência e brilho, além da maior espessura, comparada a outros tipos de embalagens flexíveis, e técnica de processamento que podem ser empregadas para o TPS plastificado com glicerol.^[119, 120]

Uma representação esquemática dos sistemas de produto adotados no trabalho é apresentada na Figura 8. Os sistemas de produto compreendem processos modelados e processos de referência extraídos do banco de dados Ecoinvent^[121] (Zürich, Suíça), versão.3.7.1, utilizado neste trabalho mediante licença acadêmica fornecida para a UFSCar desde 2017. As modelagens foram realizadas no software gratuito OpenLCA^[122], versão 2.2 considerando o limite de estudo berço ao túmulo (*cradle-to-grave*), assumindo a compostagem aeróbia industrial como tratamento de fim-de-vida para as embalagens biodegradáveis, devido a compostabilidade do plástico de amido e dos nanocompósitos de amido/nanoceluloses e a maior facilidade na implementação deste tratamento quando comparada à compostagem anaeróbia, e o aterro sanitário para as embalagens de PE, devido ao fato de, no Brasil, a maioria dos resíduos sólidos serem aterrados. Para todos os sistemas de produto, os impactos da etapa de uso da embalagem foram assumidos como desprezíveis, logo esse processo não foi modelado. Processos de transporte também foram desconsiderados da ACV.

5.1.1 Sistema de produto para embalagem de amido

O sistema de produto para a embalagem de amido tem início no processo de mistura do amido com o plastificante glicerol no teor de 25% em partes por cem (ppc). Em termos de matérias-primas, foi considerada a fécula de milho como fonte de amido por ser uma das principais fontes do polímero (75% da produção mundial).^[123] O glicerol considerado foi o subproduto da indústria de produção de biodiesel a partir do óleo de soja. O Brasil produziu em 2022 cerca de 5,5 milhões de toneladas de biodiesel, gerando, em paralelo, 550 mil toneladas de glicerol.^[124] O desenvolvimento de embalagens de amido plastificadas com glicerol pode ser uma rota de valorização deste subproduto, assim, os impactos ambientais desta aplicação foram considerados no presente trabalho.

Após o processo de mistura, a formulação amido/glicerol é então submetida ao processamento em extrusora para obtenção da embalagem plástica. Conforme

mencionado anteriormente, a extrusão de filme tubular, amplamente empregada para produção de embalagens de LDPE, também pode ser empregada para amido termoplástico.^[119, 120] O teor de umidade da formulação amido/glicerol foi assumido como desprezível, dessa forma, não foi considerado um processo de pré-secagem da formulação antes da extrusão.

Após o processo de uso, a embalagem plástica de amido é destinada à compostagem aeróbia industrial como túmulo. O processo consiste em uma decomposição controlada do resíduo biodegradável que permite o desenvolvimento de temperaturas adequadas para bactérias mesófilas e termofílicas como resultado do calor produzido biologicamente. Compostos que conferem efeitos benéficos quando adicionado ao solo na forma de adubo são produzidos. De acordo com Associação Brasileira de Biopolímeros Compostáveis e Compostagem (ABICOM), mais de 260 municípios brasileiros praticam a compostagem.^[125] De forma geral, a compostagem aeróbia foi escolhida para analisar a influência deste fim-de-vida e possíveis vantagens ambientais decorrentes da biodegradabilidade do amido e das nanoceluloses.

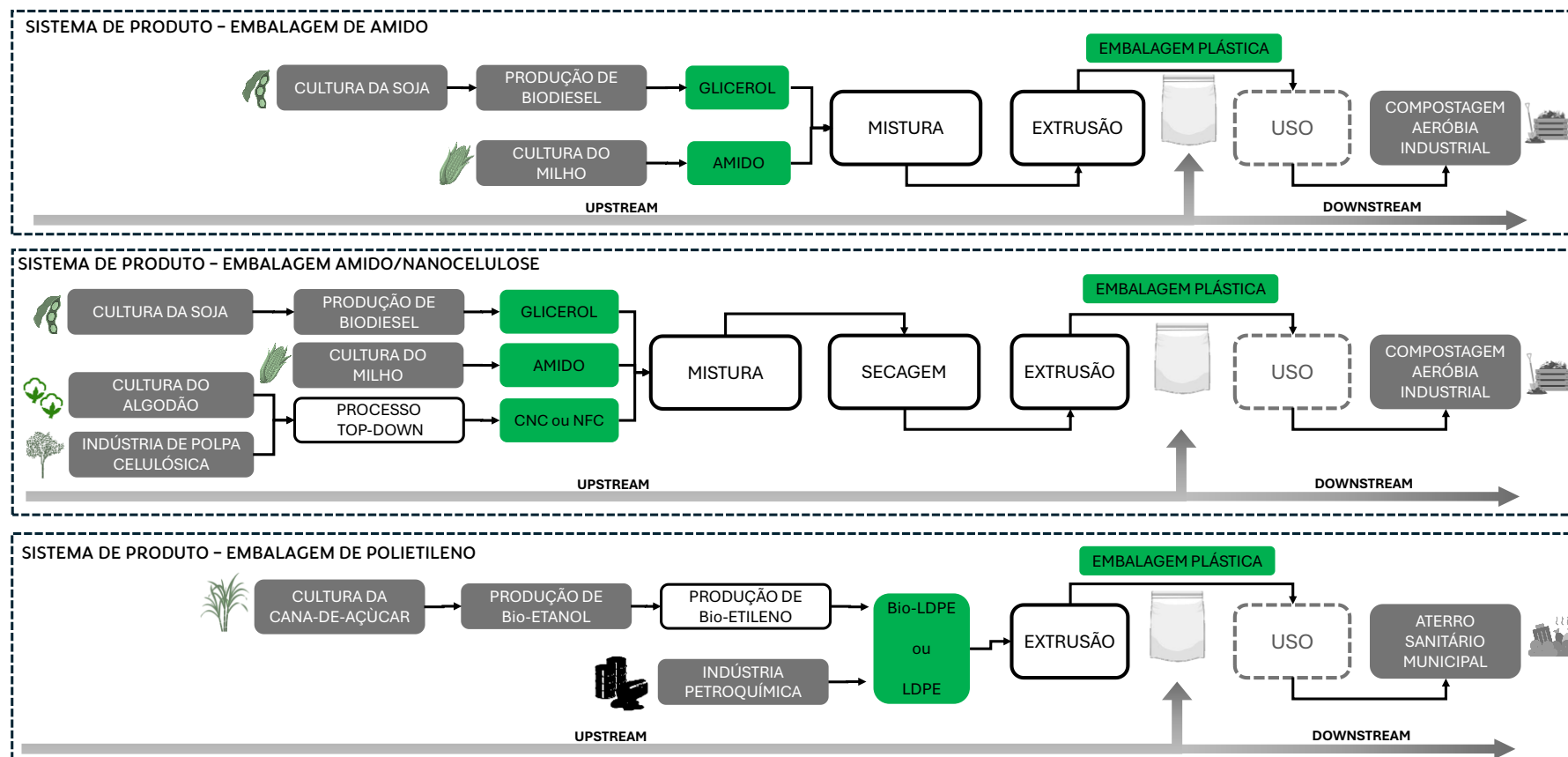


Figura 8. Representação esquemática dos sistemas de produto para as embalagens plásticas flexíveis produzidas a partir de amido, nanocompósitos amido/nanocelulose (CNC ou NFC) e LDPE (fonte fóssil ou fonte renovável). ■ – produtos principais; □ – processos modelados; □ – processos não modelados; ■ – processos de referência obtidos do banco de dados Ecoinvent, versão.3.7.1.

5.1.2 Sistema de produto para embalagens amido/nanocelulose

O sistema de produto para as embalagens de nanocompósitos amido/NFC e amido/CNC tem início no processo de mistura do amido, glicerol no teor de 25% (ppc) e com as NFC ou os CNC nos teores de 2,5%, 5,0%, 7,5% e 10,0% em ppc com base na massa total amido/glicerol. Como fonte de celulose, foi escolhido tanto a polpa Kraft branqueada de eucalipto quanto o algodão branco devido aos seus elevados teores de celulose, evitando, assim, a necessidade de modelar processos de deslignificação e branqueamento na ACV. A alvura dessas matérias-primas também condiz com o requisito de um agente de reforço que não induza coloração na embalagem de amido.

Os processos *top-down* considerados para a produção das NFC e CNC foram as rotas clássicas de cisalhamento mecânico e hidrólise ácida com H_2SO_4 , respectivamente. Outras rotas de obtenção de nanocelulose estão fora do escopo deste trabalho. Para ambos os processos *top-down*, o produto considerado foi uma suspensão aquosa de nanocelulose com teor de sólidos de 10% (m/v) em analogia, por exemplo, ao produto Exilva F01-L^[126] da Borregaard^[127] (Noruega), que é então misturada, no misturador, com o amido e o glicerol. Esta escolha foi feita para modelar cenários nos quais as nanocelulose não são secadas (abordagem *never-dried/wet cellulose material*), o que facilitaria a dispersão dessas nanoestruturas durante o processamento e, hipoteticamente, garantiria um bom efeito de reforço na matriz de amido. Após o processo de mistura, a formulação amido/glicerol/nanocelulose é submetida a um processo de secagem em estufa para redução do teor de umidade decorrente do uso das suspensões de nanocelulose. Os processos subsequentes do sistema de produto para os nanocompósitos são equivalentes aos processos descritos para a embalagem de amido. A produção dos nanocompósitos pode ocorrer em único ciclo térmico de extrusão.^[128]

5.1.3 Sistema de produto para embalagens de PE

O sistema de produto para as embalagens de PE tem início na extrusão e produção da embalagem plástica flexível. Foi considerado o LDPE de fonte petroquímica, tipicamente fabricado por polimerização radicalar do gás etileno em alta pressão (1500 a 3500 bar) e temperaturas em torno de 200 °C usando oxigênio e/ou peróxidos orgânicos

como iniciador (0,1 e 0,5% em peso). Após a polimerização, o LDPE é geralmente extrudado, onde aditivos podem ser adicionados ao polímero fundido, se necessário, e então peletizado e destinado ao processo de produção da embalagem plástica.^[129]

O bio-LDPE considerado foi o termoplástico derivado do bio-etileno sintetizado a partir da desidratação catalítica do etanol da indústria sucroalcooleira, em analogia à tecnologia I'm green™ de PE desenvolvida pela empresa Braskem há 15 anos. Pode-se citar como exemplo, o tipo SEB853 de bio-LDPE, específico para extrusão de filme tubular, com teor de bio-etileno de 95% e resistência à tração de 20 -30 MPa para espessura de 38 µm.^[130]

Após o processo de uso, as embalagens plásticas de PE são dispostas em aterro sanitário como processo de fim-de-vida. De acordo com a Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente (ABREMA), 60% de todo resíduo sólido municipal (RSM) brasileiro são dispostos em aterros sanitários, porém mais 2500 municípios não contam com este tipo de serviço, descartando os RSM de forma inadequada em lixões ou diretamente no meio ambiente (ABREMA, 2024 apud. Valor Economico, 2024).^[131] De modo geral, o aterro sanitário foi escolhido por representar um tratamento de disposição padrão para plásticos não biodegradáveis como o PE. O aterro sanitário também é considerado tratamento de disposição padrão no cenário europeu.^[132]

O Quadro 5 traz uma descrição geral dos cenários modelados neste trabalho e suas abreviações.

Quadro 5 - Descrição dos cenários de embalagem flexível para ACV

Cenário	Polímero	Fonte de celulose	Tipo de nanocelulose	Teor de nanocelulose (%)	Abreviação		
1	Amido	-	-	-	Embalagem de amido		
2		Polpa de Eucalipto	CNC	2,5	Amido/CNC _{Eucalipto_2,5%}		
3				5,0	Amido/CNC _{Eucalipto_5,0%}		
4				7,5	Amido/CNC _{Eucalipto_7,5%}		
5				10,0	Amido/CNC _{Eucalipto_10,0%}		
6				Algodão	CNC	2,5	Amido/CNC _{Algodão_2,5%}
7		5,0	Amido/CNC _{Algodão_5,0%}				
8		7,5	Amido/CNC _{Algodão_7,5%}				
9		10,0	Amido/CNC _{Algodão_10,0%}				
10		Polpa de Eucalipto	NFC	2,5	Amido/NFC _{Eucalipto_2,5%}		
11				5,0	Amido/NFC _{Eucalipto_5,0%}		
12				7,5	Amido/NFC _{Eucalipto_7,5%}		
13				10,0	Amido/NFC _{Eucalipto_10,0%}		
14				Algodão	NFC	2,5	Amido/NFC _{Algodão_2,5%}
15						5,0	Amido/NFC _{Algodão_5,0%}
16						7,5	Amido/NFC _{Algodão_7,5%}
17		10,0	Amido/NFC _{Algodão_10,0%}				
18	LDPE	-	-	-	Embalagem de LDPE		
19	Bio-LDPE	-	-	-	Embalagem de bio-LDPE		

A seguir são apresentadas as principais suposições (S) e limitações (L) do trabalho:

- Os processos *top-down* de produção de CNC e NFC modelados geram nanoestruturas com dimensões e área específica adequadas para reforçamento mecânico dos plásticos de amido (S1).
- A fécula de milho e o glicerol apresentam composição química e propriedades físicas adequadas para fabricação de plástico biodegradável (S2).
- O teor residual de umidade das formulações amido/glicerol/nanocelulose é eliminado na etapa de processamento sem maiores complexidades (S3).
- A técnica de extrusão produz igualmente o modelo de embalagem plástica flexível em relação às suas dimensões e espessura. Para os nanocompósitos, a máxima dispersão de nanocelulose e reforçamento mecânico é alcançada (S4).
- As embalagens de nanocompósitos amido/nanocelulose e de PE apresentam o mesmo desempenho tecnológico em relação às propriedades mecânicas, óticas e de barreira ao vapor de água (S5).
- Os efeitos de regionalização e de logística de transporte foram desconsiderados das modelagens dos sistemas de produto (L1).
- Possíveis perdas de energia e de material, e o tratamento dos resíduos foram desconsiderados das modelagens dos sistemas de produto (L2).

5.2 ACV - Fase 2: Análise do inventário do ciclo de vida (ICV)

Os ICV para os materiais e processos foram construídos considerando as principais variáveis de entrada e saída disponíveis em trabalhos sobre ACV já disponíveis na literatura científica. Os ICV foram completados com dados secundários usptream utilizando a Ecoinvent, versão.3.7.1. Uma breve descrição dos dados de referência é fornecida e as versões completas podem ser consultadas no OpenLCA Nexus.^[133]

5.2.1 ICV para produção de nanoceluloses

Atualmente, não existe ICV de produção de nanoceluloses em bancos de dados oficiais para ACV. Porém, Kane e colaboradores compilaram diversos ICV de produção de nanocelulose.^[116] Para este trabalho, foram utilizados os ICV disponíveis nesta publicação referentes apenas à produção de CNC por hidrólise com H_2SO_4 e NFC por tratamento mecânico, sem considerar pré-tratamentos, estes sendo considerados como métodos clássicos e gerais de produção de nanoceluloses para o contexto geral da ACV. As Quadros 6 e 7 apresentam os ICV harmonizados para modelagem da produção das suspensões aquosas de CNC e NFC.

A polpa de eucalipto representa um conjunto de dados latino-americano da produção de celulose Kraft livre de cloro elementar (ECF) e totalmente livre de cloro (TCF) a partir da madeira de eucalipto. A tecnologia representada é considerada de última geração para uma média latino-americana. Os dados consideram o transporte da madeira nas fábricas, manuseio da madeira, polpação química e branqueamento, processo de secagem, produção de energia no local, ciclos de recuperação de produtos químicos e tratamento interno de águas residuais e principais emissões para o meio ambiente.

O algodão representa dados globais médios para descaroçamento de algodão fornecidos pela Cotton Incorporated. O processo de descaroçamento envolve a separação da fibra de algodão do caroço de algodão. O algodão em caroço é primeiro secado usando secadores e pode então ser passado por um equipamento de limpeza adequado para a remoção de sujeira. O algodão em caroço limpo e seco passa então por uma instalação de descaroçamento de algodão, onde a fibra é separada das sementes. A folha contínua solta de fibra é então colocada em uma prensa hidráulica para prensar a fibra em fardos. A

semente é coletada separadamente e armazenada para uso futuro na agricultura ou enviada para indústrias aliadas para processamento posterior.

Quadro 6 - ICV harmonizado para a produção de suspensão de CNC (10%) por hidrólise ácida. Adaptado de Kane et al. (2023)^[116]

Fluxo	Quantidade			Unidade	Incerteza	Dados Secundários
	Média	Mínimo	Máximo			Ecoinvent, v.3.7.1.
Entradas						
Polpa de eucalipto* ou Algodão**	1,90	1,00	3,33	kg	Uniforme	*Sulfate pulp production, from eucalyptus, sulfate pulp, bleached Cutoff, S - RoW **Fibre production, cotton, ginning fibre, cotton Cutoff, S - RoW
H ₂ SO ₄	16,90	6,48	33,33	kg	Uniforme	Sulfuric acid production sulfuric acid Cutoff, S
Energia Térmica	116,35	0,56	233,83	MJ	Uniforme	Steam production, as energy carrier, in chemical industry heat, from steam, in chemical industry Cutoff, S -RoW
Energia elétrica	102,62	0,17	500,00	kWh	Uniforme	Electricity voltage transformation from medium to low voltage electricity, low voltage Cutoff, S - RoW
Água deionizada	542,48	33,33	952,58	kg	Uniforme	Water production, deionised water, deionised Cutoff, S - RoW
Saídas						
Suspensão CNC (10%)	11,00			kg		
Resíduo aquoso ácido	550,28			kg		

O H₂SO₄ é usado em quase todos os setores industriais e é uma mercadoria vital em qualquer economia nacional. Os dados de referência consideram a produção do H₂SO₄ para a indústria de fertilizantes a partir do enxofre proveniente da indústria de petróleo bruto. Inclui todas as matérias-primas necessárias para a produção do ácido. As emissões diretas de sulfato, dióxido de enxofre e trióxido de enxofre para a atmosfera e de sulfato para a água estão incluídas.

A energia térmica é proveniente de vapor de água usado para aquecimento na indústria química e petroquímica. Os dados representam a mistura média de energia usada para produção de vapor. A atividade começa com a entrada de calor, eletricidade e água. e termina com a produção de 1 MJ de calor (= 0,3636 kg) de vapor a partir de água fria. A atividade inclui perdas de água, mas não inclui o uso de aditivos.

A energia elétrica representa a transformação da tensão elétrica de média para baixa tensão (abaixo de 1 kV). Esta atividade começa com a eletricidade de média tensão chegando à estação transformadora e termina com 1 kWh de eletricidade de média tensão transformada em baixa tensão. Este conjunto de dados inclui as perdas durante a transformação de tensão.

A água deionizada tornou-se um ingrediente essencial em muitas aplicações. Os dados de referência incluem a planta de produção com uso de resinas de troca catiônica/aniônica, energia para a operação, os produtos químicos utilizados na regeneração das resinas e suas emissões e a substituição da resina de troca usada.

Quadro 7 - ICV harmonizado para a produção de suspensão de NFC (10%) por tratamento mecânico. Adaptado de Kane et al. (2023)^[116]

Fluxo	Quantidade			Unidade	Incerteza	Dados Secundários Ecoinvent v.3.7.1.
	Média	Mínimo	Máximo			
Entradas						
Polpa de eucalipto* ou Algodão**	1,00	1,00	3,33	kg	Uniforme	*Sulfate pulp production, from eucalyptus, bleached sulfate pulp, bleached Cutoff, S - RoW **Fibre production, cotton, ginning fibre, cotton Cutoff, S - RoW
Energia Térmica	4,97	2,83	7,11	MJ	Uniforme	Steam production, as energy carrier, in chemical industry heat, from steam, in chemical industry Cutoff, S - RoW
Energia elétrica	56,76	1,63	108	kWh	Uniforme	Electricity voltage transformation from medium to low voltage electricity, low voltage Cutoff, S - RoW
Água deionizada	18,64	17,84	19,44	kg	Uniforme	Water production, deionised water, deionised Cutoff, S - RoW
Saídas						
Suspensão NFC (10%)	11,00			kg		
Resíduo aquoso neutro	8,64			kg		

5.2.2 ICV para produção de Bio-LDPE

O ICV referente à produção do Bio-LDPE foi construído a partir de adaptações das informações disponíveis na Ecoinvent e dos trabalhos sobre etileno de cana-de-açúcar

publicados por Liptow & Tillman (2009)^[134], e por Uytvanck e colaboradores (2014)^[135], cujas entrada e saída para produção de 1 kg de bio-LDPE são resumidas no Quadro 8.

Quadro 8 - ICV harmonizado para a produção de Bio-LDPE. Adaptado de Liptow & Tillman (2009)^[134] e Uytvanck et al. (2014)^[135]

Fluxo	Quantidade			Unidade	Incerteza	Dados Secundários
	Média	Mínimo	Máximo			Ecoinvent v.3.7.1.
SÍNTESE DE BIO-ETILENO						
Entradas						
Bio-etanol	1,69	1,68	1,70	kg	Uniforme	Sugarcane processing, modern annexed plant ethanol, without water, in 95% solution state, from fermentation Cutoff, S - BR
Energia Térmica	4,65	3,90	5,40	MJ	Uniforme	Steam production, as energy carrier, in chemical industry heat, from steam, in chemical industry Cutoff, S - RoW
Energia elétrica	0,22	0,14	0,31	kWh	Uniforme	Electricity voltage transformation from medium to low voltage electricity, low voltage Cutoff, S - RoW
Saídas						
Bio-etileno	1,00			kg		
Resíduo gasoso	0,69			kg		
POLIMERIZAÇÃO DE BIO-LDPE						
Entradas						
Bio-etileno	1,00	-	-	kg		
Polimerização	1,00	-	-	kg		(Polyethylene production, low density, granulate polyethylene, low density, granulate Cutoff, S - RoW) - (Ethylene production, average ethylene, average Cutoff, S - RoW)
Saídas						
Bio-LDPE	1,00			kg		

O bio-etanol considerado é proveniente de uma moderna usina de cana-de-açúcar que processa 4 milhões de toneladas métricas de colmos de cana-de-açúcar por ano para a produção de açúcar bruto, etanol (anidro e hidratado) e eletricidade. O processo industrial desvia 50% do caldo de cana para a produção de açúcar em linha e os outros 50%, juntamente com o melaço (um subproduto do processo de cristalização do açúcar), são desviados para a produção de etanol. A configuração da usina inclui a redução do consumo geral de energia para maximizar a produção de eletricidade. Considera caldeiras de alta pressão (65 bar, 485 °C), aplicação de estratégias de integração térmica, reduzindo em 20% a demanda de vapor de baixa pressão, acionamentos elétricos nos moinhos de

britagem e peneiras moleculares para a produção de etanol anidro. As eficiências gerais do processo assumidas foram de 96% para extração de açúcares, 89,5% para fermentação de etanol e 76,5% para recuperação de açúcar como açúcar bruto. Cada 100 kg de cana-de-açúcar pode produzir 51,4 kg de açúcar bruto, 32,6 L de etanol hidratado (93% p/p), 22,8 L de etanol anidro (99,6% p/p), e 111,3 kWh de excedente de energia elétrica. Esta atividade inicia-se quando a cana-de-açúcar chega à área industrial. Equipamentos de processamento, insumos químicos, área industrial, tratamento do uso da água e emissões atmosféricas estão incluídos nos dados secundários.

O processo de polimerização foi modelado utilizando o procedimento de subtração dos dados de referência de produção do LDPE pelos dados de referência de produção do etileno de base petroquímica, ambos derivados dos Ecoperfis da indústria europeia de plásticos. Os dados consideram todos os processos desde a extração do petróleo até a entrega na planta. Neste caso, assume-se que a tecnologia de polimerização do Bio-LDPE é idêntica à tecnologia de polimerização do LDPE.

5.2.3 ICV para a embalagem flexível de amido

O Quadro 9 apresenta o ICV para sistema de produto da embalagem de amido. São compilados os processos de mistura, extrusão e compostagem aeróbia industrial para 1 unidade do modelo de embalagem plástica flexível com massa total de 11,7 g.

Os dados secundários para o amido se referem a todas as etapas de produção necessárias para obter o polímero a partir de grãos de milho, incluindo as etapas de separação mecânica, o inchaço em água de processo, a moagem dos grãos inchados, a dessecação e a secagem do amido extraído. O consumo de água e o da infraestrutura estão representados nos dados. Para o glicerol, os dados representam a produção de éster metílico para posterior produção de biodiesel a partir do óleo de soja bruto, desde o recebimento da matéria-prima na fábrica até a esterificação.

O processo de mistura considerou um tempo de processo de 30 min empregando misturadores industriais com capacidade de 5 – 70 L e potências de 60 a 1000 W.

A extrusão de filme plástico considerada em seus dados de referências o consumo energético para produção de filme plástico por extrusão, fluxos de água e insumos auxiliares.

Os dados de referência para a compostagem aeróbia industrial se referem a produção de “composto” a partir de resíduos biogênicos. A demanda de energia para operar uma usina de compostagem estão inclusas, bem como as emissões do processo, a infraestrutura da usina de compostagem e os transportes relacionados à coleta dos resíduos biogênicos. Os dados consideram a emissão de metais pesados no processo.

Quadro 9 – ICV para o sistema de produto da embalagem plástica flexível de amido

Fluxo	Quantidade			Unidade	Incerteza	Dados Secundários
	Média	Mínimo	Máximo			Ecoinvent v.3.7.1.
MISTURA						
Entradas						
Amido	8,78	-	-	g	-	Maize starch production maize starch Cutoff, S - RoW
Glicerol	2,92	-	-	g	-	Esterification of soybean oil glycerine Cutoff, S - RoW
Energia elétrica	2,74	0,35	5,85	Wh	Uniforme	Electricity voltage transformation from medium to low voltage electricity, low voltage Cutoff, S - RoW
Saídas						
Formulação amido/glicerol	11,70	-	-	g		
EXTRUSÃO DE FILME						
Entradas						
Formulação amido/glicerol	11,70	-	-	g	-	
Extrusão de filme plástico	11,70	-	-	g	-	Extrusion, plastic film extrusion, plastic film Cutoff, S - RoW
Saídas						
Embalagem de amido	11,70	-	-	g	-	
COMPOSTAGEM						
Entradas						
Embalagem de amido	11,70	-	-	g	-	
Compostagem aeróbia industrial	11,70	-	-	g	-	Treatment of biowaste, industrial composting biowaste Cutoff, S
Saídas						
Composto	11,70	-	-	g	-	

5.2.4 ICV para embalagem flexível de nanocompósito amido/nanocelulose

O Quadro 10 apresenta o ICV para sistema de produto das embalagens a base dos nanocompósitos amido/CNC e amido/NFC. São compilados os processos de mistura, secagem, de extrusão e compostagem aeróbia industrial.

Para todos os cenários envolvendo os nanocompósitos, a massa total da embalagem foi mantida constante. Assim, as quantidades de amido e glicerol foram variadas nas modelagens para os diferentes teores de nanocelulose estudados (2,5%, 5,0%, 7,5% e 10%) de forma a manter a massa final de embalagem em 11,7 g. A proporção amido:glicerol foi sempre constante mantendo-se o teor de glicerol em 25% (ppc). Assim, a quantidade de suspensão de CNC ou NFC foi variada de acordo com o teor final de nanocelulose na embalagem.

A modelagem da mistura para a formulação amido/glicerol/nanocelulose foi idêntica à modelagem para a embalagem de amido. Após este processo, a formulação úmida é então submetida a um processo de secagem decorrente do uso das nanoceluloses na forma de suspensão ao invés da forma de pó. A modelagem do processo de secagem considerou um tempo total de 2 h em estufas de circulação de ar com capacidade entre 25 e 50 L e potências entre 550W e 1300 W. Assumiu-se que sob estas condições, o teor de umidade da formulação é reduzido a níveis desprezíveis para o processamento. A água evaporada da formulação é liberada diretamente para a atmosfera na forma de fluxo elementar.

Após a secagem, a formulação amido/glicerol/nanocelulose seca é então extrudada para formar a embalagem plástica que é então disposta na compostagem aeróbia industrial. A modelagem tanto para a extrusão quanto para a compostagem não foi alterada por efeito da presença de nanocelulose nos materiais.

Quadro 10 – ICV para o sistema de produto da embalagem plástica flexível de amido/nanocelulose para 2,5 – 10 % (ppc) de CNC ou NFC

Fluxo	Quantidade			Unidade	Incerteza	Dados Secundários
	Média	Mínimo	Máximo			Ecoinvent v.3.7.1.
MISTURA						
Entradas						
Amido	Variável	-	-	g	-	Maize starch production maize starch Cutoff, S - RoW
Glicerol	Variável	-	-	g	-	Esterification of soybean oil glycerine Cutoff, S - RoW
Suspensão de CNC ou NFC	Variável	-	-	g	-	Quadros 5 e 6
Energia elétrica	2,74	0,35	5,85	Wh	Uniforme	Electricity voltage transformation from medium to low voltage electricity, low voltage Cutoff, S - RoW
Saídas						
Formulação amido + glicerol + nanocelulose úmida	Variável	-	-	kg	-	-
SECAGEM						
Entradas						
Formulação amido + glicerol + nanocelulose úmida	Variável	-	-	-	-	-
Energia elétrica	1,64	1,00	2,60	kWh	Uniforme	Electricity voltage transformation from medium to low voltage electricity, low voltage Cutoff, S - RoW
Saídas						
Formulação amido + glicerol + nanocelulose seca	11,70	-	-	g	-	
EXTRUSÃO DE FILME						
Entradas						
Formulação amido + glicerol + nanocelulose seca	11,70	-	-	g	-	
Extrusão de filme plástico	11,70	-	-	g	-	Extrusion, plastic film Cutoff, S - RoW
Saídas						
Embalagem de amido/nanocelulose	11,70	-	-	g	-	
COMPOSTAGEM AERÓBIA INDUSTRIAL						
Entradas						
Embalagem de amido/nanocelulose	11,70	-	-	g	-	
Compostagem aeróbia industrial	11,70	-	-	g	-	treatment of biowaste, industrial composting biowaste Cutoff, S
Saídas						
Composto	11,70	-	-	g	-	

5.2.5 ICV para embalagens de PE (LDPE e Bio-LDPE)

O Quadro 11 apresenta o ICV para sistema de produto das embalagens de LDPE e Bio-LDPE. São compilados os processos de extrusão e aterro sanitário para 1 unidade do modelo de embalagem plástica flexível.

Os dados secundários para o LDPE consideram uma média de tecnologias comerciais de produção. Incluem todos os processos desde a extração do petróleo, entrada de monômeros e co-monômeros na planta de polimerização. O fornecimento de energia é incluído em termos de produção de calor.

Quadro 11 – ICV para o sistema de produto da embalagem flexível de LDPE ou Bio-LDPE

Fluxo	Quantidade			Unidade	Incerteza	Dados Secundários
	Média	Mínimo	Máximo			Ecoinvent v.3.7.1.
EXTRUSÃO DE FILME						
Entradas						
LDPE* ou Bio-LDPE**	11,70	-	-	g	-	*Polyethylene production, low density, granulate polyethylene, low density, granulate Cutoff, S – RoW **Quadro 7
Extrusão de filme plástico	11,70	-	-	g	-	Extrusion, plastic film extrusion, plastic film Cutoff, S - RoW
Saídas						
Embalagem de LDPE ou Bio-LDPE	11,70	-	-	g	-	
ATERRO SANITÁRIO MUNICIPAL						
Entradas						
Embalagem de LDPE ou Bio-LDPE	11,70	-	-	g	-	
Aterro Sanitário	11,70	-	-	g	-	Treatment of waste polyethylene, sanitary landfill waste polyethylene Cutoff, S - RoW
Saídas						
-	-	-	-	-	-	

Os dados secundários referentes ao aterro sanitários são específicos para disposição de resíduos de PE úmido. Inclui as atividades de aterro sanitário, emissões atmosféricas de curto e emissões de longo prazo (0 – 100 anos) do aterro para águas subterrâneas (após falha do revestimento de base).

5.3 ACV - Fase 3: Avaliação dos impactos do ciclo de vida (AICV)

Para comparar os diferentes cenários envolvendo os nanocompósitos amido/nanocelulose e o LDPE foram selecionados os seguintes indicadores *midpoint* contextualizados com o círculo de Stockholm:

1. Pegada de carbono (*Carbon footprint, CFP*) - Quantifica o balanço entre emissão e remoção de GEE os quais são associados a distúrbios da temperatura global e fenômenos climáticos. Será expresso em kg.CO₂ eq.
2. Acidificação do solo e de água doce (*Freshwater and Terrestrial Acidification*) - Quantifica o aumento da acidez de corpos d'água e do solo por emissões de origem antropogênica ao longo do ciclo de vida causando redução da biodiversidade. Será expresso em mol H⁺-eq.
3. Ecotoxicidade de água doce (*Freshwater ecotoxicity*) - Quantifica o potencial de ecotoxicidade de substâncias químicas emitidas ao longo do ciclo de vida causando perda de biodiversidade e extinção de espécies. Será expresso em *Comparative toxicity Units* - CTU.
4. Eutrofização de água doce (*Freshwater Eutrophication*) - Quantifica a poluição de corpos d'água por macronutrientes emitidos ao longo do ciclo de vida, causando perda de biodiversidade. Será expresso em kg P eq.
5. Uso da Terra (*Land use*) - Quantifica o impacto sobre a terra devido à extração de recursos naturais e outras atividades antropogênicas causando redução da biodiversidade e qualidade do solo. Será expresso em déficit de kg C.
6. Toxicidade em Humanos (*Human Health, Non- and Carcinogenic Effects*) - Quantifica o potencial de toxicidade de substâncias químicas emitidas ao longo do ciclo de vida para a saúde humana. Será expresso em *Comparative toxicity Units for Humans* - CTUh.
7. Emissão de material particulado (*Human Health - Respiratory Effects, Inorganics*) - Quantifica a emissão de aerossóis resultantes de processos antropogênicos ao longo do ciclo de vida causando danos à saúde humana. Será expresso em kg PM_{2.5} eq.

8. Pegada hídrica (*Water Footprint*) - Quantifica a redução da disponibilidade de água potável decorrente do seu consumo ao longo do ciclo de vida. Será expresso em $\text{m}^3 \cdot \text{H}_2\text{O eq}$.

Os diferentes cenários envolvendo os nanocompósitos amido/nanocelulose e o LDPE foram também comparados no contexto energético utilizando o método *Cumulative Energy Demand* (CED), o qual permitiu o cálculo dos seguintes indicadores *midpoint*:

9. Demanda energética não-renovável acumulada (*CED-NR*) - Quantifica o consumo total de energia de fonte fóssil ao longo do ciclo de vida. Será expresso em MJ-Eq.
10. Demanda energética renovável acumulada (*CED-RE*) - Quantifica o consumo total de energia de biomassa, geotérmica, solar, de hidrelétrica e eólica ao longo do ciclo de vida. Será expresso em MJ-Eq.

Os sistemas de produto para as embalagens flexíveis de nanocompósito amido/nanocelulose e de LDPE em seus diferentes cenários foram transcritos para o software gratuito OpenLCA^[122], versão 2.2, e os indicadores *midpoint* foram calculados para a unidade funcional de uma embalagem flexível, utilizando os métodos indicados no Quadro 12.

Quadro 12 – Impacto *Endpoint*, Indicadores *Midpoint* e Metodologias^[136-138]

Impacto <i>Endpoint</i>	Indicador <i>Midpoint</i>	Metodologia	Pacote do OpenLCA	Unidade
Vitalidade dos Ecossistemas	CFP	IPCC 2021 (ISO 14067)	OpenLCA LCIA Methods 2.7.0	kg.CO ₂ eq
	ACD	ILCD 2011 Midpoint+	OpenLCA LCIA Methods 2.7.0	mol H ⁺ -eq
	FWET	ILCD 2011 Midpoint+	OpenLCA LCIA Methods 2.7.0	CTU
	FWE	ILCD 2011 Midpoint+	OpenLCA LCIA Methods 2.7.0	kg P eq
	LU	ILCD 2011 Midpoint+	OpenLCA LCIA Methods 2.7.0	déficit de kg C
Saúde Humana	HT	ILCD 2011 Midpoint+	OpenLCA LCIA Methods 2.7.0	CTUh
	PM	ILCD 2011 Midpoint+	OpenLCA LCIA Methods 2.7.0	kg P.M. 2.5 eq
Esgotamento de Recursos Naturais	WRD	ILCD 2011 Midpoint+	OpenLCA LCIA Methods 2.7.0	m ³ H ₂ O eq
	CED-NR	Cumulative Demand Energy (CED)	Ecoinvent 3.11 LCIA Methods	MJ-eq
	CED-RE	Cumulative Demand Energy (CED)	Ecoinvent 3.11 LCIA Methods	MJ-eq

5.3.1 Análise de incerteza

Os resultados das ACV foram submetidos a análise de incerteza frente a variações nos *inputs* dos processos de produção de CNC e NFC, e do LDPE de fonte renovável. Aos *inputs* foi atribuída uma variação uniforme e a análise de incerteza dos indicadores *midpoint* foi realizada por Simulação Monte Carlo, a partir de um número mínimo de 10.000 interações, implementada no OpenLCA.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Esta seção é dedicada à apresentação dos resultados de impactos dos sistemas de produto modelados para os diferentes cenários de embalagens plásticas flexíveis. A discussão foi dividida de acordo com a avaliação *endpoint* da ACV, nomeadamente, os impactos sobre a vitalidade dos ecossistemas, os impactos sobre a saúde humana e o esgotamento de recursos naturais. Os resultados foram divididos em valores totais e valores de contribuição para cada indicador de impacto *midpoint*. Para este segundo conjunto de resultados, foram escolhidos os cenários envolvendo os nanocompósitos com 10% de nanocelulose para representar os sistemas de produto das embalagens amido/nanocelulose. Todos os resultados de avaliação de impacto podem ser consultados nos apêndices A, B e C. O quadro comparativo dos cenários contendo embalagens com melhor ambiental para cada categoria de impacto *endpoint* pode ser consultado no apêndice D.

6.1 Impactos sobre a vitalidade dos ecossistemas

6.1.1 Pegada de Carbono (CFP)

A CFP é um dos principais indicadores de mudanças climáticas, sendo a primeira métrica para a AICV das embalagens. Na Figura 9, são apresentados os valores obtidos para tal indicador.

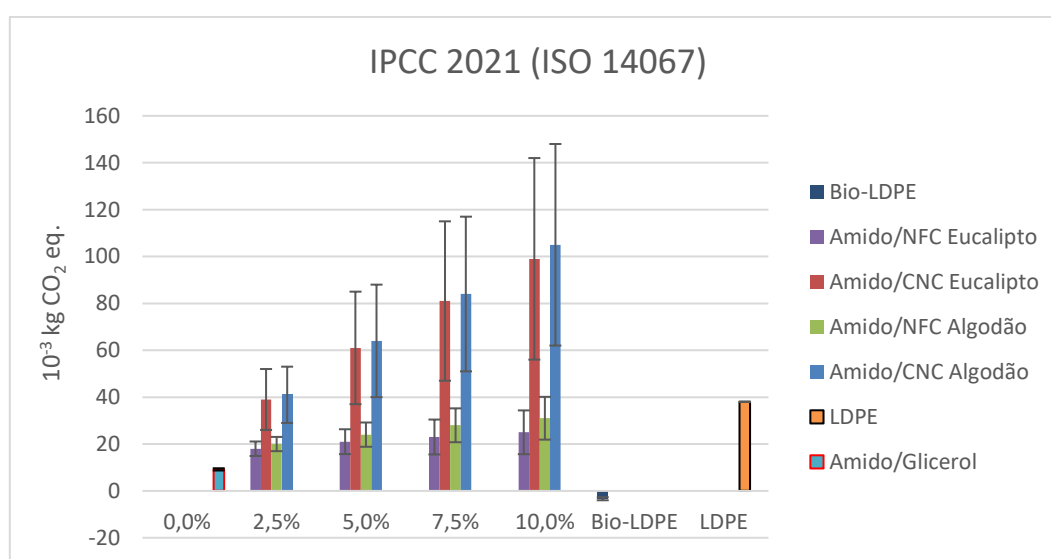


Figura 9. Gráfico da Pegada de Carbono (CFP) de Embalagens Flexíveis. Os resultados são expressos em g CO₂ eq por unidade de embalagem.

Para a embalagem de amido sem adição de nanocelulose, observa-se que existem desempenhos distintos em relação às embalagens não biodegradáveis de PE. Comparativamente à embalagem de LDPE, a embalagem de amido apresenta uma CFP 75% menor (9,2 g CO₂ eq./embalagem vs. 38 g CO₂ eq./embalagem), porém maior em relação à embalagem de Bio-LDPE. Schrijvers et al. (2014)^[114] também apresentou um melhor desempenho na emissão de GEE de PBAT e PBSF em relação ao LDPE de fonte fóssil. Especificamente, Gamage et al. (2022)^[62] verificou o melhor desempenho de nanocompósitos de amido em relação ao PE para emissão de GEE. Verifica-se uma CFP negativa (-3,2 g CO₂ eq./embalagem) para a embalagem de bio-LDPE, sendo o único material cuja captura de GEE se sobressai às emissões de acordo com os sistemas de produto modelados. Tal resultado também foi observado por Benavides, Lee & Zarè-Mehrjerdi (2020)^[139], onde, comparando-se sistemas de produto com PE de fonte fóssil, com bio-PE e com PLA, o único sistema de produto cuja captura de GEE se sobressai às emissões foi o do bio-LDPE.

Ao analisar os resultados para os nanocompósitos, tem-se que a CFP das embalagens aumenta com a adição de nanocelulose, principalmente para os cenários com uso de CNC. Para a embalagem amido/NFC_{Eucalipto_2,5%}, a CFP é 47 % do valor para a embalagem LDPE, e há incremento percentual de 5% no indicador para cada 2,5% de teor de NFC_{Eucalipto} adicionado à embalagem de amido. Já para embalagem amido/NFC_{Algodão_2,5%}, a CFP é de aproximadamente 53 % em relação ao LDPE, e há o aumento de 10% para cada 2,5% de teor de NFC_{Algodão} adicionada. Contudo, para as embalagens amido/CNC_2,5%, independente da fonte de nanocelulose, há um aumento de mais de 300% na CFP em comparação à embalagem de amido sem reforço, excedendo também o valor da embalagem LDPE. Kane et al. (2023)^[116] verificou um aumento médio acima de 110% no indicador de mudanças climáticas, calculado através do método IPCC 2013, quando 10% de nanocelulose é adicionada à matriz de PLA, com o NFC apresentando um desempenho superior ao CNC para este indicador. Assim, as embalagens amido/NFC são as únicas, dentre os nanocompósitos, cujos valores médios da CFP são menores que o valor médio apresentado pela embalagem não biodegradável de LDPE de fonte fóssil, independente da fonte de celulose considerada. Os resultados de contribuição por processo são apresentados na Figura 10.

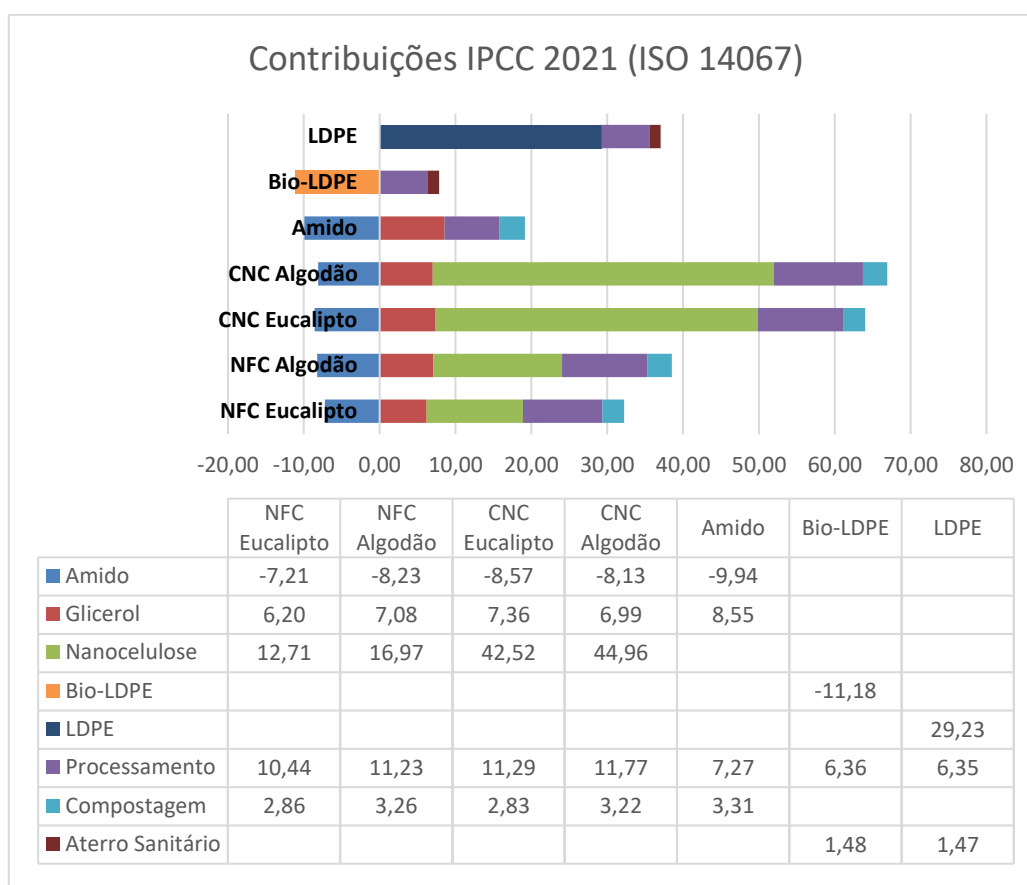


Figura 10. Gráfico e Quadro das Contribuições da Pegada de Carbono em g CO₂ eq por unidade de embalagem flexível.

Conforme apresentado na Figura 10, o potencial de captura de GEE da embalagem bio-LDPE está associado à resina plástica, com $-11,2$ g CO₂ eq./embalagem, sendo a produção do etanol a partir da cana-de-açúcar, que posteriormente será transformado em bio-etileno e polimerizado em bio-LDPE (Quadro 7), a principal etapa de captura de GEE no ciclo de vida da embalagem. Outro ponto relevante na discussão é o potencial de captura de GEE no cultivo do milho utilizado para produção do amido, sendo responsável pela contribuição negativa de $-9,94$ g CO₂ eq./embalagem, no máximo, no caso da embalagem de amido. Por outro lado, a produção do glicerol, proveniente da soja, apresenta valores de emissões de GEE significativos, sendo o principal contribuinte para a CFP das embalagens plásticas de amido. Por fim, ao observar o fim de vida de cada embalagem, há uma maior contribuição da compostagem aeróbia ($2,8 - 3,2$ g CO₂ eq./embalagem) que do aterro sanitário ($1,47$ g CO₂ eq./embalagem) para o valor total da CFP. Este resultado era esperado haja vista que as embalagens a base de amido sofrem biodegradação na compostagem aeróbia, com liberação de CO₂, enquanto o LDPE é

inerte nas condições de disposição em aterro sanitário. Apesar do maior impacto da compostagem, ressalta-se que embalagens de amido não causariam poluição por macro e microplástico em uma situação de escape dos sistemas de tratamento de resíduos, em oposição às embalagens não biodegradáveis de LDPE. Tais resultados são coincidentes com o que se verifica na literatura, onde Benavides, Lee & Zarè-Mehrjerdi (2020)^[139] estimaram uma maior captura de carbono na produção da resina de bio-LDPE em relação a produção da resina de PLA e um maior impacto do fim-de-vida do material biodegradável em relação ao material não-biodegradável.

Em relação aos nanocompósitos, para as embalagens amido/NFC, pode-se atribuir a maior contribuição da CFP ao uso da nanocelulose (12,7 – 17,0 g CO₂ eq. /embalagem), embora para teores menores de NFC a maior contribuição foi identificada como o gasto energético na preparação do nanocompósito (i.e. para o NFC_{Eucalipto_7,5%}, o processamento compõe 48% da CFP, e para o NFC_{Algodão_5,0%}, o processamento compõe 52% do valor do indicador), conforme valores do ICV no Quadro 9. Ye et al. (2025)^[118] verificou um aumento no valor do indicador de impacto GWP associado à manufatura do nanocompósito reforçado com NFC, apontando a necessidade de otimização dos processos produtivos. Sugere-se que as diferenças entre os dois cenários de nanocompósitos amido/NFC no que tange a fonte de nanocelulose são atribuídas aos diferentes potenciais de captura de carbono das culturas de eucalipto e de algodão, cujas contribuições na CFP para os cenários envolvendo o teor de 10% NFC, identificados internamente na modelagem dos sistemas de produto, são de aproximadamente -10% e -1%, respectivamente, sendo o eucalipto uma melhor fonte de nanoceluloses quando se pensa na mitigação do aquecimento global (Apêndice B).

Os sistemas de produto das embalagens amido/CNC apresentam valores médios de CFP maiores, podendo tais impactos serem associados predominantemente a produção das CNC, com mais de 75% de contribuição (42 - 45 g CO₂ eq./embalagem), como demonstrado na Figura 10. Há diferenças técnicas na extração de CNC, quando comparados a produção de NFC, dentre eles: o uso de ácido sulfúrico na hidrólise ácida, o menor rendimento (i.e. cerca de 40% da celulose é perdida na extração de CNC) e a enorme quantidade de água utilizada no processo (Quadros 5 e 6). Tais condições fazem da extração de CNC uma maior fonte de impacto para os nanocompósitos em relação ao uso de NFC como agente de reforço. Comparando os resultados obtidos com os dados

apresentados no Quadro 3, identifica-se um padrão de melhor desempenho no GWP para a produção de NFC em relação a extração de CNC ($GWP_{NFC} = 225 \text{ g CO}_2 \text{ eq./g}$ vs. $GWP_{CNC} = 488 \text{ g CO}_2 \text{ eq./g}$), porém, há de se destacar que existem rotas de produção de CNC otimizadas com separação e reuso de ácido sulfúrico com reduções expressivas das emissões de GEE que devem ser priorizadas em casos cuja utilização do CNC apresente vantagens técnicas em relação aos nanocompósitos reforçados com NFC.

6.1.2 Acidificação (ACD)

O indicador ACD considera as mudanças de pH em ecossistemas marinhos, em corpos de água doce e no solo, além dos efeitos causados por chuva ácida, ocasionadas pelo ciclo de vida de produtos. Desta forma, os efeitos de acidificação têm relação direta com os limites planetários de integridade da biosfera, mudanças de sistemas terrestres e de água doce e acidificação oceânica. A Figura 11 apresenta os resultados para cada cenário modelado.

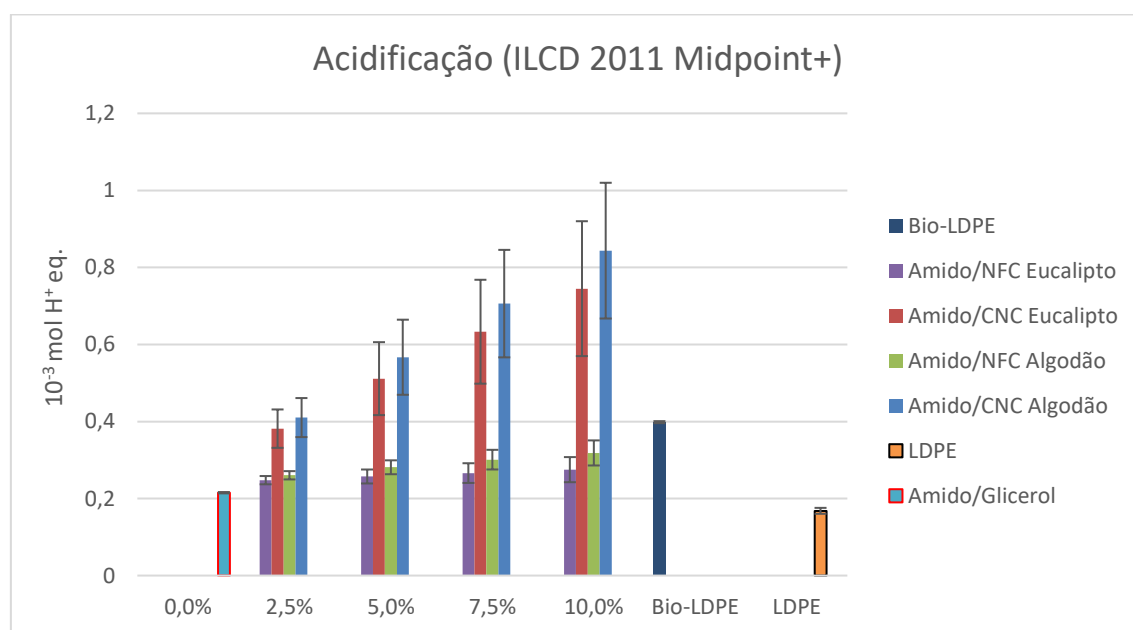


Figura 11. Gráfico da Acidificação (ACD) de Embalagens Flexíveis. Os resultados são expressos em mol H^+ eq por unidade de embalagem.

O cenário para a embalagem de LDPE é o que apresenta menor valor médio do indicador ($1,68 \times 10^{-4} \text{ mol H}^+ \text{ eq./embalagem}$). Yanat et al. (2025)^[117] obtiveram menores valores de acidificação para o PET de fonte fóssil em relação ao PLA e ao nanocompósito

PLA/ChNC. Já o cenário da embalagem de bio-LDPE apresentou ACD 137% maior ($3,98 \times 10^{-4}$ mol H⁺ eq./embalagem), indicando uma maior contribuição da matéria-prima proveniente da cana-de-açúcar em relação a obtida pela fonte fóssil.

Seguindo a lógica de que matérias-primas provenientes de biomassa têm maior ACD que materiais obtidos de fonte fóssil, tanto os cenários modelados para a embalagem de amido, quanto para embalagens de nanocompósitos de amido/nanocelulose apresentam um maior impacto que o cenário da embalagem de LDPE, respectivamente, com aumentos de 28% ($2,15 \times 10^{-4}$ mol H⁺ eq./embalagem) e de 47% a 402% na ACD ($2,48 \times 10^{-4}$ mol H⁺ eq./embalagem a $8,44 \times 10^{-4}$ mol H⁺ eq./embalagem). Ainda assim, os cenários das embalagens biodegradáveis apresentam melhor desempenho para a ACD que o cenário da embalagem de bio-LDPE, demonstrando como diferentes tecnologias de materiais provenientes de biomassa apresentam diferenças significativas para este tipo de impacto ambiental.

A adição de qualquer material nanocelulósico à embalagem de amido aumenta a ACD, porém, há disparidade no impacto entre os cenários com NFC e com CNC, com aumento, por exemplo, de 15% e 21% ($2,48 \times 10^{-4}$ H⁺ eq./embalagem e $2,60 \times 10^{-4}$ H⁺ eq./embalagem) para o teor de 2,5% de NFC_{Eucalipto} e de NFC_{Algodão} em comparação com os acréscimos de 77% e de 91% ($3,81 \times 10^{-4}$ H⁺ eq./embalagem e $4,10 \times 10^{-4}$ H⁺ eq./embalagem) para o mesmo teor de CNC_{Eucalipto} e de CNC_{Algodão}, respectivamente. Turk et al. (2020)^[109] apresentaram TA de 7,9 g SO₂ eq./kg de NFC, enquanto Rebec, Turk & Kunaver (2024)^[112] apresenta uma TA de 722,0 g SO₂ eq./kg de CNC, reforçando a diferença entre as nanoceluloses para os impactos de acidificação. Assim, o alto incremento na ACD atrelado ao CNC pode ser atribuído à cadeia de produção do ácido sulfúrico necessário para a extração do CNC, podendo ser atribuído com a implementação de processos capazes de reaproveitar tal reagente. Nascimento et al. (2016)^[106] atingiu 71% de redução na TA com a otimização dos processos para a produção CNC, enquanto Zhang et al. (2022)^[61] obtém 50% de redução na TA para a produção de CNC ao realizar os processos de microfiltração e centrifugação após a hidrólise ácida.

Os resultados da Figura 11 sugerem uma ligeira melhora de desempenho para as embalagens quando a fonte de nanocelulose considerada é o eucalipto. Ao comparar a TA para produção de CNC por hidrólise ácida com polpa de madeira termomecânica (0,3 kg SO₂ eq./kg CNC)^[140] e com fibra de algodão (0,4 kg SO₂ eq./kg CNC)^[61], verifica-se um

desempenho 25% superior da polpa de madeira. Apesar dos indícios da cultura do eucalipto serem melhores para a ACD que a cultura do algodão, o tipo e teor de nanocelulose tem mais influência sobre os resultados, sendo necessário um aprofundamento nas contribuições para mensurar as diferenças entre as duas fontes de nanoceluloses. Na Figura 12 são apresentados os resultados das contribuições para todos os cenários modelados.

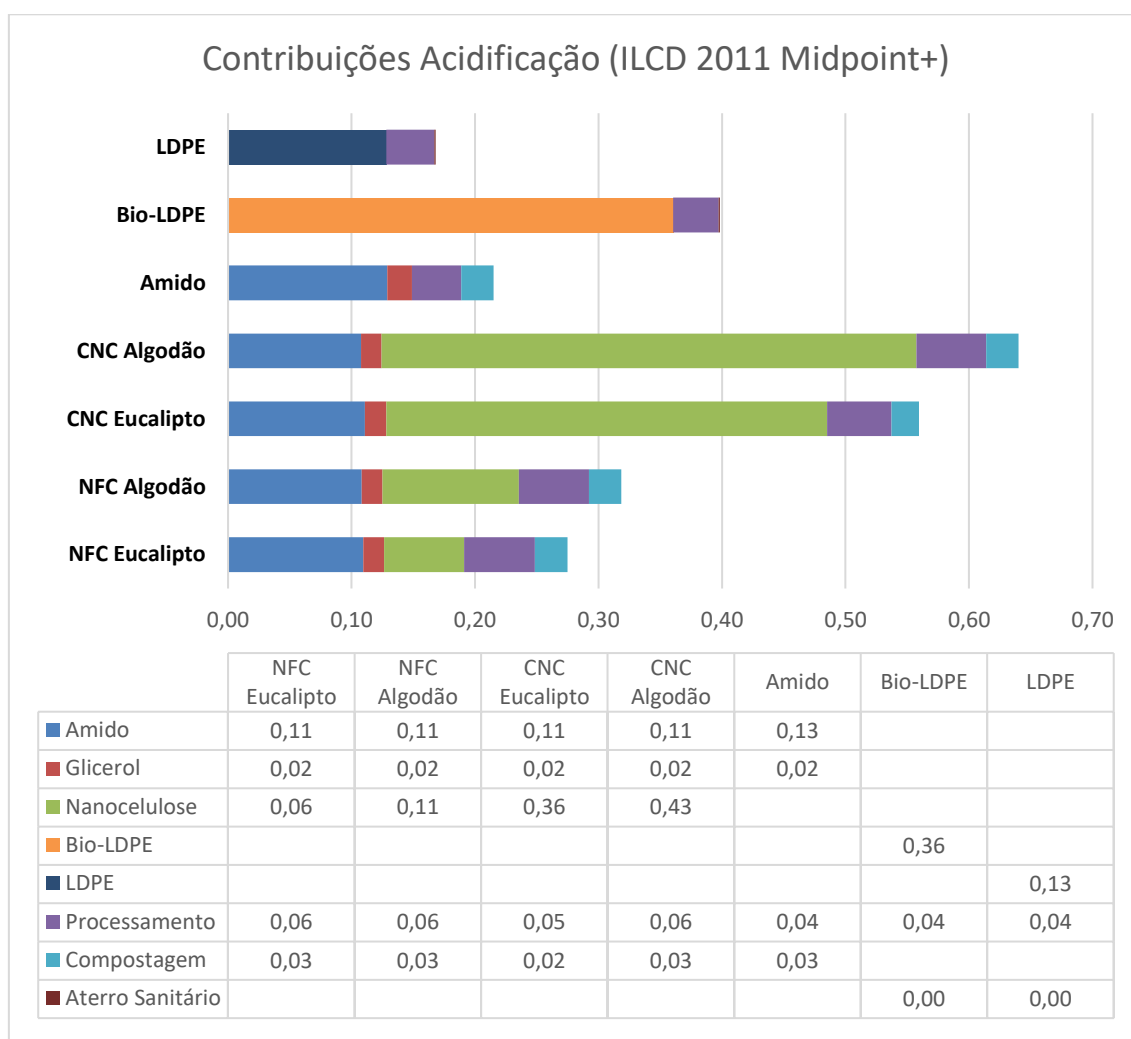


Figura 12. Gráfico e Quadro das Contribuições da Acidificação em 10^{-3} mol H^+ eq por unidade de embalagem flexível.

Primeiramente, tem-se que, ao comparar a contribuição do LDPE com as contribuições dos materiais de biomassa vegetal, a fonte fóssil apresenta um menor impacto na ACD que as fontes renováveis, com a contribuição do bio-LDPE, e do amido/glicerol sendo, respectivamente, 137% e 15% maiores em relação ao LDPE. Sendo

assim, conforme demonstrado na Figura 12, as principais de fonte de impacto por material para a ACD são, em ordem decrescente, o $CNC_{Algodão}$, o $CNC_{Eucalipto}$, a resina de bio-LDPE, a mistura amido/glicerol e a resina de LDPE.

É interessante destacar que, ainda que a produção de NFC não esteja entre as cinco maiores fontes de impacto apresentadas para a ACD, a adição de qualquer material nanocelulósico sempre contribui para o aumento da ACD. Ye et al. (2025)^[118] relatou um aumento de 5% na ACD com a adição de 15% de NFC em borracha natural em uma ACV portão-a-portão. Porém, há diferenças expressivas entre o impacto atrelado às NFC e aos CNC. Para o teor de 10% de nanocelulose, o reforço com $NFC_{Eucalipto}$ apresenta 17% da contribuição que o reforço com $CNC_{Eucalipto}$, enquanto o reforço com $NFC_{Algodão}$ apresenta 26% da contribuição que o reforço de $CNC_{Algodão}$. Por utilizar apenas processos mecânicos de extração, o NFC tem um impacto significativamente menor na ACD que o CNC. Os valores médios de TA, calculados com os dados do Quadro 3, são de 54 g SO_2 eq./kg de NFC contra 723 g SO_2 eq./kg de CNC. Além disso, a Figura 12 explicita a diferença entre as contribuições das fontes de nanoceluloses que, apesar de menos relevante para os cenários com CNC, o cultivo do eucalipto contribui com menos de 1% no valor da ACD dos cenários para as embalagens a base de nanocompósitos, enquanto a cultura do algodão contribui com 15% no valor da ACD, considerando o teor de reforço de 10%. A preparação dos nanocompósitos se sobressaiu sobre a produção da nanocelulose, em termos de contribuição de impacto, apenas para o cenário relacionado ao nanocompósito amido/ $NFC_{Eucalipto}$, 2,5%.

Por fim, ao se analisar as etapas do fim de vida dentro da ACV, há uma maior contribuição para a ACD da compostagem aeróbia que do aterro sanitário, o que está relacionado ao fato das embalagens de amido e dos nanocompósitos se degradarem em CO_2 durante a compostagem, o qual pode virar ácido carbônico (H_2CO_3) na natureza, enquanto as embalagens de PE não se degradam, porém, é importante destacar que a não degradação de plásticos afetam o meio ambiente de outras maneiras, especialmente a integridade da biosfera e as novas entidades.

6.1.3 Eutrofização de Água Doce (FWE)

A FWE é um indicador ambiental associado às categorias de fluxos biogeoquímicos de macronutrientes como o P e o N, afetando indiretamente na integridade da biosfera e em mudanças nos sistemas de água doce. A Figura 13 apresenta os resultados obtidos com a AICV para cada um dos cenários de embalagem.

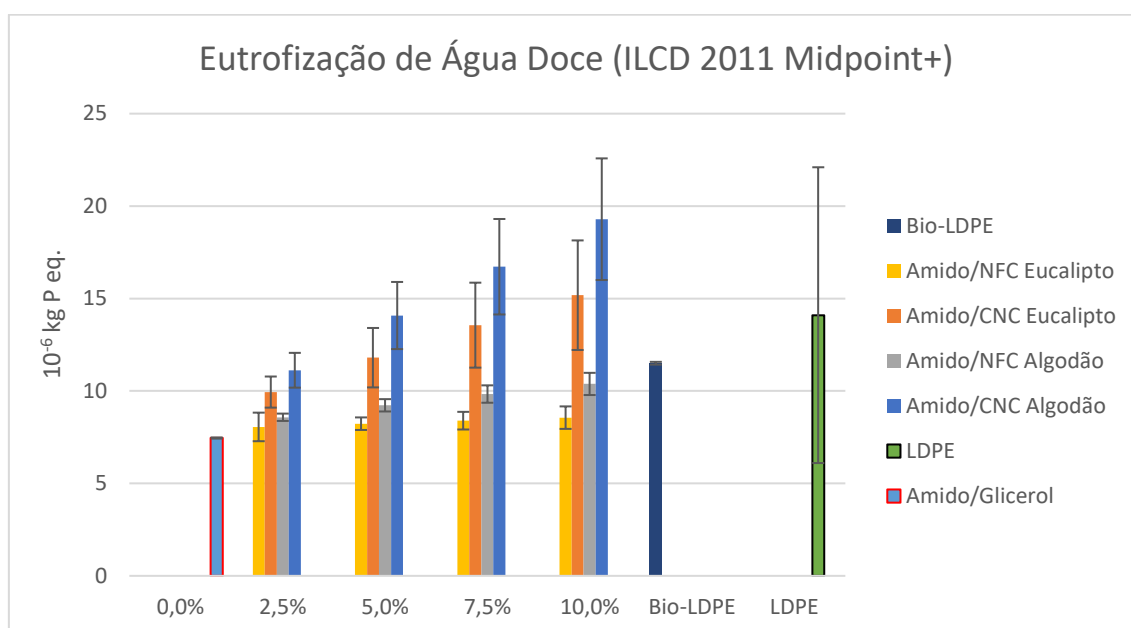


Figura 13. Gráfico da Eutrofização de Água Doce (FWE) de Embalagens Flexíveis. Os resultados são expressos em kg P eq eq por unidade de embalagem.

O cenário para a embalagem de amido apresenta o menor valor médio para o indicador (7,45 mg P eq./embalagem), representando 53% do impacto do cenário modelado para a embalagem de LDPE (14,1 mg P eq./embalagem). A incorporação de NFC_{Eucalipto} resulta no menor aumento na FWE, com incremento inicial (i.e. teor de 2,5%) de 8% na FWE em relação à embalagem de amido (8,05 mg P eq./embalagem) e posterior incremento de 2% no indicador para cada 2,5% de NFC adicionado. Já a incorporação do NFC_{Algodão} leva a aumento na FWE, com incremento inicial de 15% em relação à embalagem de amido (8,58 mg P eq./embalagem) e posterior incremento de 8% no indicador para cada 2,5% de NFC adicionado. Ye et al. (2025)^[118] verificou um aumento na FWE com a adição de nanoceluloses à matriz de borracha natural. Porém, verifica-se

que as embalagens amido/NFC atingiram de 57% a 74% do impacto da embalagem de LDPE.

A incorporação dos CNC levou a aumentos mais expressivos na FWE das embalagens de amido, com incrementos no indicador de 33% e 49% para o teor de 2,5%, e com posteriores incrementos de 23% e 36% para cada 2,5% de CNC adicionado, considerando as fontes eucalipto e algodão, respectivamente. Zhang et al. (2022)^[61] obteve FWE de 16 g P eq./kg de CNC_{Algodão} em comparação ao trabalho de Krexner et al. (2022)^[141] que apresentou FWE de 0,8 g P eq./kg de NFC produzido de lascas de madeira. Em relação à embalagem de LDPE, as embalagens amido/NFC apresentaram melhor desempenho para qualquer teor de nanocelulose, sem considerar os desvios padrão calculados, enquanto para as embalagens amido/CNC, qualquer teor acima de 2,5% pode levar a um cenário de desempenho ambiental equivalente ou inferior no que tange os efeitos de eutrofização. Dessa forma, a adição de nanocelulose nas embalagens de amido aumenta a FWE, porém, há diferenças de impacto ambiental quando NFC ou CNC são utilizados, além das diferenças entre a produção utilizando a polpa de eucalipto e as fibras de algodão como fonte de celulose.

As embalagens de bio-LDPE apresentam uma menor FWE apenas quando comparadas às de LDPE e às embalagens amido/CNC, a exceção do cenário com CNC_{Eucalipto} no teor de 2,5%, o qual apresentou 82% do impacto médio obtido para o cenário modelado com o bio-LDPE. Na Figura 14 são apresentadas as contribuições de impacto para todos os cenários modelados.

As contribuições de maior impacto para a FWE são, em ordem decrescente, as produções de CNC_{Algodão}, de resina bio-LDPE, de resina LDPE, de CNC_{Eucalipto} e o processamento dos nanocompósitos. Avaliando as contribuições para cada cenário modelado individualmente, é possível verificar que a extrusão de filme plástico é a principal fonte de impacto (i.e. 40%) da embalagem de amido, a preparação dos nanocompósitos e extrusão do filme plástico são as principais fontes de impacto (i.e. mínimo de 32%) das embalagens amido/NFC, a exceção do cenário NFC_{Algodão} no teor de 10%, cujo material nanocelulósico passa a ter a maior contribuição para a FWE (32%). O processamento é a principal fonte de impacto para os teores de CNC abaixo de 5,0% e, para teores maiores, a produção da nanocelulose passa a ter a maior contribuição, podendo

chegar até 55% do valor da FWE. A produção das resinas de PE é a principal fonte de impacto para os dois cenários com embalagens não biodegradáveis.

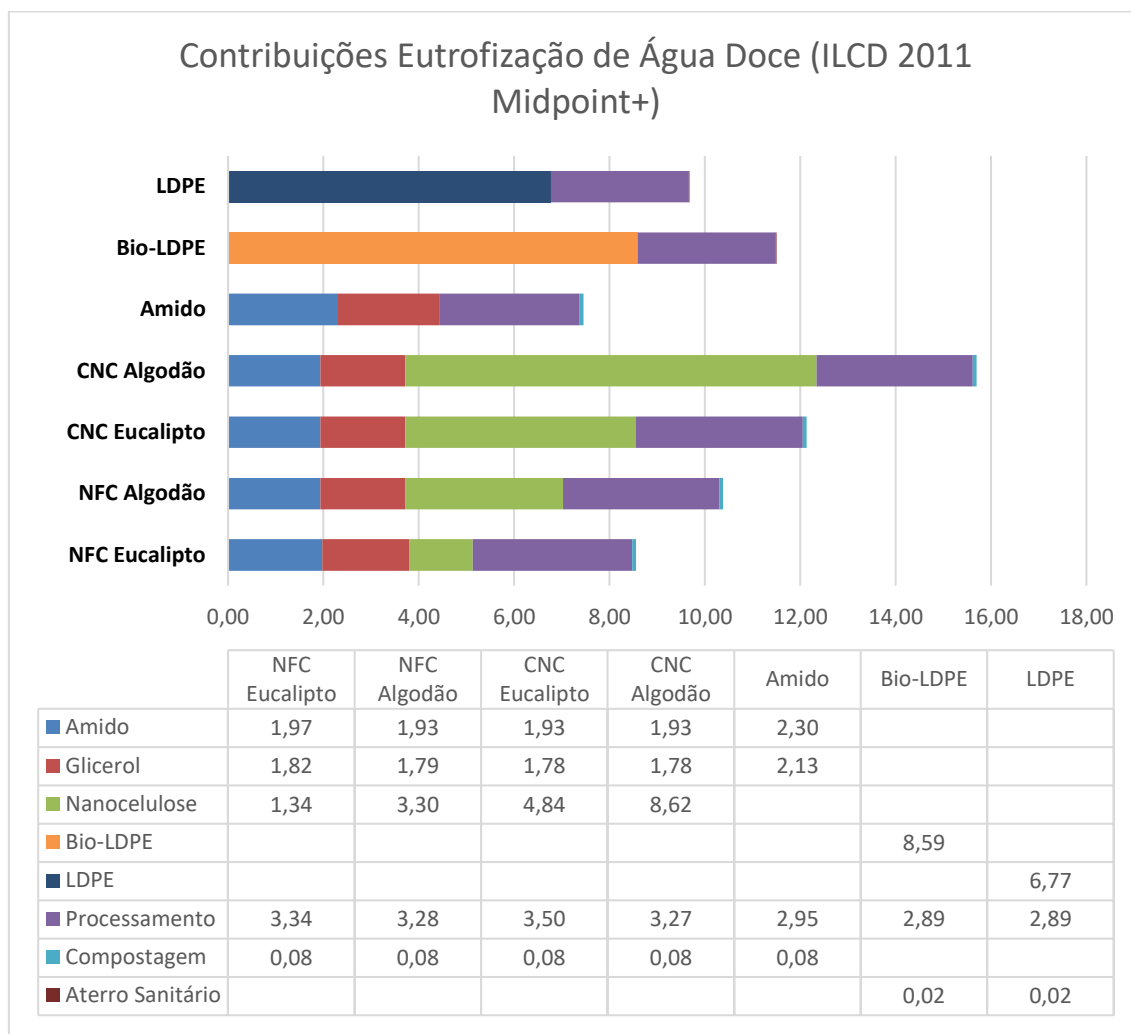


Figura 14. Gráfico e Quadro das Contribuições da Eutrofização de Água Doce em mg P eq por unidade de embalagem flexível.

Por fim, avaliando-se a etapa final de cada sistema de produto modelado, tem-se que a compostagem aeróbia apresenta maior valor de contribuição que o aterro sanitário, o que pode ser atribuído a degradação do material biodegradável em contraposição à não degradação dos PE, porém ambas as contribuições são baixas, representando 1%, ou menos, de participação nos cenários modelados.

6.1.4 Ecotoxicidade de Água Doce (FWET)

A FWET é um indicador ambiental associado à emissão de compostos orgânicos, como os organoclorados, organofosforados e organofluorados, e metais de transição e pesados, ao longo de um ciclo de vida. Este tipo de ambiental tem relação com os limites planetários dos fluxos biogeoquímicos, de novas entidades, integridade da biosfera e de mudanças nos sistemas de água doce. A Figura 15 apresenta os resultados de impacto para cada um dos cenários modelados.

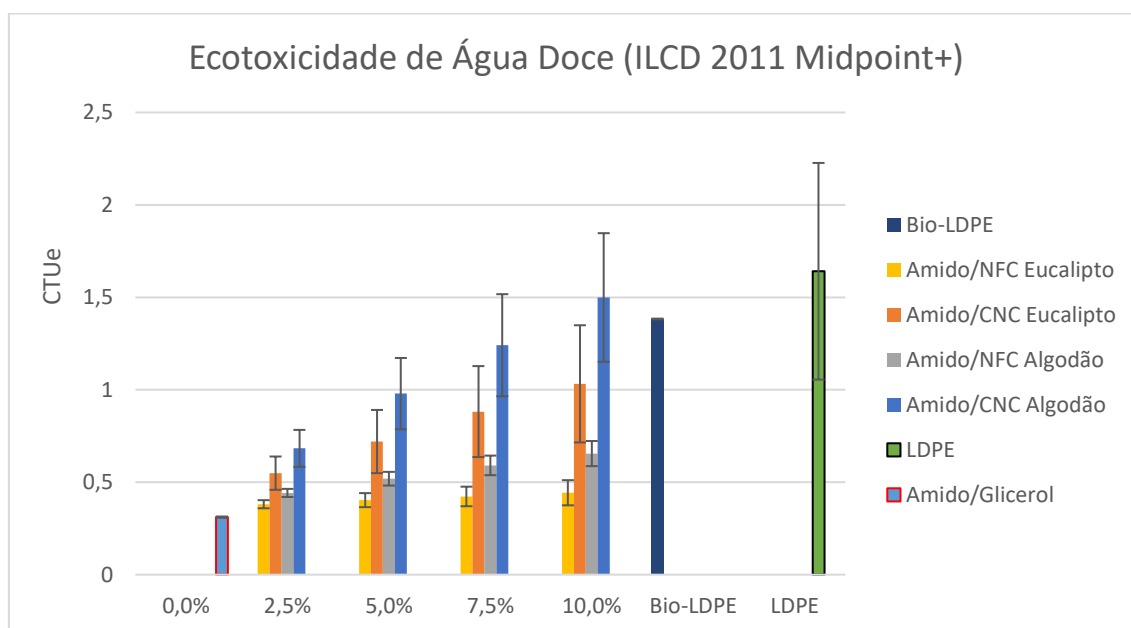


Figura 15. Gráfico da Ecotoxicidade de Água Doce (FWET) de Embalagens Flexíveis. Os resultados são expressos em CTUe por unidade de embalagem.

A embalagem de amido apresenta a menor FWET (0,31 CTUe/embalagem), representando 19% do valor médio obtido para a embalagem de LDPE (1,64 CTUe/embalagem). Assim como observado para os indicadores anteriores, há um aumento de impacto com a incorporação de nanocelulose à embalagem de amido, e o aumento é mais pronunciado para os cenários com CNC. Turk et al. (2020)^[109] e Rebec, Turk & Kunaver (2024)^[112] relataram um impacto na ecotoxicidade marinha 41% maior na produção de CNC em relação a produção de NFC. No caso da incorporação de NFC_{Eucalipto} e NFC_{Algodão}, os aumentos chegam a representar de 23 a 40% do impacto para a embalagem de LDPE, sugerindo que a adoção das embalagens biodegradáveis amido/NFC é mais vantajosa para esta categoria de impacto ambiental. Já para a adição

de CNC, seja proveniente do eucalipto ou do algodão, os aumentos da FWET são mais expressivos, por exemplo, 77% (0,55 CTUe/embalagem) e 120% (0,68 CTUe/embalagem), respectivamente, em relação à embalagem de amido, porém ainda resultando em menor impacto em relação àquele da embalagem de LDPE. A adição de nanocelulose nas embalagens de amido aumenta a FWET, porém, há diferenças significativas entre o incremento do impacto ambiental de NFC e de CNC, além das diferenças entre as fontes celulósicas, onde a polpa de eucalipto leva a um melhor desempenho ambiental frente às fibras de algodão. Ye et al. (2025)^[118] e Yanat et al. (2025)^[117] também relataram aumento na FWET com a adição de nanomateriais às matrizes poliméricas de NBR e de PLA.

A embalagem de bio-LDPE apresenta uma menor FWET quando comparada à de LDPE, representando 84% do valor médio obtido para o cenário modelado com o material de fonte fóssil, e quando comparada à embalagem amido/CNC_{Algodão_10%}. Na Figura 16 são apresentados os resultados de contribuição de impacto para todos os cenários modelados.

As maiores contribuições para os impactos de ecotoxicidade são, em ordem decrescente, o aterro sanitário das embalagens de PE, as produções de CNC_{Algodão}, de CNC_{Eucalipto}, de NFC_{Algodão} e das resinas de PE. A produção de amido de milho é a maior fonte de impacto nas embalagens de amido e de amido/NFC_{Eucalipto}, representando, respectivamente, 57% e, no mínimo, 34% da FWET. A produção das nanoceluloses é a principal fonte de impacto nas embalagens de nanocompósitos com CNC_{Eucalipto}, com CNC_{Algodão} e com NFC_{Algodão}, representando até 56%, 72% e 53%, respectivamente, do valor total do indicador. Yanat et al. (2025)^[117] observou 20% de contribuição da nanotecnologia no ciclo de vida de nanocompósitos de PLA reforçado com 5% ChNC para a FWET, com o uso da hidrólise ácida sendo a principal fonte de impacto na produção do nanomaterial. Foi observado que apenas nos cenários com 2,5% NFC_{Algodão} e com 2,5% CNC_{Eucalipto} a produção do amido é a principal causa do impacto. A contribuição dos processamentos também é significativa para as embalagens biodegradáveis no cenário da embalagem amido/CNC_{Algodão_10%} (10%), e para o cenário da embalagem amido/NFC_{Eucalipto_2,5%} (30%) dos valores apresentados para a FWET.

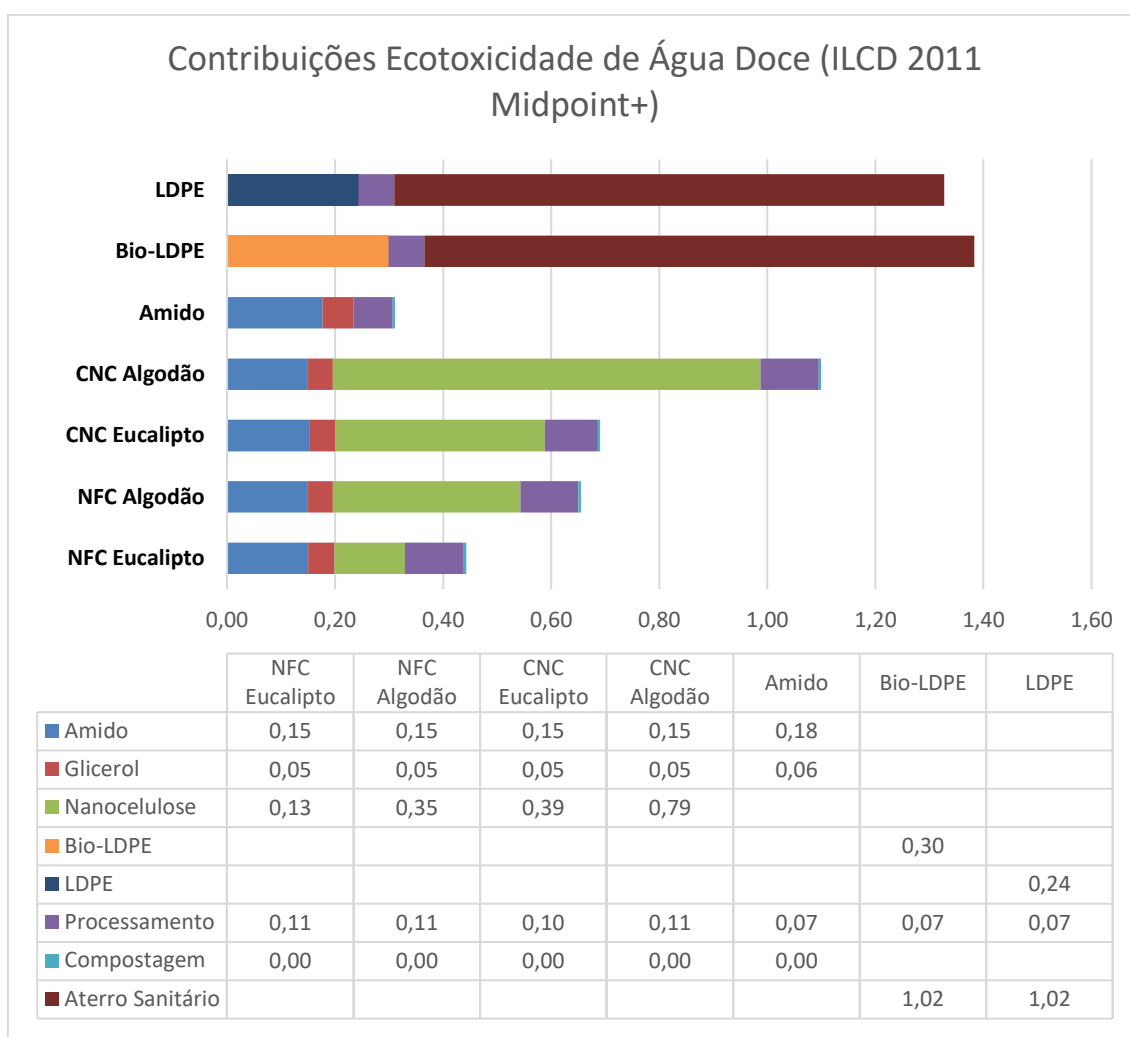


Figura 16. Gráfico e Quadro das Contribuições da Ecotoxicidade de Água Doce em CTUe por unidade de embalagem.

Comparando-se as etapas de tratamento de fim-de-vida, tem-se que a contribuição da compostagem aeróbia de embalagens biodegradáveis para a FWET é praticamente nula, enquanto a contribuição do aterro sanitário é a principal responsável pelo alto impacto de embalagens não-biodegradáveis de PE, demonstrando, assim, uma vantagem ambiental do uso de materiais biodegradáveis como embalagem. Demonstra também a importância da correta disposição de resíduos compostáveis, especialmente quando se pensa na integridade da biosfera, em mudanças em sistemas de água doce e em novas entidades. Como já indicado anteriormente, o aterro sanitário tem a maior contribuição para os impactos das embalagens de bio-LDPE e de LDPE, representando 77% e 74% do valor total da FWET.

6.1.5 Uso do Solo (LU)

O LU é um dos principais indicadores de mudanças em sistemas terrestres e estima a redução de áreas florestais por efeito das atividades antropogênicas. Está também associado, indiretamente, à integridade da biosfera e às mudanças climáticas. A Figura 17 apresenta os resultados obtidos para esta categoria de impacto ambiental.

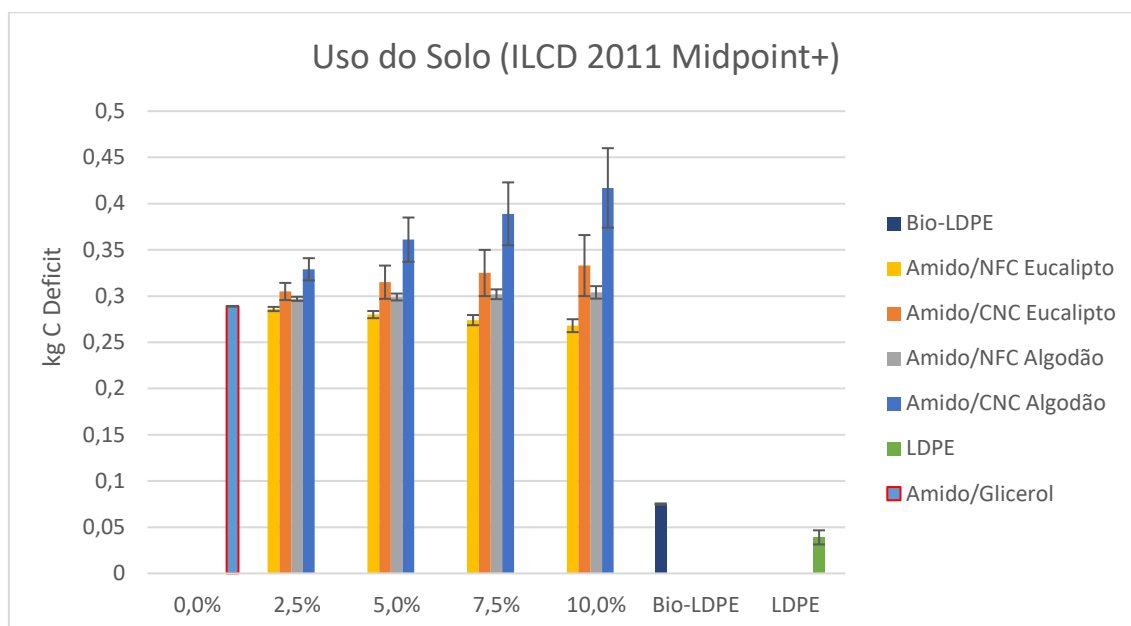


Figura 17. Gráfico do Uso do Solo (LU) de Embalagens Flexíveis. Os resultados são expressos em kg C déficit por unidade de embalagem.

A embalagem de LDPE apresenta o menor LU (39 g C deficit/embalagem) dentre os cenários avaliados. O segundo menor LU apresentado é para o cenário da embalagem de bio-LDPE (75 g C deficit/embalagem), representando 192% do LU da embalagem de LDPE, sendo compreensível tal diferença entre o material de fonte fóssil, que não necessita de cultivo de biomassa vegetal para sua produção, e o material de fonte renovável que depende do cultivo da cana-de-açúcar para sua produção. Yanat et al. (2025)^[117] relatou uma tendência similar na comparação do LU para o ciclo de vida do PET de fonte fóssil em relação ao PLA.

Dentre os cenários das embalagens de amido e de seus nanocompósitos com nanoceluloses, tem-se que as embalagens contendo NFC_{Eucalipto} apresentam os menores valores de LU (268 - 286 g C deficit/embalagem), seguido pelo indicador da embalagem de amido (289 g C deficit/embalagem), representando de 687% a 741% do valor médio da embalagem de LDPE. As embalagens amido/NFC_{Algodão} levaram a LU de 297 - 304 g

C deficit/embalagem, seguido pelo cenário com $CNC_{Eucalipto}$ (305 - 333 g C deficit/embalagem) e, finalmente, o cenário com $CNC_{Algodão}$ (329 - 417 g C deficit/embalagem), o qual chega a atingir 1069% do impacto da embalagem de LDPE. Yanat et al. (2025)^[117] relatou um leve aumento no LU com a adição de 5% de ChNC à matriz de PLA, nanotecnologia esta que apresenta semelhanças com o CNC em sua produção.

Para os sistemas de produtos com materiais de fonte renovável, este é um indicador de impacto fortemente associado às culturas de cultivo das quais são geradas as matérias-primas para produção das embalagens plásticas, explicitando as diferenças entre as culturas de milho, soja, eucalipto e cana-de-açúcar, o que pode ser discutido melhor com o auxílio da Figura 18.

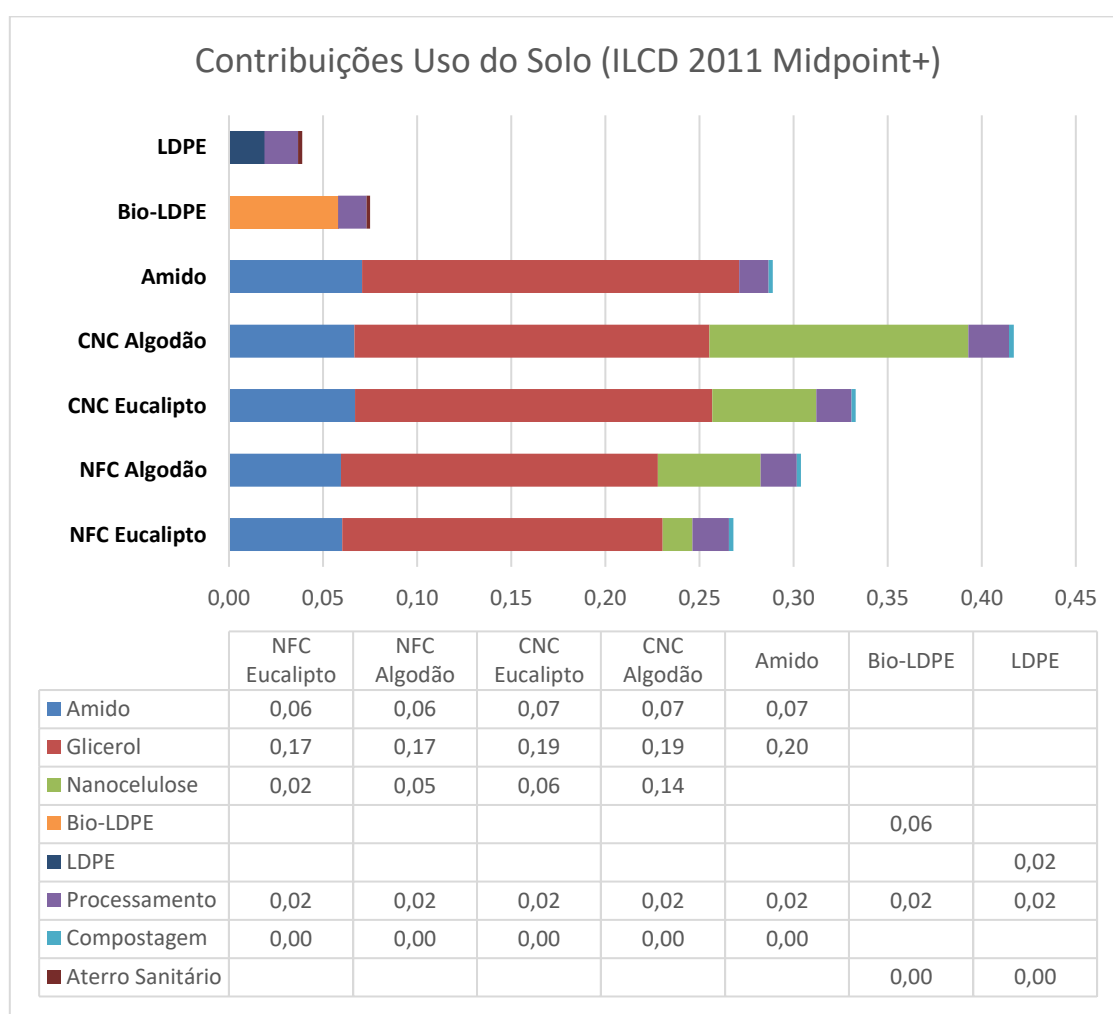


Figura 18. Gráfico e Quadro das Contribuições do Uso do Solo em kg C déficit por unidade de embalagem.

As matérias-primas utilizadas para a produção das embalagens flexíveis são as principais fontes de impacto para o LU, sendo, em ordem decrescente, as cadeias de produção do glicerol (proveniente da soja), do $CNC_{Algodão}$ e da matriz de amido (proveniente do milho). Rebec, Turk & Kunaver (2024)^[112] relatou o glicerol como sendo a principal fonte de impacto do LU para a produção de CNC (i.e. 50% de contribuição), seguida pela fibra de algodão (i.e. 45% de contribuição), embora a função do glicerol na rota de extração não seja explicitada.

Considerando a quantidade de cada material adicionado e suas contribuições para o LU, a cana-de-açúcar utilizada na produção do bio-LDPE é a cultura de cultivo com menor impacto para tal indicador, seguida pelo milho, depois o eucalipto, em sequência, o algodão e, por fim, a soja. Finalmente, a contribuição dos processamentos é consideravelmente baixa, e a contribuição dos processos de fim de vida dos sistemas de produtos é desprezível.

6.1.6 Panorama Final Sobre os Impactos na Vitalidade dos Ecossistemas

Na Figura 19 são comparados os resultados de impacto utilizando as cinco categorias *midpoint* discutidas anteriormente para os cenários da embalagem de amido, de amido/NFC_{Eucalipto_10%}, de LDPE e de bio-LDPE. O nanocompósito amido/NFC_{Eucalipto_10%} foi escolhido pois considera o máximo teor de nanocelulose avaliado, representando a maior diferença composicional com o plástico de amido, e por apresentar o melhor desempenho ambiental dentre todos os nanocompósitos modelados.

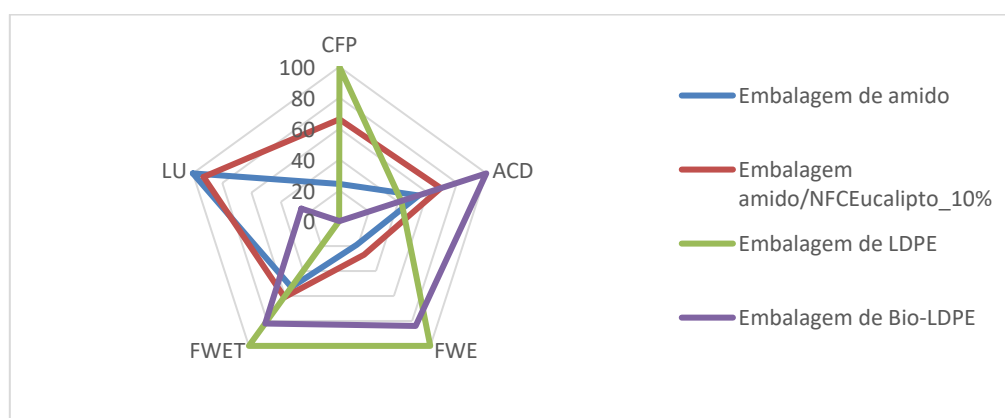


Figura 19. Radar dos Indicadores de Impacto na Vitalidade dos Ecossistemas para Embalagens Flexíveis de LDPE, de Bio-LDPE, de Amido e de Nanocompósito de Amido Reforçado com 10% de NFC_{Eucalipto}.

As embalagens de amido e amido/NFC_{Eucalipto_10%} apresentaram melhor desempenho, em relação às embalagens de LDPE, considerando três dos parâmetros dos limites planetários descritos na Figura 6, nomeadamente, as mudanças climáticas, novas entidades (ecotoxicidade - FWET) e fluxos biogeoquímicos (eutrofização por P - FWE). De acordo Richardson et al. (2023)^[68], estes limites planetários operam em níveis de alto risco. Logo, a adoção de embalagens biodegradáveis a base de amido e NFC pode ser uma alternativa para redução de tais riscos, se os resultados deste trabalho forem entendidos sob uma perspectiva holística de preservação ambiental. Porém, percebe-se há necessidade de otimização de processos ou desenvolvimento de novas tecnologias de produção para que essas embalagens biodegradáveis também contribuam para manutenção dos limites planetários relacionados à acidificação e mudanças de sistemas terrestres, como o uso de glicerol proveniente de outras cadeias produtivas ou o uso de outros plastificantes ou outros tipos de fécula para a produção dos nanocompósitos de amido.

6.2 Impactos sobre a saúde humana

6.2.1 Toxicidade para Seres Humanos (HT)

A HT é um indicador de impacto que mensura o quanto determinado ciclo de vida afeta, de forma generalizada, as condições de saúde humana, estando diretamente relacionado ao limite de novas entidades. Com este indicador, expresso em unidades comparativa de toxicidade para seres humanos (CTUh) é possível estimar o potencial de emissão substâncias cancerígenas e não cancerígenas ao longo de um ciclo de vida. A Figura 20 apresenta os resultados obtidos para HT em cada um dos cenários modelados.

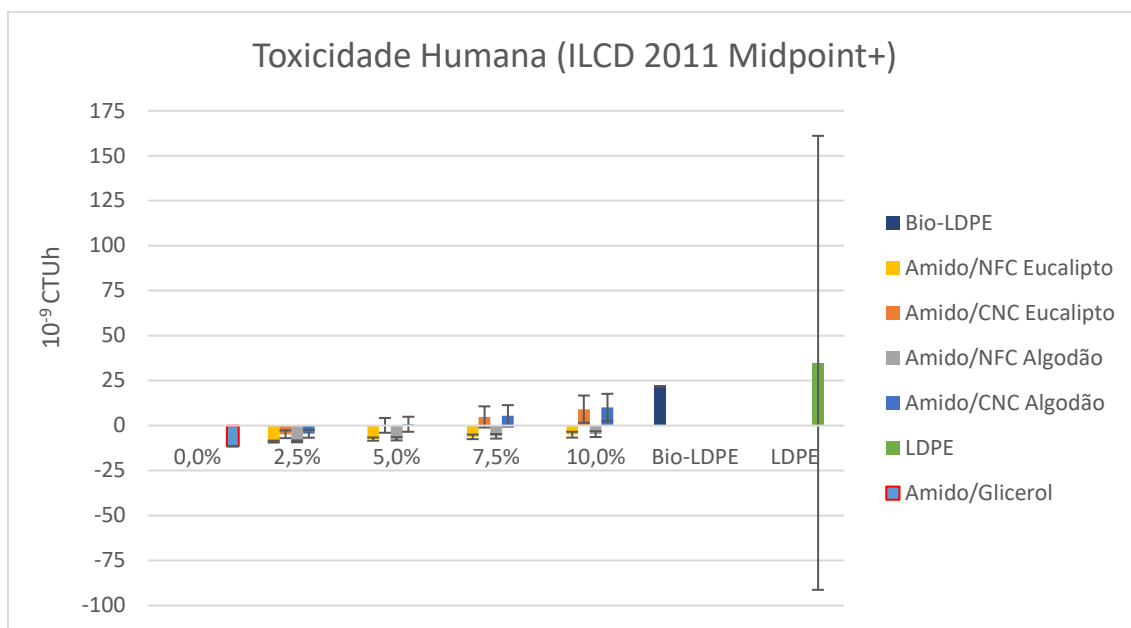


Figura 20. Gráfico da Toxicidade em Humanos (HT) de Embalagens Flexíveis. Os resultados são expressos em CTUh por unidade de embalagem.

O cenário da embalagem de amido apresenta a menor e negativa HT ($-11,5 \times 10^{-9}$ CTUh/embalagem) e o maior valor médio pode ser observado para a embalagem de LDPE ($34,9 \times 10^{-9}$ CTUh/embalagem). Há um aumento na HT com a adição de nanocelulose às embalagens de amido, ocorrendo um incremento mais expressivo para o indicador nos cenários modelados com CNC em relação aos cenários com NFC. Nascimento et al. (2016)^[106], Turk et al. (2020)^[109], Krexner et al. (2022)^[141] e Rebec, Turk & Kunaver (2024)^[112] relataram um valor de HT positivo para a produção de nanoceluloses, enquanto Ye et al. (2025)^[118] relatou um leve incremento na HT com a adição de NFC à borracha natural. Para as embalagens amido/NFC, o indicador é negativo, assim como para a embalagem de amido, sugerindo que a produção de embalagens a partir desses destes materiais é benéfica para saúde humana de forma geral. Já para as embalagens amido/CNC, apenas os cenários com teor de 2,5% apresentam valores negativos ($-4,9 \times 10^{-9}$ até $-4,6 \times 10^{-9}$ CTUh/embalagem). Para os demais teores, a HT foi positiva, alcançando $10,0 \times 10^{-9}$ CTUh/embalagem para cenário amido/CNC_{Algodão_10,0%}. Yanat et al. (2025)^[117] relatou um aumento expressivo na HT com a incorporação de 5% ChNC à matriz de PLA, este aumento de impacto atrelado à produção de nanocristais. Ainda assim, os resultados sugerem um melhor desempenho das embalagens de plásticos biodegradáveis em relação as embalagens não-

biodegradáveis de PE, apesar do elevado desvio padrão associado à HT do cenário para a embalagem de LDPE, o que pode tornar a avaliação inconclusiva.

Os resultados de contribuição para HT são discutidos a seguir dividindo o indicador em efeitos toxicológicos cancerígenos (i.e. HTC) e não-cancerígenos (i.e. HTNC).

6.2.1.1 Toxicidade em Humanos - Efeitos Cancerígenos (HTC)

A HTC é um indicador de impacto que relaciona a influência do ciclo de vida em casos de câncer. As contribuições para os cenários escolhidos são apresentadas na Figura 21.

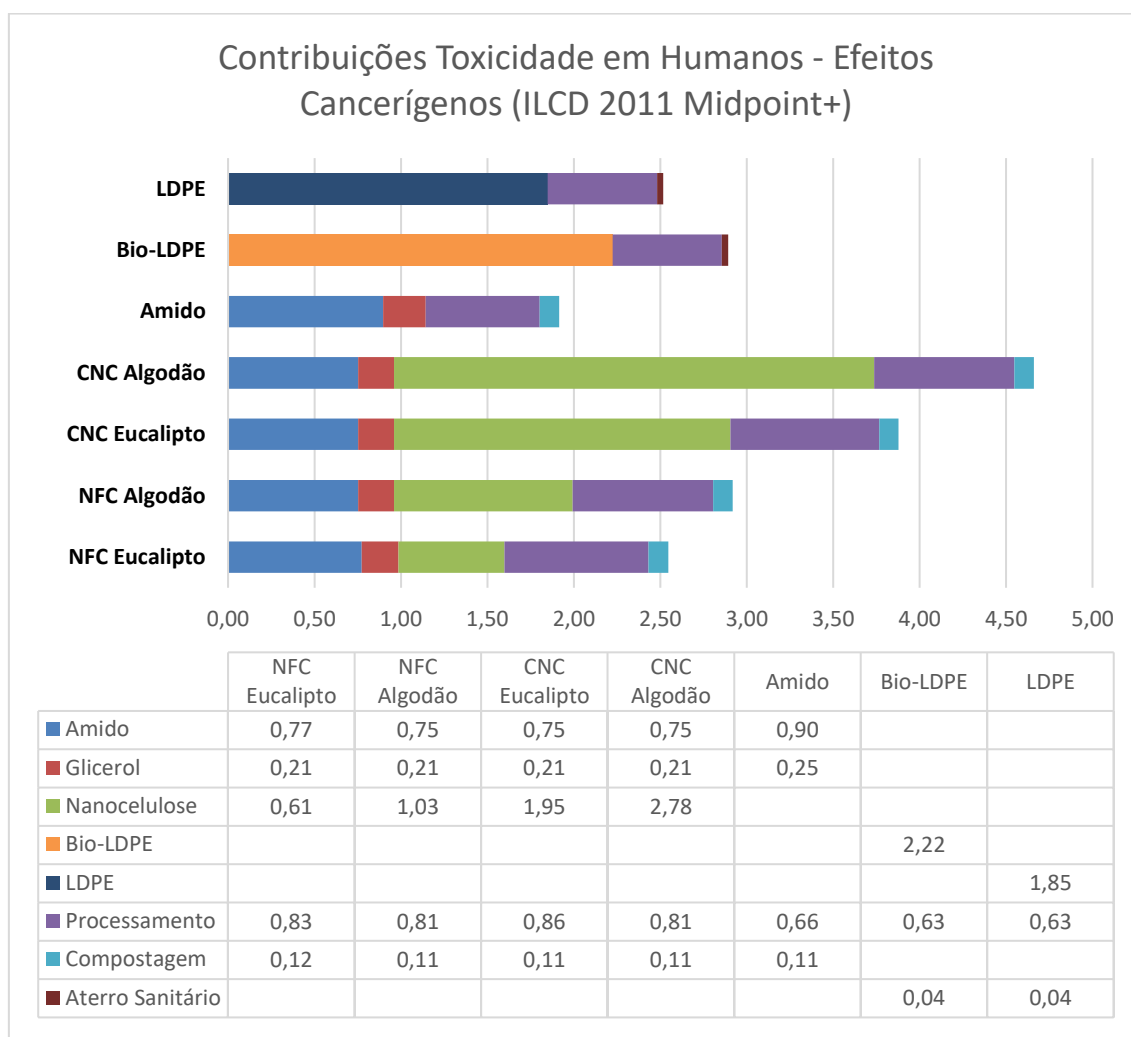


Figura 21. Gráfico e Quadro das Contribuições da Toxicidade em Humanos (Efeitos Cancerígenos) em CTUh por unidade de embalagem.

Os processos avaliados que geram maior impacto são, em ordem decrescente, as produções de CNC_{Algodão}, de bio-LDPE, de CNC_{Eucalipto}, de LDPE e de NFC_{Algodão}. A modelagem indicou que o potencial de emissão de substâncias cancerígenas está mais atrelado às cadeias fornecedoras de energia (i.e. eletricidade e calor de vapor) e à cadeia de produção de H₂SO₄ no caso da produção dos CNC. Indicou também que a cultura do algodão tem potencial de emissão de substâncias cancerígenas maior do que a indústria de polpa de eucalipto.

Avaliando cada cenário individualmente, verifica-se que o processamento é a principal fonte de impacto para as embalagens amido/NFC (pelo menos 35% de contribuição), com exceção do nanocompósito amido/NFC_{Algodão_10,0%}, cuja principal fonte é a produção da nanocelulose (35% de contribuição), assim como também para as embalagens amido/CNC (até 60% de contribuição), exceto para os cenários com teor de 2,5%, no qual o processamento do nanocompósito prevalece (até 36% de contribuição). Yanat et al. (2025) apresentou uma contribuição maior que 20% do ChNC utilizada em nanocompósito PLA/ChNC_5% para a HTC. Já a produção da resina de PE é a principal fonte de impacto nas embalagens de bio-LDPE (77% de contribuição) e de LDPE (73% de contribuição). Ao avaliar o final da vida de cada um dos cenários, tem-se que a compostagem aeróbia causa um maior impacto que o aterro sanitário em relação a HTC.

6.2.1.2 Toxicidade em Humanos (Efeitos Não-Cancerígenos) (HTNC)

A HTNC é um indicador de impacto que indica a relação de um ciclo de vida em casos de outras doenças que não o câncer. As contribuições de impacto são apresentadas na Figura 22.

Os processos com maior HTNC, em ordem decrescente, são as produções de de bio-LDPE, de CNC_{Algodão}, de CNC_{Eucalipto}, o aterro sanitário e a produção de resina de LDPE.

Verifica-se que o processamento é a principal fonte de impacto da embalagem de amido, das embalagens de amido/NFC com teores de 7,5% ou menores e das embalagens de amido/CNC para teor de 2,5% ou menor. As nanoceluloses têm as maiores contribuições para os demais cenários de nanocompósitos. Yanat et al. (2025)^[117] relatou 65% de contribuição do ChNC utilizado na produção do nanocompósito de

PLA/ChNC_5%. A produção da resina de bio-LDPE é a principal fonte de impacto do cenário com o PE de fonte renovável (56% de contribuição). E o aterro sanitário é a principal fonte de impacto da embalagem de LDPE (55% de contribuição). Para estes efeitos toxicológicos não carcinogênicos, o impacto da compostagem aeróbia é desprezível, enquanto o aterro sanitário tem efeito crítico, explicitando os impactos negativos deste tipo de disposição para embalagens plásticas não biodegradáveis.

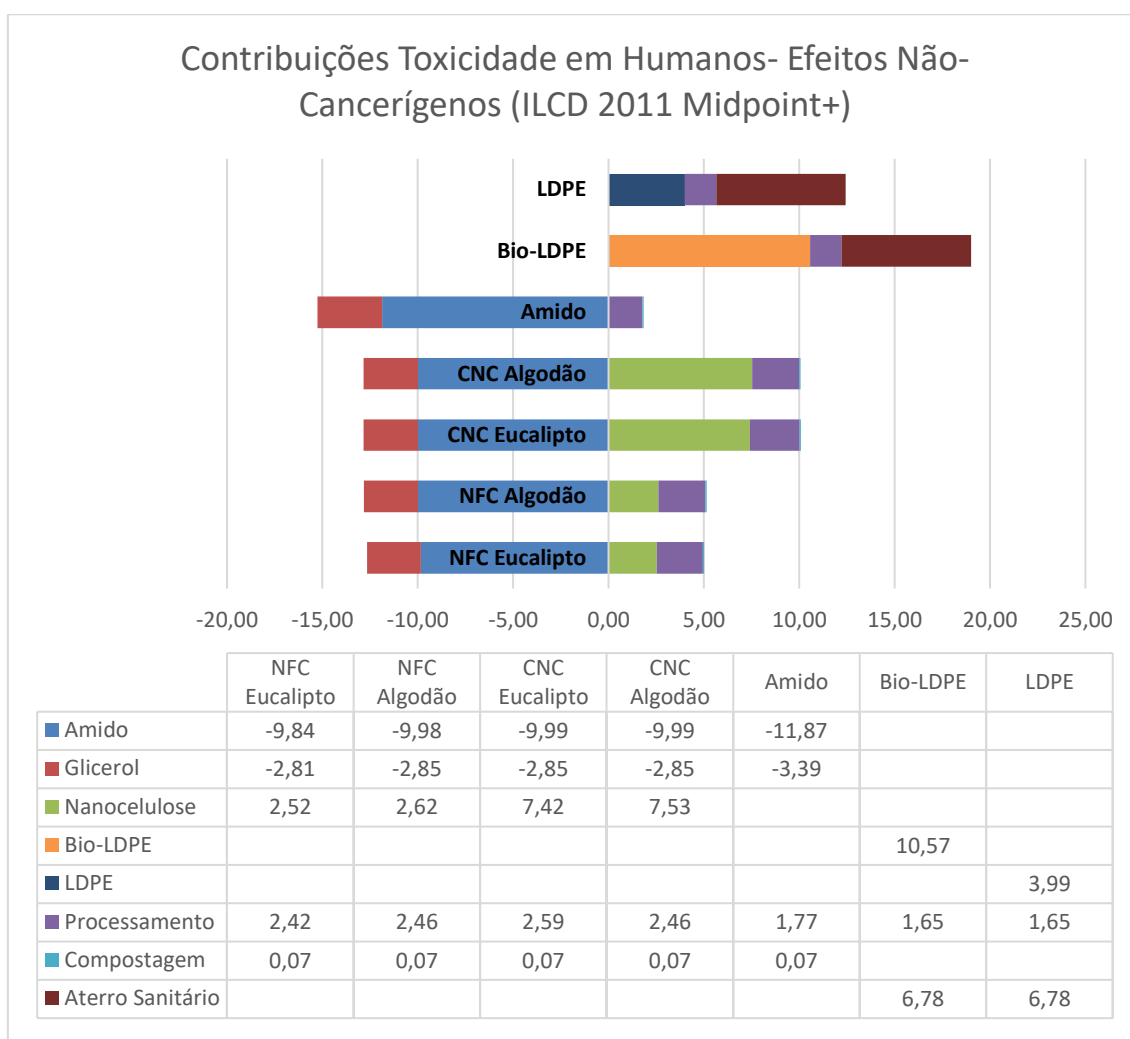


Figura 22. Gráfico e Quadro das Contribuições da Toxicidade em Humanos (Efeitos Não-Cancerígena) em CTUh por unidade de embalagem.

6.2.2 Emissão de Material Particulado (PM)

O PM é um indicador de impacto que mensura a quantidade de aerossóis emitidas em determinado ciclo de vida, sendo associado a problemas respiratórios em seres humanos. A Figura 23 apresenta os resultados obtidos para cada cenário de embalagem plástica.

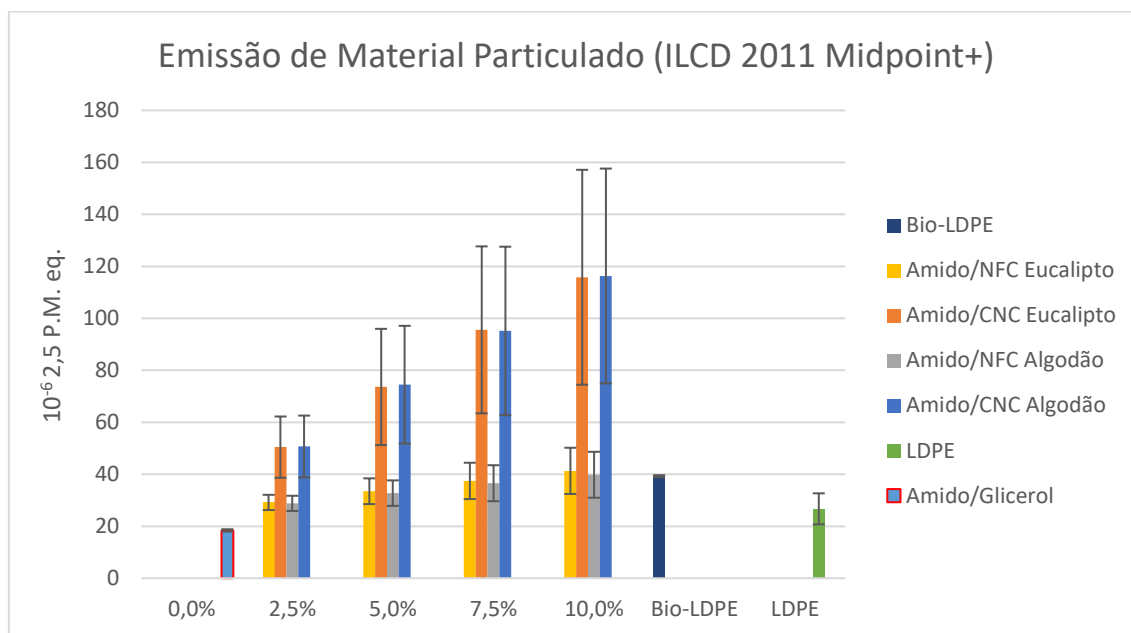


Figura 23. Gráfico de Emissão de Material Particulado (PM) de Embalagens Flexíveis. Os resultados são expressos em kg 2,5 PM eq por unidade de embalagem.

A embalagem de amido apresenta o menor valor para o PM ($18,4 \times 10^{-6}$ kg 2,5 P.M. eq./embalagem), sendo o único cenário com melhores resultados que a embalagem de LDPE ($26,7 \times 10^{-6}$ kg 2,5 P.M. eq./embalagem). Os cenários modelados para as embalagens amido/NFC apresentam um aumento de 57% a 125% no indicador quando comparados ao da embalagem de amido ($28,8 \times 10^{-6}$ - $41,3 \times 10^{-6}$ kg 2,5 P.M. eq./embalagem). Os cenários para as embalagens amido/CNC apresentou um aumento de 174% a 532% no PM ($50,2 \times 10^{-6}$ - $116,3 \times 10^{-6}$ kg 2,5 P.M. eq./embalagem). Ye et al. (2025)^[118] relatou um aumento de 6% no PM com a adição de 15% de NFC em matriz de borracha natural.

A adição de nanoceluloses à embalagem de amido aumenta impacto relacionado ao PM, sendo expressiva a diferença entre o tipo de material nanocelulósico, mas desprezível entre a fonte do material (i.e. algodão e eucalipto). Também é demonstrado

na Figura 23 que o cenário modelado para a embalagem de bio-LDPE apresentou PM 47% maior em relação ao LDPE ($39,3 \times 10^{-6}$ kg 2,5 P.M. eq./embalagem), representando um pior desempenho do termoplástico de biomassa vegetal em relação à fonte fóssil, e sendo praticamente equivalente ao nanocompósito com 10% de NFC. Os resultados de contribuição são apresentados na Figura 24.

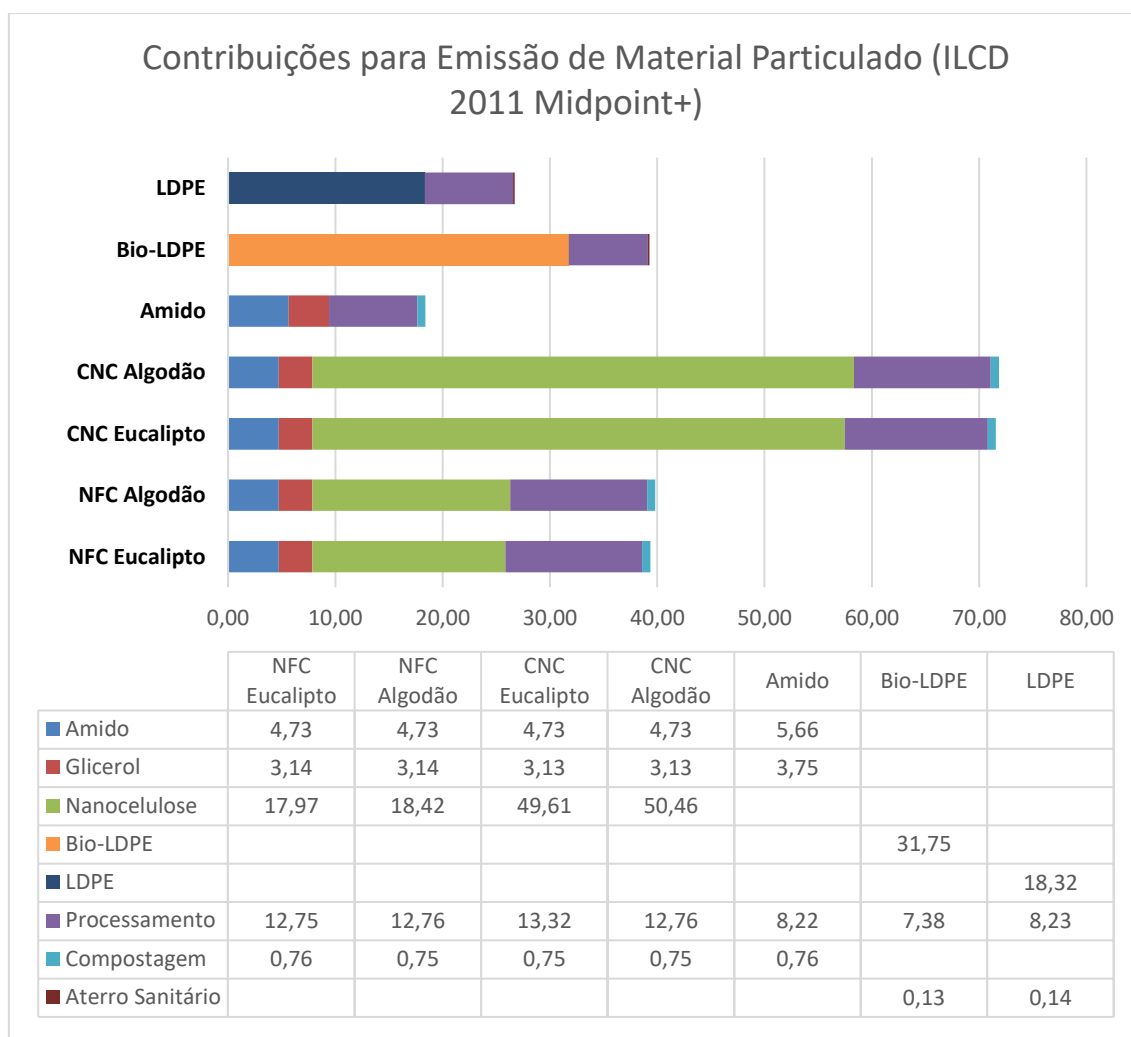


Figura 24. Gráfico e Quadro das Contribuições do Material Particulado em 10^{-6} kg 2,5 P.M. eq por unidade de embalagem.

Os processos com maior impacto no indicador são, em ordem decrescente, a produção de CNC, da resina de bio-LDPE, da resina de LDPE, produção do reforço NFC e o processamento dos nanocompósitos. É possível observar que a produção da nanocelulose tem a maior contribuição das embalagens amido/CNC, representando até 70% do valor para o indicador. Rebec, Turk & Kunaver (2024)^[112] relatou 233×10^{-6} kg

P.M. 2,5 eq./g de $CNC_{Algodão}$ produzido. A nanocelulose é a principal causa de impacto das embalagens de nanocompósito com teores de NFC entre 7,5 e 10,0%, representando até 46% do impacto total. Já para teores menores e para a embalagem de amido, o processamento é a principal fonte de impacto. A produção de resina de PE tem a maior contribuição para as embalagens de bio-LDPE e de LDPE, representando, respectivamente, 81% e 69% do impacto total. A compostagem aeróbia apresenta maior impacto no PM que o aterro sanitário.

6.2.3 Panorama Final Sobre Impactos na Saúde Humana

Na Figura 25 são comparados os resultados de desempenho ambiental das três categorias *midpoint* relacionadas à saúde humana para os cenários da embalagem de amido, de amido/NFC_{Eucalipto_10%}, de LDPE e de bio-LDPE. O nanocompósito amido/NFC_{Eucalipto_10%} também foi escolhido por apresentar o melhor desempenho dentre todos os nanocompósitos modelados.

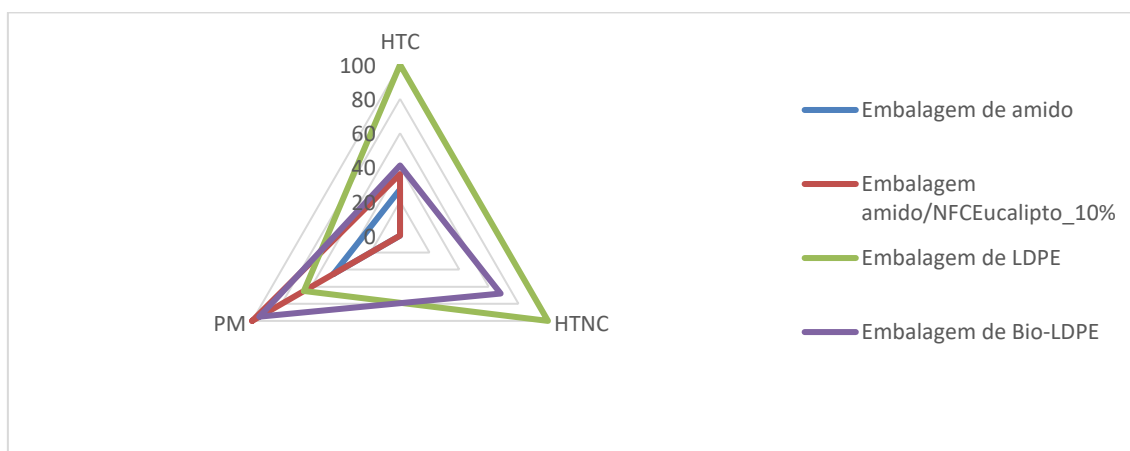


Figura 25. Radar de Impacto na Saúde Humana para Embalagens Flexíveis de LDPE, de Bio-LDPE, de Amido e de Nanocompósito de Amido Reforçado com 10% de NFC_{Eucalipto}.

A embalagem de amido desempenho superior às embalagens de PE, independente da categoria considerada, sendo a melhor opção sob a perspectiva dos limites planetários de novas entidades e emissão de aerossóis. No contexto de melhoramento tecnológico do plástico de amido para aplicação em embalagens mediante a adição de NFC, o direcionamento apontado pelos resultados é a otimização dos processos para redução da emissão de aerossóis.

6.3 Impactos sobre a utilização de recursos naturais

6.3.1 Utilização de recursos hídricos (WRD)

A WRD é um indicador de impacto que mensura a quantidade de água proveniente de recursos hídricos que é consumida ao longo de um ciclo, sendo diretamente relacionada com as mudanças em sistemas de água doce. A Figura 26 apresenta os resultados obtidos para cada cenário modelado.

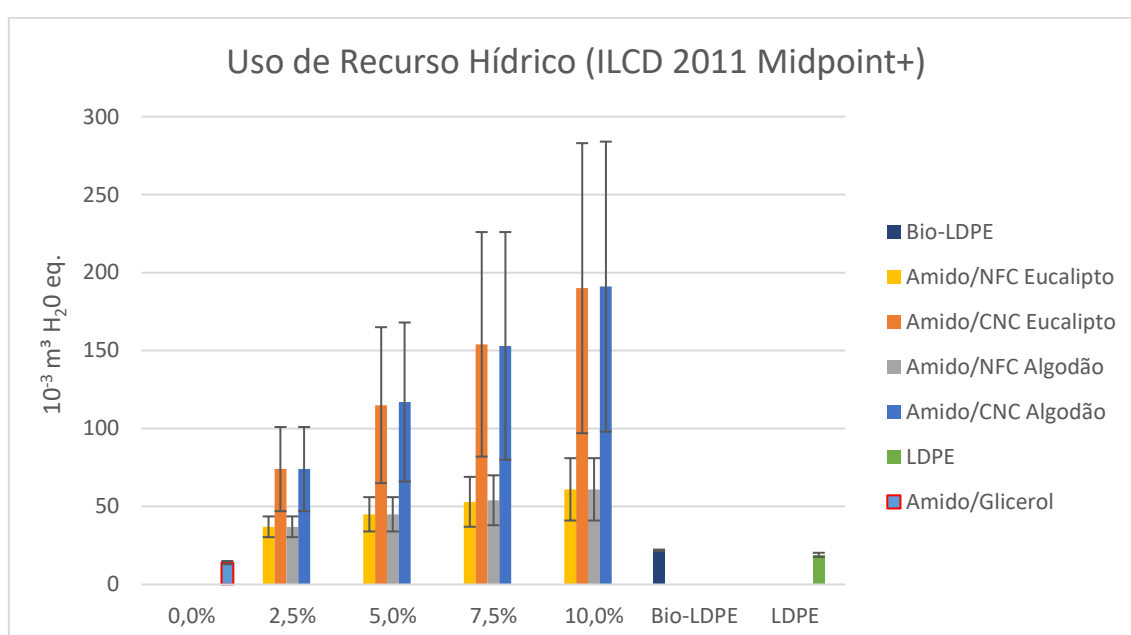


Figura 26. Gráfico da Utilização de Recursos Hídricos (WRD) de Embalagens Flexíveis. Os resultados são expressos em $m^3 H_2O$ eq por unidade de embalagem.

A embalagem de amido é o cenário com menor WRD (14 L H_2O eq./embalagem), representando 74% do valor médio obtido para a embalagem de LDPE (19 L H_2O eq./embalagem). Yanat et al. (2025)^[117] relatou o pior desempenho do PLA em relação ao PET de fonte fóssil para este indicador, com o material de fonte renovável e biodegradável representando quase 300% do impacto do material não-biodegradável. A adição de nanocelulose à embalagem de amido aumenta até 1264% o WRD (191 L H_2O eq./embalagem de amido/CNC_{Algodão_10,0%}), com diferenças expressivas entre os usos de NFC e de CNC, porém desprezíveis em relação à fonte de celulose (i.e. eucalipto ou algodão). Ye et al. (2025)^[118] relatou o aumento de 30% da WRD com a adição de 15%

de NFC à matriz de borracha natural, assim como Yanat et al. (2025)^[117] relatou um aumento semelhante do indicador de impacto com a adição de 5% ChNC à matriz de PLA. As embalagens de amido/NFC apresentam aumento inicial (i.e 2,5% de nanocelulose) de 164% na WRD em comparação à embalagem de amido (37 L H₂O eq./embalagem), podendo o aumento chegar a 336% (61 L H₂O eq./embalagem) nos cenários com adição de 10% de NFC. Já para as embalagens de amido/CNC o aumento inicial foi de 429% (74 L H₂O eq./embalagem), podendo chegar a 1264% nos cenários com adição de 10% de CNC. O impacto das embalagens amido/nanocelulose foram 905% maiores em comparação à embalagem de LDPE.

O cenário da embalagem de bio-LDPE apresenta um aumento de 16% na WRD em comparação ao da embalagem de LDPE (22 L H₂O eq./embalagem), demonstrando um pior desempenho do termoplástico de biomassa vegetal em relação ao de fonte fóssil. A Figura 27 apresenta os resultados de contribuição de cada cenário modelado.

As principais fontes de impacto são, em ordem decrescente, a produção de CNC, a produção de NFC, o processamento dos nanocompósitos e a produção dos PE. Tal ordem condiz com a literatura uma vez que as médias simples de consumo de água, obtidas a partir do Quadro 3, são de 1,19 L/g de NFC e de 716 L/g no caso dos CNC. Avaliando cada cenário individualmente, verifica-se que o processamento é a principal fonte de impacto para as embalagens de amido (68% de contribuição), de amido/NFC para teores de 5,0% ou menores (pelo menos 46%), e de amido/CNC para o teor de 2,5% (46%). A nanocelulose é a principal fonte de impacto nas embalagens de amido/NFC para teores acima de 5,0% (até 46%), e de amido/CNC, para teores acima de 2,5% (até 76% de contribuição). Yanat et al. (2025)^[117] relatou uma contribuição de quase 30% da produção de ChNC nos impactos de consumo de água para nanocompósitos de PLA/ChNC_5%. A produção da resina de PE é a principal fonte de impacto das embalagens não-biodegradáveis, apresentando 66% de contribuição no cenário do bio-LDPE e 61% de contribuição no cenário do LDPE.

Ao avaliar os processos de fim-de-vida de cada cenário, tem-se uma contribuição desprezível (i.e. $\leq 1\%$), com impacto maior da compostagem aeróbia em relação ao aterro sanitário.

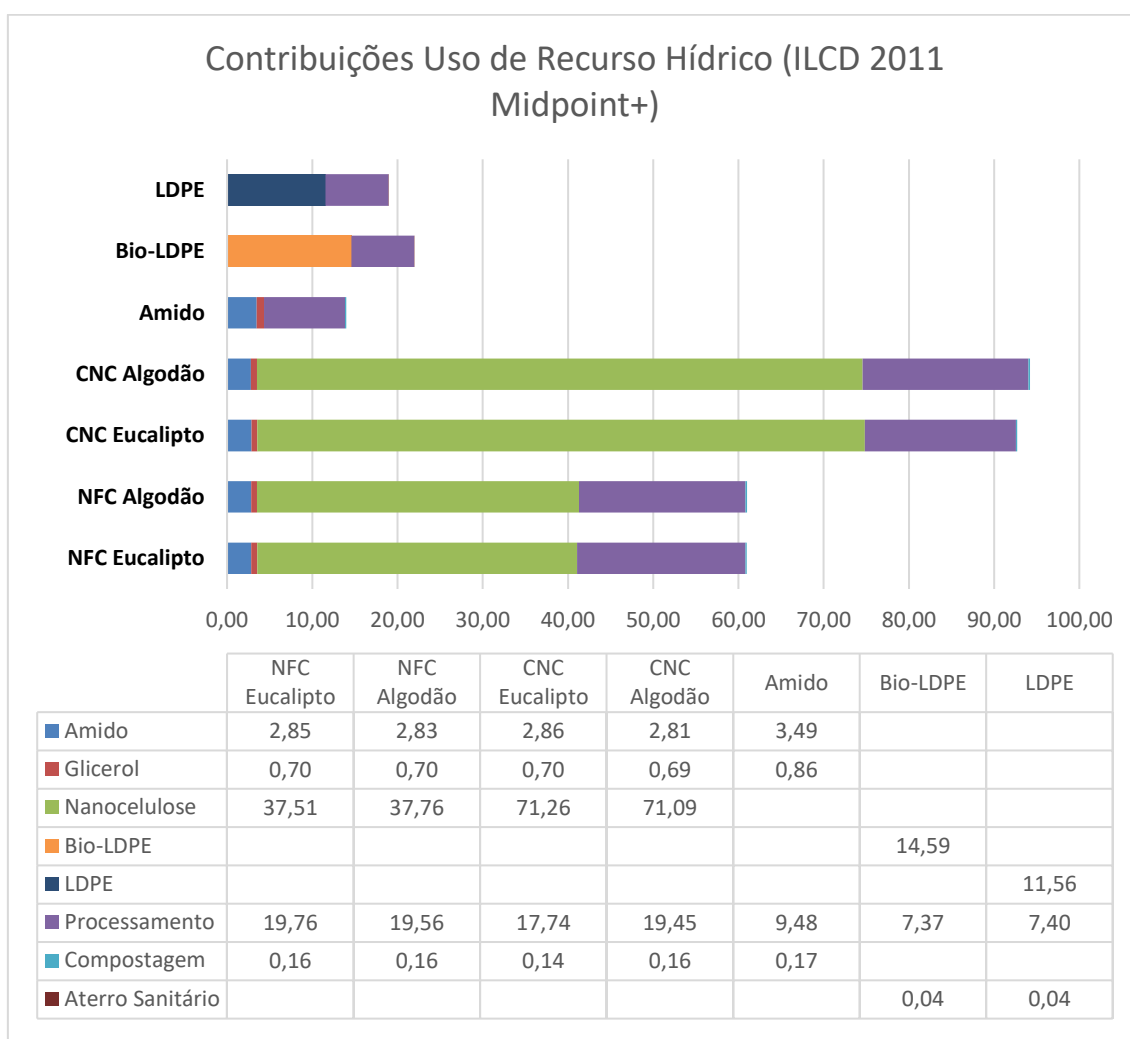


Figura 27. Gráfico e Quadro das Contribuições da Utilização de Recurso em L H₂O eq por unidade de embalagem.

6.3.2 Demanda Acumulada de Energia Não-Renovável (CED-NR)

A CED-NR é um indicador de impacto que mensura a quantidade de energia, proveniente de fontes não-renováveis utilizada ao longo de um ciclo de vida, sendo indiretamente relacionado às mudanças climáticas, acidificação e mudanças de sistemas terrestres no contexto dos limites planetários devido à queima de combustíveis fósseis e biomassa de florestas nativas. A Figura 28 apresenta os resultados obtidos para o indicador de impacto.

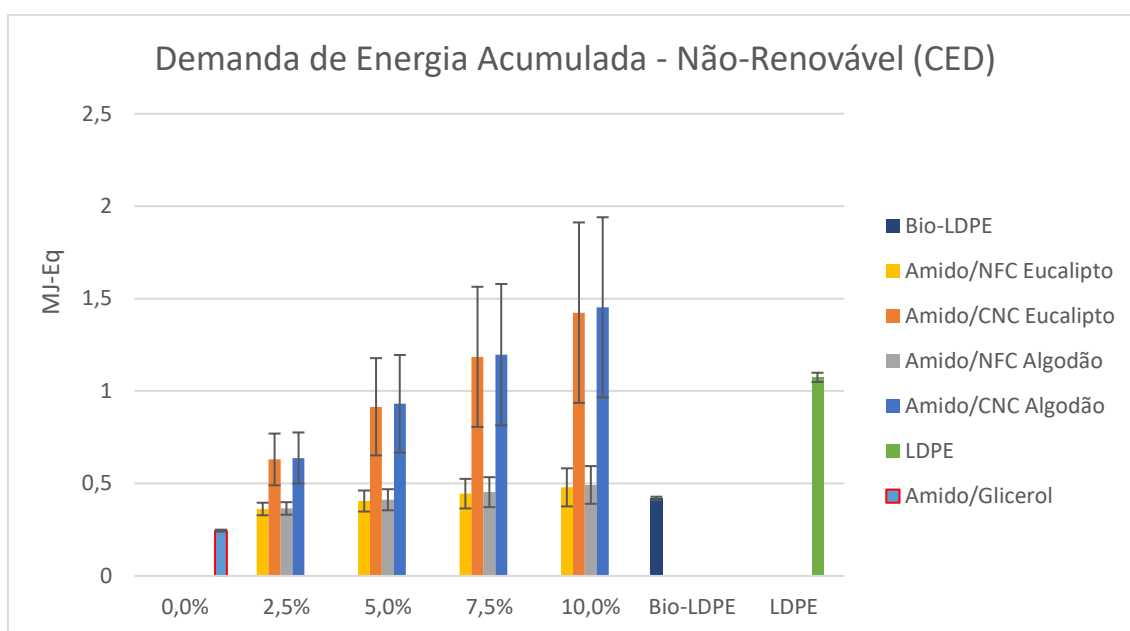


Figura 28. Gráfico de Demanda Acumulada de Energia Não-Renovável (CED-NR) de Embalagens Flexíveis. Os resultados são expressos em MJ eq por unidade de embalagem.

A embalagem de amido apresenta a menor CED-NR (0,24 MJ-eq./embalagem), representando 23% do valor médio obtido no cenário do LDPE (1,07 MJ-eq./embalagem). Benavides, Lee & Zarè-Mehrjerdi (2020)^[139] reportou um menor consumo de recursos fósseis no ciclo de vida do PLA em comparação ao LDPE. Schrijvers et al. (2014)^[114] apresentou um melhor desempenho do PBSF que o LDPE de fonte fóssil para o consumo de energia não renovável. Joshi (2008) apud. Dinkel et al. (1996)^[142] relatou uma economia de 24,5 MJ/kg para energia não renovável com a produção de filmes de amido ao invés de filmes de LDPE.

Assim como discutidos anteriormente para outros indicadores, a adição de nanocelulose na embalagem de amido aumenta a CED-NR, sendo expressiva a diferença entre os usos de NFC e de CNC, mas pouca a diferença entre as fontes de celulose. As embalagens de amido/NFC e amido/CNC apresentaram aumentos iniciais (i.e. 2,5% de nanocelulose) de 48% (0,36 MJ-eq./embalagem) e 157% (0,63 MJ-eq./embalagem) na CED-NR em relação à embalagem de amido, atingindo aumentos de até 101% (0,49 MJ-eq./embalagem) e 493% (1,45 MJ-eq./embalagem), respectivamente, para o teor de 10%. Os impactos destes cenários atingiram até 135% do valor médio apresentado pela embalagem de LDPE. Já a embalagem de bio-LDPE apresentou uma menor CED-NR em relação àquela de LDPE (0,42 MJ-eq./embalagem), representando 39% do impacto

causado pela fonte fóssil. Benavides, Lee & Zarè-Mehrjerdi (2020)^[139] apresentou na ACV do bio-LDPE um consumo de 37% nas fontes fósseis em relação ao LDPE convencional. A Figura 29 apresenta os resultados de contribuição para cenários selecionados.

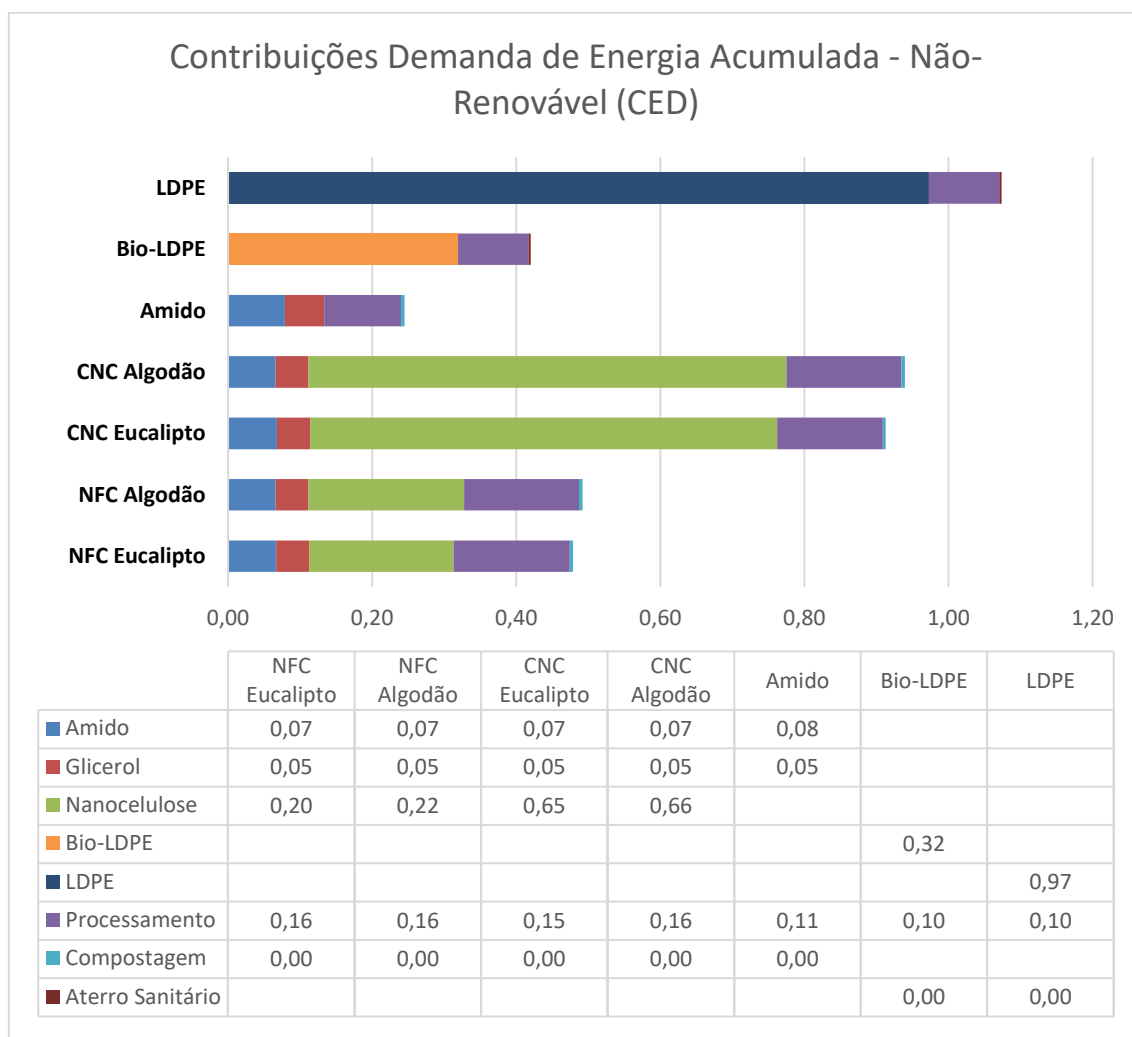


Figura 29. Gráfico e Quadro de Contribuições para a Demanda Acumulada de Energia Não-Renovável em MJ-eq por unidade de embalagem.

As principais fontes de impacto, em ordem decrescente, são a produção de resina LDPE, a produção de CNC, a produção de resina bio-LDPE, a produção de NFC e o processamento de nanocompósitos. A modelagem indicou que os impactos estão atrelados ao consumo de energia na obtenção das nanoceluloses, com uma contribuição também do uso do H_2SO_4 na obtenção dos CNC por hidrólise ácida. Um alto consumo de energia não renovável na produção de CNC (0,45 MJ/g de CNC) também foi relatado por Zhang et al. (2022).

Verifica-se na Figura 29 que o processamento é a principal fonte de impacto das embalagens de amido (44% de contribuição), de amido/NFC_{Algodão} para teores $\leq 5,0\%$ (pelo menos 40% de contribuição), e de amido/NFC_{Eucalipto} para teores $\leq 7,5\%$ (pelo menos 37% de contribuição). A nanocelulose é a principal fonte de impacto das embalagens de amido/NFC_{Algodão} para teores acima de 5,0% (até 44% de contribuição), de amido/NFC_{Eucalipto} 10,0% (42% de contribuição), e de amido/CNC (até 71% de contribuição). A produção de resina de PE é a principal fonte de impacto das embalagens não-biodegradáveis, representando 76% de contribuição no cenário de bio-LDPE e 91% de contribuição no cenário do LDPE. Finalmente, ao se comparar as contribuições da compostagem aeróbia e do aterro sanitário, percebe-se que o tipo de tratamento de fim de vida das embalagens tem pouca influência na CED-NR, representando 2% ou menos do impacto total.

6.3.3 Demanda Acumulada de Energia Renovável (CED-RE)

A CED-RE é um indicador de impacto que mensura a quantidade de energia, proveniente de fontes renováveis utilizada ao longo de um ciclo de vida, sendo também indiretamente relacionado às mudanças climáticas e às mudanças de sistemas terrestres. A Figura 30 apresenta os resultados obtidos para cada um dos cenários de embalagem flexível modelados.

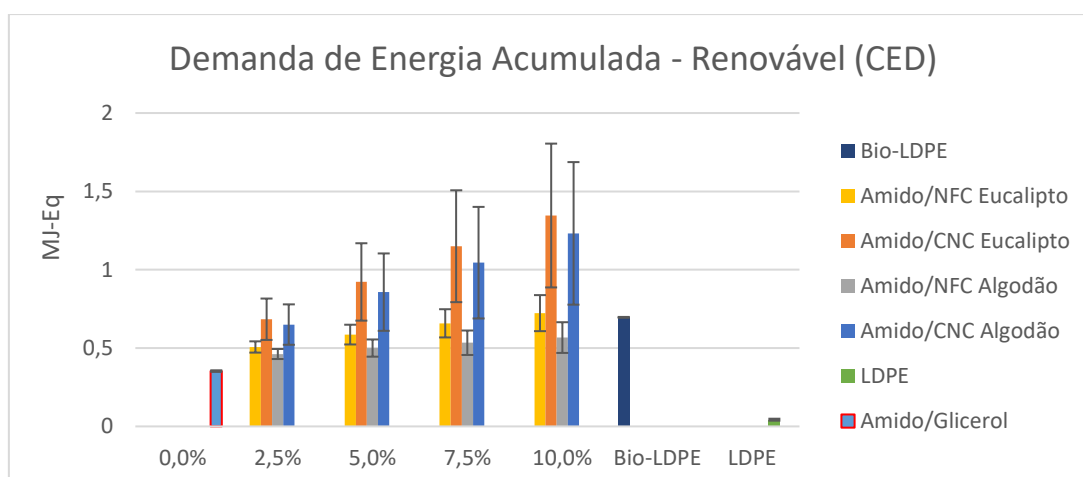


Figura 30. Gráfico de Demanda Acumulada de Energia Renovável (CED-RE) de Embalagens Flexíveis.

Os resultados são expressos em MJ eq por unidade de embalagem.

A embalagem de LDPE apresenta a menor CED-RE (0,04 MJ-eq./embalagem), sugerindo uma vantagem da fonte fóssil em relação às biomassas vegetais perante tal indicador de impacto. Dentre os cenários modelados para os materiais de fonte renovável, a embalagem de amido apresenta a menor CED-RE (0,35 MJ-eq./embalagem), seguida pelas embalagens de amido/NFC_{Algodão} (0,46 – 0,57 MJ-eq./embalagem), embalagens de amido/NFC_{Eucalipto} (0,51 – 0,72 MJ-eq./embalagem), representando até 1681% do impacto encontrado para o cenário da embalagem de LDPE. A CED-RE para o cenário da embalagem de bio-LDPE foi de 0,70 MJ-eq./embalagem, valor também superior à sua equivalente de fonte fóssil. Os piores desempenhos na CED-RE podem ser vistos para os cenários das embalagens de amido/CNC (0,65 – 1,35 MJ-eq./embalagem), representando de 1512% a 3130% do valor médio apresentado pela embalagem de LDPE. Dessa forma, a adição de reforço nanocelulósico na embalagem de amido aumenta a CED-RE, com diferenças expressivas entre o reforço de NFC e o reforço de CNC, e com diferenças significativas entre os usos da polpa de eucalipto e do algodão como fontes de celulose, com destaque para o melhor desempenho desta última fonte. A Figura 31 apresenta os resultados de contribuição à CED-NR para os cenários escolhidos.

As principais fontes de impacto, em ordem decrescente, são as produções da resina de bio-LDPE, do CNC_{Eucalipto}, do CNC_{Algodão}, do NFC_{Eucalipto} e do NFC_{Algodão}. A modelagem indicou que o maior consumo de energia renovável no cenário do bio-LDPE ocorre no processo de fabricação do bio-etanol a partir da cana-de-açúcar. No caso dos CNC e NFC, os impactos estão atrelados principalmente ao consumo energético na etapa de produção das nanoceluloses, e para o CNC_{Eucalipto}, também à produção da polpa celulósica.

Avaliando cada cenário individualmente, verifica-se que o amido é a principal fonte de impacto da embalagem de amido (52% de contribuição), seguido pela produção do glicerol (39% de contribuição). A cadeia produtiva do amido é também a principal fonte de impacto das embalagens de amido/NFC para os teores de até 5,0% (pelo menos 32% de contribuição), e é a principal fonte de impacto das embalagens de amido/CNC para os teores de até 2,5% (pelo menos 33%). Verifica-se que a produção das nanoceluloses é a principal fonte de impacto das embalagens de amido/NFC para teores acima de 5,0% (até 43% de contribuição) e das embalagens de amido/CNC para teores acima de 2,5% (até 59% de contribuição). No caso das embalagens não-biodegradáveis,

a Figura 29 indica que a principal fonte de impacto é a produção das resinas de PE, com 97% de contribuição no cenário do bio-LDPE e 59% de contribuição no cenário do LDPE. Para este indicador de consumo de energia renovável, assim como para a CED-NR, os processos de fim-de-vida de cada tipo de embalagem apresentam uma contribuição desprezível (i.e. < 0,2%) em todos os cenários avaliados.

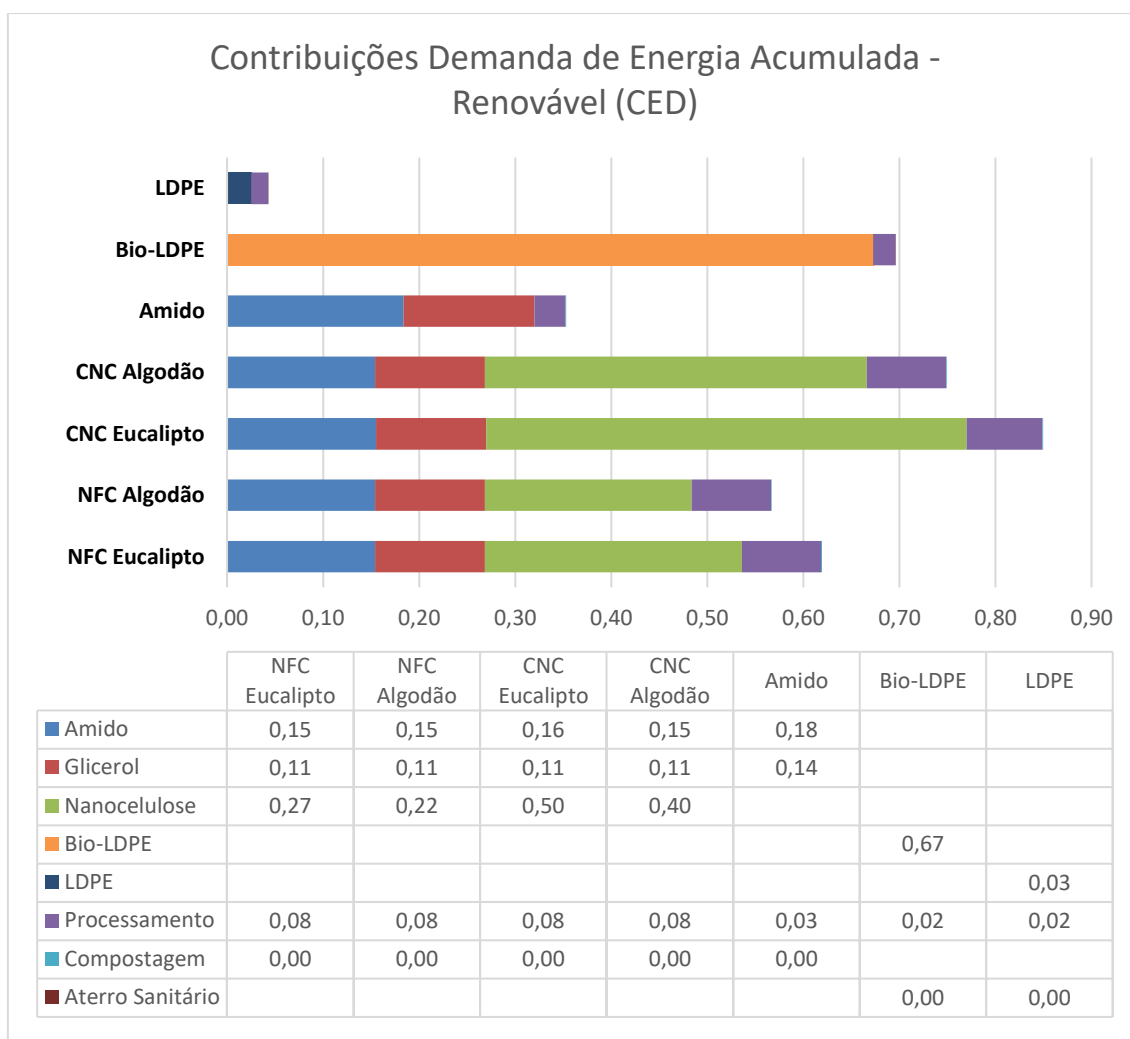


Figura 31. Gráfico e Quadro de Contribuições para a Demanda Acumulada de Energia Renovável em MJ-eq por unidade de embalagem.

6.3.4 Panorama Final dos Impactos Sobre a Utilização de Recursos

A Figura 32 compila os resultados de desempenho ambiental entre as embalagens de amido, de amido/NFC_{Eucalipto}_10,0% em comparação às embalagens não biodegradáveis de PE no tocante ao esgotamento de recursos naturais. Novamente, o nanocompósito amido/NFC_{Eucalipto}_10% foi escolhido por apresentar o melhor desempenho ambiental dentre todos os nanocompósitos modelados.

Como esperado, a adoção de embalagens biodegradáveis a base de amido pode levar a uma dependência significativas das fontes renováveis de energia, todavia, pode reduzir a demanda por energia não renovável.

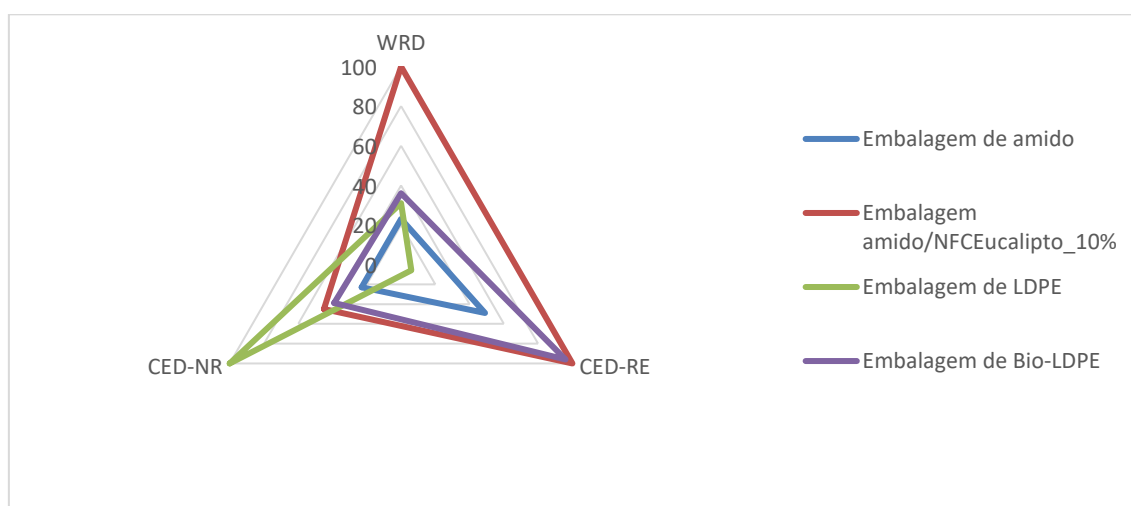


Figura 32. Radar de Impactos Sobre a Utilização de Recursos Naturais para Embalagens Flexíveis de LDPE, de Bio-LDPE, de Amido e de Nanocompósito de Amido Reforçado com 10% de NFC_{Eucalipto}.

Em termos gerais, a embalagem de amido apresenta desempenho superior frente as embalagens de PE no consumo de recursos naturais, seja água ou energia. O total energético contabilizado para a embalagem de amido foi de 0,60 MJ-eq./embalagem, enquanto para as embalagens de PE foi de aproximadamente 1,2 MJ-eq./embalagem. Além do gasto energético total menor associado ao ciclo de vida da embalagem de amido, a maior parte da energia consumida é proveniente de fontes renováveis. Devido à limitação tecnológica dos plásticos de amido, o uso de reforço nanocelulósico se faz necessário, e, neste caso, os resultados obtidos apontam a importância da otimização da rota de produção dos nanocompósitos a fim de reduzir o consumo de água e de energia.

7 CONCLUSÕES

O presente trabalho buscou quantificar os potenciais impactos ambientais de plásticos biodegradáveis de amido reforçados com nanoceluloses no contexto de aplicação como embalagem flexível. Tem-se como principais conclusões:

- ✓ Foi possível utilizar a ACV para analisar o potencial de contribuição ambiental de embalagens baseadas em nanocompósitos amido/nanocelulose sob a perspectiva holística dos limites planetários. No geral, foi confirmada a hipótese de que o amido é um material ambientalmente amigável e sua aplicação como embalagem é condizente com o objetivo de utilizá-lo como alternativa para combater a poluição por plástico sem agravar os impactos para outros limites planetários, em oposição aos plásticos de fonte fóssil e não-biodegradáveis.
- ✓ A utilização de nanoceluloses como reforço tem influência negativa no desempenho ambiental de embalagens de amido. Os aumentos nos indicadores de impacto são mais dependentes do tipo de nanocelulose (CNC e NFC) do que a fonte de celulose (algodão e eucalipto) utilizada no método top-down de produção. O consumo energético e o uso do ácido sulfúrico são *hotspots* da produção dos CNC por hidrólise ácida, os que os tornam menos vantajosos do ponto de vista ambiental em relação às NFC obtidas apenas por tratamento mecânico.
- ✓ As embalagens plásticas de amido/nanocelulose podem apresentar desempenho superior à embalagem de LDPE de fonte fóssil no que tange os impactos sobre a vitalidade dos ecossistemas (mudanças climáticas, eutrofização por P e ecotoxicidade em água doce), impactos sobre a saúde humana (efeitos toxicológicos e emissão de aerossóis) e esgotamento de recursos naturais (consumo de água e energia). Este melhor desempenho pode ser atingido com o uso de NFC em teores de até 10%. Assim, como embalagens de amido precisam ter suas propriedades físicas incrementadas para competir tecnologicamente com as embalagens de LDPE, o desenvolvimento dos nanocompósitos deve garantir o máximo efeito de reforço com o menor teor possível de nanocelulose, conjuntamente com processos de manufatura de baixo impacto ambiental.

8 SUGESTÕES PARA FUTUROS TRABALHOS

A seguir é apresentada uma lista com sugestões de temas para continuidade da pesquisa em ACV de nanocompósitos amido/nanoceluloses:

- Análise da influência da reciclagem do H_2SO_4 e outros ácidos sobre os indicadores de impacto de CNC obtidos por hidrólise ácida;
- Modelagem dos impactos ambientais de embalagens amido/nanoceluloses incluindo processos de reticulação e tratamentos superficiais para aumento da barreira à água das embalagens.
- Avaliação do ciclo de vida de embalagens de amido reforçadas com nanoceluloses produzidas a partir de biomassas de 2ª geração, como o bagaço de cana-de-açúcar, casca de coco, fibra de cânhamo, etc.;
- Análise dos impactos ambientais de nanocompósitos amido/nanocelulose produzidos a partir da técnica casting contínuo de solução em comparação à extrusão no estado fundido.
- Comparação dos indicadores de impacto dos nanocompósitos amido/NFC e outros nanocompósitos biodegradáveis incluídos com nanoceluloses e outros tipos de nanomateriais (nanoargilas, óxido de grafeno etc.).

9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

[1] REN21. *Renewable Energy and Sustainability Report*. Documento eletrônico. Disponível em: <<https://www.ren21.net/renewable-energy-and-sustainability-report-2024/>>. Acesso em: 19 de set. 2024.

[2] MOKYR, Joel; STROTZ, Robert H. The second industrial revolution, 1870-1914. *Storia dell'economia Mondiale*, vol. 21945, n. 1, p. 219-245, 1998.

[3] ALVES, J.E.D. Os 70 anos da ONU e a agenda global para o segundo quinquênio (2015-2030) do século XXI. *Revista Brasileira de Estudos de População*. Rio de Janeiro, vol. 32, n. 3, p.587-598, 2015.

[4] MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. *Agenda 21 Global*. Documento eletrônico. Disponível em: <<https://antigo.mma.gov.br/responsabilidade-socioambiental/agenda-21/agenda-21-global.html>>. Acesso em: 19 de set. 2024.

[5] UN. *United Nations: peace, dignity and equality on a healthy planet*. Documento eletrônico. Disponível em: <<https://www.un.org/en/>>. Acesso em: 20 de set. 2024.

[6] UN. *Sustainable Development Goals*. Documento eletrônico. Disponível em: <<https://www.un.org/sustainabledevelopment/>>. Acesso em: 20 de set. 2024>.

[7] NU BRASIL. *Sobre o nosso trabalho para alcançar os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável*. Documento eletrônico. Disponível em: <<https://brasil.un.org/pt-br/sdgs>>. Acesso em: 19 de set. 2024.

[8] COMISSÃO DE VALORES MOBILIÁRIOS. *CVM Sustentável: Os aspectos ambientais, sociais e de governança (ASG) e a transparência no mercado de capitais*. Documento eletrônico. Disponível em: <<https://www.gov.br/investidor/pt-br/educacional/publicacoes-educacionais/cvm-sustentavel>>. Acesso em: 20 de set. 2024

[9] CARVALHAL, A. & NAKAHODO, S. *Empresas Com Boas Práticas ASG Tiveram Maiores Retornos Durante a Pandemia de COVID-19 no Brasil*. Documento eletrônico. Disponível em: <<https://valor.globo.com/empresas/esg/artigo/empresas-com-boas-praticas-asg-tiveram-maiores-retornos-durante-a-pandemia-de-covid-19-no-brasil.ghtml>>. Acesso em: 20 de set. 2024.

[10] UNEP. *Annual Report 2023: Keeping the promise*. Documento eletrônico. Disponível em: <<https://www.unep.org/pt-br/resources/relatorio-anual-2023>>. Acesso em: 19 de set. 2024.

- [11] UNEP. *Turning off the Tap: How the world can end plastic pollution and create a circular economy*. Documento eletrônico. Disponível em: <<https://www.unep.org/resources/turning-off-tap-end-plastic-pollution-create-circular-economy>>. Acesso em: 19 de set. 2024.
- [12] ZAMORA, A.M. et. al.. *Atlas do Plástico*. Edição Brasileira. Rio de Janeiro: Fundação Heinrich Böll, novembro de 2020. 64 páginas.
- [13] OECD. Documento eletrônico. Disponível em: <<https://www.oecd.org/en.html>>. Acesso em: 20 de set. 2024.
- [14] AL-OQLA, F.M. & SAPUAN, S.M. *Advanced Processing, Properties, and Applications of Starch and Other Bio-Based Polymers*. Amsterdã: Elsevier, 2020. 223 p.
- [15] CALLISTER, W.D. & RETHWISCH, D.G.. *Materials Science and Engineering: An Introduction*. Hoboken: John Wiley and Sons, 2014. 9ª Ed. 879 p.
- [16] REIS, R.L. et. al. *Natural-Based Polymers for Biomedical Applications*. Cambridge: Woodhead Publishing Limited, 2008. 780 p.
- [17] PATIL, A. & FERRITTO, M.S.. Polymers for Personal Care and Cosmetics: Overview. In: AMERICAN CHEMICAL SOCIETY. *ACS Symposium Series*. Washington D.C.: ACS, 2013. 3-11 p. Documento Eletrônico. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/full/10.1021/bk-2013-1148.ch001>>. Acesso em: 21 de set. 2024.
- [18] ASHBY, M.F.. *Materials Selection in Mechanical Design*. Oxford: Elsevier Ltd., 2005. 3ª Ed. 598 p.
- [19] MURPHY, J.. *Additives for Plastics Handbook*. Oxford: Elsevier Ltd., 2001. 2ª Ed. 444 p.
- [20] RAUWENDAAL, C. et. al. *Polymer Extrusion*. Munique: Hanser Publications, 2014. 5ª Ed. 944 p.
- [21] THRONE, J.L.. *Technology of Thermoforming*. Cincinnati: Hanser/Gardner Publications, Inc. 1996. 898 p.
- [22] BIRON, M. *Thermoplastics and Thermoplastic Composites*. Oxford: Elsevier Ltd., 2013.
- [23] MCCRUM, N.G.; BUCKLEY, C.P.; BUCKNALL, C.B.. *Principles of Polymer Engineering*. Oxford: Oxford University Press Inc., 1996. 8ª Ed. 384 p.

[24] ALAVI, S. et. al.. *Polymers for Packaging Applications*. Toronto: Academic Press, Inc., 2015. 458 p.

[25] GARCIA, M. *Grande Mancha de Lixo no Pacífico: por que ‘virou’ ecossistema, quais os riscos e por qual razão não foi eliminada ainda?*. Documento eletrônico. Disponível em: <<https://g1.globo.com/meio-ambiente/noticia/2023/04/19/grande-mancha-de-lixo-no-pacifico-por-que-virou-ecossistema-quais-os-riscos-e-por-qual-razao-nao-foi-eliminada-ainda.ghtml>>. Acesso em: 22 de set. 2024.

[26] RAMANI, K. et. al.. Integrated Sustainable Life Cycle Design: A Review. *Journal of Mechanical Design*, vol. 132, n. 9, setembro de 2010. 15 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1115/1.4002308>>. Acesso em: 22 de set. 2024.

[27] VERT, M. et al. Terminology for biorelated polymers and applications (IUPAC Recommendations 2012)*. *Pure and Applied Chemistry*, vol. 84, n. 2, janeiro de 2012. 34 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1351/PAC-REC-10-12-04>>. Acesso em: 15 de out. de 2024.

[28] CASTRO, F. & GUEDES, I. *Método Accura de Extração da Cannabis Medicinal: Abordagem teórica e prática da produção artesanal de extrato de Cannabis*. São Paulo: Accura, 2022. 137 p.

[29] ALAGBAOSO, C.A. & MIZUNO, M. Lentinula edodes polysaccharides suppressed pro-inflammatory cytokines expression and colitis in mice. *Arquivos de Gastroenterologia*, vol. 59, n. 2, julho de 2022. 8 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S0004-2803.202202000-51>>. Acesso em: 15 de out. de 2024.

[30] DUARTE, E.B. et al. *Celulose Bacteriana*. Fortaleza: Embrapa, 2019. 37 p. Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/197530/1/DOC19001.pdf>>. Acesso em: 15 de out. de 2024.

[31] SANTOS, V.P. et al. Seafood Waste as Attractive Source of Chitin and Chitosan Production and Their Applications. *International Journal of Molecular Sciences*, vol. 21, n. 12, junho de 2020. 17 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/ijms21124290>>. Acesso em: 15 de out. de 2024.

[32] IUPAC. *Compendium of Chemical Terminology: Gold Book*. 2ª Edição, versão 2.3.1, 2012. 1670 páginas.

[33] BENALAYA, I. et al. A Review of Natural Polysaccharides: Sources, Characteristics, Properties, Food, and Pharmaceutical Applications. *International Journal of Molecular*

Sciences, vol. 25, n. 2, janeiro de 2024. 32 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390%2Fijms25021322>>. Acesso em: 15 de out. de 2024.

[34] SRIVASTAVA, R.K. et al. Sources and Industrial Applications of Polysaccharides. In: PAL, K. et al. *Food, Medical, and Environmental Applications of Polysaccharides*. Amsterdã: Elsevier, 2021. P. 511-530.

[35] ZHANG, J. et al. Effects of different sources of cellulose on mechanical and barrier properties of thermoplastic sweet potato starch films. *Industrial Crops & Products*, vol. 194, abril de 2023. 15 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2023.116358>>. Acesso em: 17 de out. de 2024.

[36] FOSTER, E.J. et al. Current Characterization Methods For Cellulose Materials. *Chemistry Society Review*, vol. 47, n. 8, abril de 2018. 72 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1039/C6CS00895J>>. Acesso em: 17 de out. de 2024.

[37] CORRE, D.L.; BRAS, J.; DUFRESNE, A. Starch Nanoparticles: A Review. *Biomacromolecules*, vol. 11, n. 5, abril de 2010. P. 1139-1153. Disponível em: <<https://doi.org/10.1021/bm901428y>>. Acesso em: 17 de out. de 2024.

[38] PELISSARI, F.M. et al. Starch-Based Edible Films and Coatings: An Eco-friendly Alternative for Food Packaging. In: CLERICI, M.T.P.S. & SCHMIELE, M. *Starches for Food Application*. Amsterdã: Elsevier, 2019. P. 359-420.

[39] PEREIRA, J.A. & RAMOS, S.R.R. *Cultura do arroz-vermelho (Oryza sativa L.) no Brasil*. Teresina: Embrapa Meio-Norte, 2004. 2 p. Disponível em: <<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/66800>>. Acesso em: 18 de out. de 2024.

[40] BATISTA, L.A.R. *Milho (Zea mays L.)*. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1978. P. 119-120. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/42237/milho-zea-mays-l>>. Acesso em: 18 de out. de 2024.

[41] EMBRAPA. *Como Plantar Batata: Origem e Botânica*. Documento eletrônico. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/hortalicas/batata/origem-e-botanica>>. Acesso em: 18 de out. de 2024.

[42] BEMILLER, J. & WHISTLER, R. *Starch: Chemistry and Technology*. 3ª ed. San Diego: Academic Press, 2009. 900 p.

[43] JANSSEN, L.P.B.M. & MOSCICKI, L. *Thermoplastic Starch: A Green Material for Various Industries*. Weinheim: Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, 2009. 258 p.

- [44] CEREDA, M. & BRITO-SALENTIM, V.H. Tiquira. In: VENTURINI-FILHO, W. *Bebidas Alcolólicas: Ciência e Tecnologia*, 2^a ed., vol. 1. São Paulo: Blucher, 2016. 575 p.
- [45] MARTINS, D. et al. Nanocompósitos Poliméricos. In: SANFELICE, Rafaela Cristina (Org.) et. al. *Nanotecnologia Aplicada a Polímeros*. São Paulo: Blucher, 2022. P. 133-170.
- [46] MAJOR, V.S. *Nano-CBD: Sistemas Nanoestruturados Para Liberação Controlada de Canabinóides*. 2022. Trabalho de Conclusão de Curso em Ciência e Engenharia de Materiais – Departamento de Engenharia de Materiais, Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), Brasil, dezembro de 2022.
- [47] OTONI, C.G. & AZEREDO, H.M.C. Nanoemulsões Poliméricas. In: SANFELICE, Rafaela Cristina (Org.) et. al. *Nanotecnologia Aplicada a Polímeros*. São Paulo: Blucher, 2022. P. 171-196.
- [48] MA, P.C. et. al. Dispersion and fuctionalization of carbon nanotubes for polymer-based nanocomposites: A review. *Composites Part A: Applied Science and Manufacturing*, vol. 41, n. 10, out. 2010, p.1345-1367. Documento Eletrônico. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.compositesa.2010.07.003>>. Acesso em: 26 de março de 2023.
- [49] SÖPPER, U.; HOFFMANN, A.; DANIELS, R.. Mucoadhesion and Mucopenetration of Cannabidiol (CBD)-Loaded Mesoporous Carrier Systems for Buccal Drug Delivery. *Scientia Pharmaceutica*, vol. 89, n. 3, agosto de 2021. P.35-49. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/scipharm89030035>>. Acesso em: 6 de setembro de 2022.
- [50] MARTIN-BANDERAS, L.. et al. Engineering of Δ 9-tetrahydrocannabinol delivery systems based on surface modified-PLGA nanoplatfoms. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, Amsterdã, vol. 123, novembro de 2014. P.114-122. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.colsurfb.2014.09.002>>. Acesso em: 7 de setembro de 2022
- [51] MARSDEN, A.J. et. al.. Electrical percolation in graphene-polymer composites. *2D Materials*, vol. 5, n. 3, jun. 2018, 19 páginas. Documento Eletrônico. Disponível em: <<https://iopscience.iop.org/article/10.1088/2053-1583/aac055>>. Acesso em: 26 de março de 2023.
- [52] ILYAS, R.A. et al. A review of bio-based nanocellulose epoxy composites. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, vol. 12, n. 5, outubro de 2024. 24 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.113835>>. Acesso em: 18 de out. de 2024.
- [53] CATAÑO, F.A. et al. Green composites based on thermoplastic starch reinforced with micro- and nano-cellulose by melt blending - A review. *International Journal of*

Biological Macromolecules, vol. 248, setembro de 2023. 17 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2023.125939>>. Acesso em: 18 de out. de 2024.

[54] BANGAR, S.P. & WHITESIDE, W.S. Nano-cellulose reinforced starch bio composite films - A review on green composites. *International Journal of Biological Macromolecules*, vol. 185, agosto de 2021. P. 849-860. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2021.07.017>>. Acesso em: 18 de out. 2024.

[55] SCHOLTEN, P.B.V. et al. Rheological and mechanical properties of cellulose/LDPE composites using sustainable and fully renewable compatibilisers. *Journal of Applied Polymer Science*, vol. 137, n. 22, 2020, 9 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/app.48744>>. Acesso em: 18 de out. de 2024.

[56] LI, Q. et al. Nanocellulose Life Cycle Assessment. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, vol. 1, n. 8, maio de 2013. P. 919-928. Disponível em: <<https://doi.org/10.1021/sc4000225>>. Acesso em: 18 de out. de 2024.

[57] ARVIDSSON, R.; NGUYEN, D.; SVANSTRÖM, M. Life Cycle Assessment of Cellulose Nanofibrils Production by Mechanical Treatment and Two Different Pretreatment Process. *Environmental Science & Technology*, maio de 2015, vol. 49, n. 11. P. 6881-6890. Disponível em: <<https://doi.org/10.1021/acs.est.5b00888>>. Acesso em: 18 de out. de 2024.

[58] ILYAS, R.A. et al. Nanocellulose/Starch Biopolymer Nanocomposites: Processing, Manufacturing, and Applications. In: AL-OQLA, F.M. & SAPUAN, S.M. *Applications of Starch and Other Bio-Based Polymers*. Amsterdã: Elsevier, 2020. P. 65-88.

[59] XU, X. et al. Cellulose Nanocrystals vs. Cellulose Nanofibrils: A Comparative Study on Their Microstructures and Effects as Polymers Reinforcing Agents. *ACS Applied Materials & Interfaces*, vol. 5, n. 8, março de 2013. P. 2999-3009. Disponível em: <<https://doi.org/10.1021/am302624t>>. Acesso em: 18 de out. de 2024.

[60] QI, Y. et al. Nanocellulose: a review on preparation routes and applications in functional materials. *Cellulose*, vol. 30, abril de 2023. P. 4115-4147. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10570-023-05169-w>>. Acesso em: 19 de out. de 2024.

[61] ZHANG, L. et al. Greener production of cellulose nanocrystals: An optimised design and life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, vol. 345, abril de 2022. 11 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131073>>. Acesso em: 18 de out. de 2024.

[62] GAMAGE, A. et al. Environmental Properties and Applications of Biodegradable Starch-Based Nanocomposites. *Polymers*, vol. 14, n. 21, outubro de 2022. 29 p.

Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/polym14214578>>. Acesso em: 18 de out. de 2024.

[63] AIGAJE, E.; RIOFRIO, A.; BAYKARA, H. Processing, Properties, Modifications, and Environmental Impact of Nanocellulose/Biopolymer Composites: A Review. *Polymers*, vol. 15, n. 5, fevereiro de 2023. 36 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/polym15051219>>. Acesso em: 18 de out. de 2024.

[64] GAMA, M.; GATENHOLM, P.; KLEMM, D. *Bacterial NanoCellulose: A Sophisticated Multifunctional Material*. Boca Raton: CRC Press, 2013.

[65] GUINÉE, J.B. et al. *Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards*. Nova York: Kluwer Academic Publishers, 2004.

[66] ISO, Environmental Management — Life Cycle Assessment — Requirements and Guidelines. ISO 14044:2006(E). 2006

[67] ISO, Environmental Management — Life Cycle Assessment — Principles and Framework. ISO 14040:2006(E). 2006.

[68] RICHARDSON, K. et al. Earth beyond six of nine planetary boundaries. *Science Advances*, vol. 9, n. 37, setembro de 2023. 16 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1126/sciadv.adh2458>>. Acesso em: 19 de out. de 2024.

[69] ROCKSTRON, J. et al. A safe operating space for humanity. *Nature*, vol. 461, setembro de 2009. P. 472-475. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/461472a>>. Acesso em: 13 de abr. de 2025.

[70] STEFFEN, W. et al. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, vol. 347, n. 6223, janeiro de 2015. P. 736-746. Disponível em: <<https://doi.org/10.1126/science.1259855>>. Acesso em 13 de abr. de 2025.

[71] JORGENSEN, S.E. & SVIREZHEV, Y.M. *Towards a Thermodynamic Theory for Ecological Systems*. Amsterdã: Elsevier. 2004.

[72] KLEIDON, A. Sustaining the terrestrial biosphere in the anthropocene: A thermodynamic Earth system perspective. *Ecology, Economy and Society – the INSEE Journal*, vol. 6, n. 1, janeiro de 2023. P. 53-80. Disponível em: <<https://doi.org/10.37773/ees.v6i1.915>>. Acesso em: 13 de abr. de 2025.

[73] RUNNING, S.W. A Measurable Planetary Boundary for the Biosphere. *Science*, vol. 337, n. 6101, setembro de 2012. P. 1458-1459. Disponível em: <<https://doi.org/10.1126/science.1227620>>. Acesso em: 13 de abr. de 2025.

[74] HABERL, H.; ERB, K.H.; KRAUSMANN, F. Human Appropriation of Net Primary Production: Patterns, Trends, and Planetary Boundaries. *Annual Review of Environment*

and Resources, vol. 39, outubro de 2014. P. 363-391. Disponível em: <<https://doi.org/10.1146/annurev-environ-121912-094620>>. Acesso em: 13 de abr. de 2025.

[75] KRAUSMANN, F. et al. Global human appropriation of net primary production doubled in the 20th century. *Biological Sciences*, vol. 110, n. 25, junho de 2013. P. 10324-10329. Disponível em: <<https://doi.org/10.1073/pnas.1211349110>>. Acesso em: 13 de abr. de 2025.

[76] CEBALLOS, G. et al. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances*, vol. 1, n. 5, junho de 2015. 5 pgs. Disponível em: <<https://doi.org/10.1126/sciadv.1400253>>. Acesso em: 13 de abr. de 2025.

[77] ROUNSEVELL, M.D.A. et al. A biodiversity target based on species extinctions. *Science*, vol. 368, n. 6496, junho de 2020. P. 1193-1195. Disponível em: <<https://doi.org/10.1126/science.aba6592>>. Acesso em: 13 de abr. de 2025.

[78] COWIE, R.H.; BOUCHET, P.; FONTAINE, B. The Sixth Mass Extinction: fact, fiction or speculation?. *Biological Reviews: Cambridge Philosophical Society*, vol. 97, n. 2, abril de 2022. P. 640-663. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/brv.12816>>. Acesso em: 13 de abr. de 2025.

[79] BRONDIZIO, E.S. et al. *Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Documento eletrônico. Disponível em: <<https://www.de-ipbes.de/files/20220516%20Sustainable%20Use%20Primer%20FINAL%20GERMAN.pdf>>. Acesso em: 13 de abr. de 2025.

[80] INTERGOVERNMENTAL Panel on Climate Change – IPCC. *Climate Change 2021: The Physical Science Basis*. Cambridge: Cambridge University Press. 2021.

[81] FORSTER, P.M. et al. Indicators of Global Climate Change 2022: anual update of large-scale indicators of the state of the climate system and human influence. *Earth System Science Data*, vol. 15, n. 6, junho de 2023. P. 2295-2327. Disponível em: <<https://doi.org/10.5194/essd-15-2295-2023>>. Acesso em: 14 de abr. de 2025.

[82] PERSSON, L. et al. Outside the Safe Operating Space of the Planetary Boundary for Novel Entities. *Environmental Science & Technology*, vol. 56, n. 3, janeiro de 2022. P. 1510-1521. Disponível em: <<https://doi.org/10.1021/acs.est.1c04158>>. Acesso em: 14 de abr. de 2025.

[83] CHIN, M. et al. Multi-decadal aerosol variations from 1980 to 2009: a perspective from observations and a global model. *Atmospheric Chemistry and Physics*, vol. 14, n. 7, agosto de 2014. P. 3657-3690. Disponível em: <<https://doi.org/10.5194/acp-14-3657-2014>>. Acesso em: 14 de abr. de 2025.

[84] SOGACHEVA, L. et al. Merging regional and global aerosol optical depth records from major available satellite products. *Atmospheric Chemistry and Physics*, vol. 20, n.

4, fevereiro de 2020. P. 2031-2056. Disponível em: <<https://doi.org/10.5194/acp-20-2031-2020>>. Acesso em: 14 de abr. de 2025.

[85] JIANG, L.Q. et al. Climatological distribution of aragonite saturation state in the global oceans. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 29, n. 10, outubro de 2015. P. 1656-1673. Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/2015GB005198>>. Acesso em 14 de abr. de 2025.

[86] FAOSTAT. Documento eletrônico. Disponível em: <<https://www.fao.org/faostat/en/#home>>. Acesso em: 14 de abr. de 2025.

[87] CARPENTER, S.R. & BENNETT, E.M. Reconsideration of the planetary boundary for phosphorus. *Environmental Research Letters*, vol. 6, n. 1, fevereiro de 2011. 12 pgs. Disponível em: <<https://doi.org/10.1088/1748-9326/6/1/014009>>. Acesso em: 14 de abr. de 2025.

[88] LIU, C. & TIAN, H. Global nitrogen and phosphorus fertilizer use for agriculture production in the past half century: Shifted hot spots and nutriente imbalance. *Earth System Science Data*, vol. 9, n. 1, março de 2017. P. 181-192. Disponível em: <<https://doi.org/10.5194/essd-9-181-2017>>. Acesso em: 14 de abr. de 2025.

[89] BROWNLIE, W.J. et al. *Our phosphorus future: towards global phosphorus sustainability*. Edinburgh: UK Centre for Ecology & Hydrology. 371 pgs.

[90] ZOU, T.; ZHANG, X.; DAVIDSON, E. Improving phosphorus use efficiency in cropland to address phosphorus challenges by 2050. *Earth Space Science Open Archive*, agosto de 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/essoar.10504095.1>>. Acesso em: 14 de abr. de 2025.

[91] CORDELL, D. & WHITE, S. Life's Bottleneck: Sustaining the World's Phosphorus for a Food Secure Future. *Annual Review of Environment and Resources*, vol. 39, outubro de 2014. P. 161-188. Disponível em: <<https://doi.org/10.1146/annurev-environ-010213-113300>>. Acesso em: 14 de abr. de 2025.

[92] PORKKA, M. et al. Notable shifts beyond pre-industrial streamflow and soil moisture conditions transgress the planetary boundary for freshwater change. *Nature Water*, vol. 2, março de 2024. P. 262-273. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/s44221-024-00208-7>>. Acesso em: 14 de abr. de 2025. Acesso em: 14 de abr. de 2025.

[93] GLEESON, T. et al. The Water Planetary Boundary: Interrogation and Revision. *One Earth*, vol. 2, n. 3, março de 2020. P. 223-234. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.02.009>>. Acesso em: 14 de abr. de 2025.

[94] ERLANDSSON, L.W. et al. A planetary boundary for green water. *Nature Reviews Earth & Environment*, vol. 3, abril de 2022. P. 380-392. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/s43017-022-00287-8>>. Acesso em: 14 de abr. de 2025.

- [95] QIN, Y. et al. Flexibility and intensity of global water use. *Nature Sustainability*, vol. 2, junho de 2019. P. 515-523. Disponível em: < <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0294-2>>. Acesso em: 14 de abr. de 2015.
- [96] BASTARRACHEA, L.J.; DHAWAN, S.; SABLANI, S.S. Engineering Properties of Polymeric-Based Antimicrobial Films for Food Packaging: A Review. *Food Engineering Reviews*, vol. 3, n. 2, junho de 2011. P. 79-93. Disponível em: <<http://doi.org/10.1007/s12393-011-9034-8>>. Acesso em: 14 de abr. de 2025.
- [97] HIETALA, M.; MATHEW, A.P.; OKSMAN, K. Bionanocomposites of thermoplastic starch and cellulose nanofibers manufactured using twin-screw extrusion. *European Polymer Journal*, vol. 49, n. 4, abril de 2013. P. 950-956. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.eurpolymj.2012.10.016>>. Acesso em: 14 de abr. de 2025.
- [98] ILYAS, R.A. et al. Effect of sugar palm nanofibrillated cellulose concentrations on morphological, mechanical and physical properties of biodegradable films based on agro-waste sugar palm (*Arenga pinnata* (Wurmb.) Merr) starch. *Journal of Materials Research and Technology*, vol. 8, n. 5, agosto de 2019. P. 4819-4830. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jmrt.2019.08.028>>. Acesso em: 28 de mar. de 2025.
- [99] ILYAS, R.A. et al. Sugar palm nanocrystalline cellulose reinforced sugar palm starch composite: Degradation and water-barrier properties. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, vol. 368, 2018. 12 pgs. Disponível em: <<https://doi.org/10.1088/1757-899X/368/1/012006>>. Acesso em: 28 de mar. de 2025.
- [100] CHEN, Q.; LIU, Y.; CHEN, G. A comparative study on the starch-based biocomposite films reinforced by nanocellulose prepared from diferente non-wood fibers. *Cellulose*, vol. 26, janeiro de 2019. P.2425-2435. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10570-019-02254-x>>. Acesso em: 28 de mar. de 2025.
- [101] OTHMAN, S.H. et al. Effects of nanocellulose fiber and thymol on mechanical, thermal, and barrier properties of corn starch films. *International Journal of Biological Macromolecules*, vol. 183, julho de 2021. P. 1352-1361. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2021.05.082>>. Acesso em: 19 de out. de 2024.
- [102] SLAVUTSKY, A.M. & BERTUZZI, M.A. Waterbarrier properties of starch films reinforced with cellulose nanocrystals obtained from sugar bagasse. *Carbohydrate Polymers*, vol. 110, setembro de 2014. P. 53-61. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2014.03.049>>. Acesso em: 19 de out. de 2024.
- [103] PELISSARI, F.M. et al. Nanocomposites based on banana starch reinforced with cellulose nanofibers isolated from banana peels. *Journal of Colloid and Interface Science*, vol. 505, novembro de 2017. P. 154-167. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jcis.2017.05.106>>. Acesso em: 19 de out. de 2024.
- [104] NESSI, V. Cellulose nanocrystals-starch nanocomposites produced by extrusion: Structure and behavior in physiological conditions. *Carbohydrate Polymers*, vol. 225,

dezembro de 2019. 9 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2019.115123>>. Acesso em: 19 de out. de 2024.

[105] SUN, X.Z. et al. Evaluation of Energy Consumption and Greenhouse Gas Emissions in Preparation of Cellulose Nanofibers from Wood Biomass. *Transactions of the ASABE*, vol. 56, n. 3, 2013. P. 1061-1067. Disponível em: <<https://doi.org/10.13031/trans.56.10040>>. Acesso em: 19 de out. de 2024.

[106] NASCIMENTO, D.M. et al. A comprehensive approach for obtaining cellulose nanocrystal from coconut fiber. Part II: Environmental assesment of technological pathways. *Industrial Crops and Products*, vol. 93, dezembro de 2016. P. 58-65. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2016.02.063>>. Acesso em: 19 de out. de 2024.

[107] LEÃO, R.M. et al. Environmental and technical feasibility of cellulose nanocrystal manufacturing from sugarcane bagasse. *Carbohydrate Polymers*, vol. 175, novembro de 2017. P. 518-529. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2017.07.087>>. Acesso em: 19 de out. de 2024.

[108] PICCINO, F. et al. Predicting the environmental impact of a future nanocellulose production at industrial scale: Application of the life cycle assessment scale-up framework. *Journal of Cleaner Production*, vol. 174, fevereiro de 2018. P. 283-295. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.226>>. Acesso em: 19 de out. de 2024.

[109] TURK, J. et al. Evaluation of an environmental profile comparison for nanocellulose production and supply chain by applying different life cycle assessment methods. *Journal of Cleaner Production*, vol. 247, fevereiro de 2020. 15 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119107>>. Acesso em: 19 de out. de 2024.

[110] BONDANCIA, T.J. et al. Cellulose Nanocrystals from Sugar Cane Bagasse Using Organic and/or Inorganic Acids: Techno-Economic Analysis and Life Cycle Assessment. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, vol. 10, n. 14, março de 2022. P. 4660-4676. Disponível em: <<https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.2c00061>>. Acesso em: 19 de out. de 2024.

[111] ARFELIS, S. et al. Sustainability of cellulose micro-/nanofibers: A comparative life cycle assessment of pathway technologies. *Science of The Total Environment*, vol. 874, maio de 2023. 11 p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162482>>. Acesso em: 19 de out. de 2024.

[112] REBEC, K.M.; TURK, J.; KUNAVAR, M. Quantifying the environmental implication of cotton-Fiber-based Nanocrystalline cellulose: A life-cycle assessment. *Sustainable Production and Consumption*, vol. 45, março de 2024. P. 192-202. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.spc.2023.12.026>>. Acesso em: 19 de out. de 2024.

- [113] PIZZA, A. et al. Life cycle assessment of nanocomposites made of thermally conductive graphite nanoplatelets. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 19, junho de 2014. P. 1226-1237. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11367-014-0733-2>>. Acesso em: 19 de out. de 2024.
- [114] SCHRIJVERS, D.L. et al. Ex-ante life cycle assessment of polymer nanocomposites using organo-modified layered double hydroxides for potential application in agricultural films. *Green Chemistry*, vol. 16, n. 12, agosto de 2014. P. 4969-4984. Disponível em: <<https://doi.org/10.1039/C4GC00830H>>. Acesso em: 19 de out. de 2024.
- [115] HERVY, M. et al. Life cycle assessment of nanocellulose-reinforced advanced fibre composites. *Composites Science and Technology*, vol. 118, outubro de 2015. P. 154-162. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.compscitech.2015.08.024>>. Acesso em: 19 de out. de 2024.
- [116] KANE, S. et al. Harmonized Life-Cycle Inventories of Nanocellulose and Its Applications in Composites. *Environmental Science & Technology*, vol. 57, n. 48, novembro de 2023. P. 19137-19147. Disponível em: <<https://doi.org/10.1021/acs.est.3c04814>>. Acesso em: 19 de out. de 2024.
- [117] YANAT, M. et al. Life cycle assessment (LCA) of chitin nanocrystal reinforced polylactic acid (ChNC/PLA) and polyethylene terephthalate (PET) packaging material. *Carbohydrate Polymers*, vol. 348, Part B, janeiro de 2025. 10 pgs. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2024.122927>>. Acesso em: 18 de mai. de 2025.
- [118] YE, S. et al. High-Pressure Hydrogen Influence on Cellulose Nanofibers Filled Nitrile Rubber: Performance in Storage Applications. *Fibers*, vol. 13, n. 3, março de 2025. 11 pgs. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/fib13030029>>. Acesso em: 18 de mai. de 2025.
- [119] GAO, W. et al. Development and characterization of starch films prepared by extrusion blowing: The synergistic plasticizing effect of water and glycerol. *LWT*, vol. 148, agosto de 2021. 10 pgs. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.lwt.2021.111820>>. Acesso em: 18 de mai. de 2025.
- [120] DANG, K.M. & YOKSAN, R. Thermoplastic starch blown films with improved mechanical and barrier properties. *International Journal of Biological Macromolecules*, vol. 188, outubro de 2021. P. 290 – 299. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2021.08.027>>. Acesso em: 18 de mai. de 2025.
- [121] ECOINVENT. Documento eletrônico. Disponível em: <<https://ecoinvent.org/>>. Acesso em: 19 de out. de 2024.
- [122] OPENLCA. Documento eletrônico. Disponível em: <<https://www.openlca.org/>>. Acesso em: 19 de out. de 2024.
- [123] FORFORA, N. et al. Are starch-based materials more eco-friendly than fossil-based? A critical assessment. *Cleaner Environmental Systems*, vol. 13, junho de 2024. 15 pgs.

Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.cesys.2024.100177>>. Acesso em: 18 de mai. de 2025.

[124] BERNARDO, A. *Produção de biodiesel e o excedente de glicerol – ABEQ*. Documento eletrônico. Disponível em: <<https://www.quimica.com.br/producao-de-biodiesel-e-o-excedente-de-glicerol-abeq/>>. Acesso em: 18 de mai. de 2025.

[125] ABICOM. *Existem Unidades de Compostagem no Brasil?*. Documento eletrônico. Disponível em: <<https://abicom.org.br/2023/02/13/existem-unidades-de-compostagem-no-brasil/>>. Acesso em: 18 de mai. de 2025.

[126] BORREGAARD. *Exilva Microfibrillated Cellulose*. Documento eletrônico. Disponível em: <<https://www.borregaard.com/markets/paints-coatings/products/exilva-microfibrillated-cellulose>>. Acesso em: 19 de out. de 2024.

[127] BORREGAARD. Documento eletrônico. Disponível em: <<https://www.borregaard.com/>>. Acesso em: 19 de out. de 2024.

[128] FOURATI, Y. et al. One-step processing of plasticized starch/cellulose nanofibrils nanocomposites via twin-screw extrusion of starch and cellulose fibers. *Carbohydrate Polymers*, vol. 229, fevereiro de 2020. 9 pgs. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2019.115554>>. Acesso em: 18 de mai. de 2025.

[129] COUTINHO, F.M.B.; MELLO, I.L.; MARIA, L.C.S. Polietileno: Principais Tipos, Propriedades e Aplicações. *Polímeros: Ciência e Tecnologia*, vol. 13, n. 1, janeiro de 2003. P. 1-13. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S0104-14282003000100005>>. Acesso em: 18 de mai. de 2025.

[130] BRASKEM. *I'M GREEN™ POLYETHYLENE: INNOVATION AND DIFFERENTIATION FOR YOUR PRODUCT*. Documento eletrônico. Disponível em: <https://www.braskem.com/Portal/Principal/Arquivos/ModuloHTML/Documentos/1230/AF_Catalogo_PE%20Verde_2014_ING_site.pdf>. Acesso em: 18 de mai. de 2025.

[131] ABREMA. *BRASIL ENFRENTA DESAFIOS PARA ERRADICAR LIXÕES E ATERROS IRREGULARES*. Documento eletrônico. Disponível em: <<https://www.abrema.org.br/2024/10/31/brasil-enfrenta-desafios-para-erradicar-lixoes-e-aterros-irregulares/>>. Acesso em: 18 de mai. de 2025.

[132] OFFICIAL Journal of the European Union. *Regulation (EU) 2025/40 of the European Parliament and of the Council of 19 December 2024 on packaging and packaging waste, amending Regulation (EU) 2019/1020 and Directive (EU) 2019/904, and repealing Directive 94/62/EC*. Documento eletrônico. Disponível em: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=OJ:L_202500040>. Acesso em: 14 de abr. de 2025.

[133] OPENLCA Nexus. Documento eletrônico. Disponível em: <<https://nexus.openlca.org/>>. Acesso em: 18 de mai. de 2025.

- [134] LIPTOW, C. & TILLMAN, A.M. *Comparative life cycle assessment of polyethylene based on sugarcane and crude oil*. Göteborg: CHALMERS, 2009. 56 p. Disponível em: <https://research.chalmers.se/publication/107576/file/107576_Fulltext.pdf>. Acesso em: 19 de out. de 2024.
- [135] UYTVANCK, P.V. et al. Impact of Biomass on Industry: Using Ethylene Derived from Bioethanol within the Polyester Value Chain. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, vol. 2, n. 5, março de 2014. P. 1098-1105. Disponível em: <<http://doi.org/10.1021/sc5000804>>. Acesso em: 12 de abr. de 2025.
- [136] ISO, Greenhouse gases – Carbon footprint of products – Requirements and guidelines for quantification. ISO 14067:2018(E). 2018.
- [137] EUROPEAN Platform on LCA (EPLCA). *ILCD International Life Cycle Data system*. Documento eletrônico. Disponível em: <<https://eplca.jrc.ec.europa.eu/ilcd.html>>. Acesso em: 19 de out. de 2024.
- [138] ECOINVENT Centre. *Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods*. Documento eletrônico. Disponível em: <https://19913970.fs1.hubspotusercontent-na1.net/hubfs/19913970/Knowledge%20Base/Database/Fundamentals/201007_hischier_weidema_implementation_of_lcia_methods.pdf>. Acesso em: 12 de abr. de 2025.
- [139] BENAVIDES, P.T.; LEE, U.; ZARÈ-MEHRJERDI, O. Life cycle greenhouse gas emissions and energy use of polylactic acid, bio-derived polyethylene, and fossil-derived polyethylene. *Journal of Cleaner Production*, vol. 227, dezembro de 2020. 11 pgs. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124010>>. Acesso em: 16 de mai. de 2025.
- [140] ZARGAR, S. et al. Isolation of lignin-containing cellulose nanocrystals: life-cycle environmental impacts and opportunities for improvement. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, vol. 16, n. 1, janeiro de 2022. P. 68-80. Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/bbb.2261>>. Acesso em 16 de mai. de 2025.
- [141] KREXNER, T. et al. Environmental life cycle assessment of nano-cellulose and biogás production from manure. *Journal of Environmental Management*, vol. 314, julho de 2022. 11 pgs. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115093>>. Acesso em: 16 de mai. de 2025.
- [142] JOSHI, S. Can Nanotechnology Improve the Sustainability of Biobased Products? *Journal of Industrial Ecology*, vol. 12, n. 3, junho de 2008. P. 259-493. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2008.00039.x>>. Acesso em: 16 de mai. de 2025.

APÊNDICE A

Este apêndice apresenta as Quadros com os resultados da AICV calculados através da simulação Monte Carlo.

Quadro Ap A1 - Resultados da AICV para o sistema de produto da embalagem de amido/NFC_{Eucalipto}

Indicador	0,0% m/m	D.P.	2,5% m/m	D.P.	5,0% m/m	D.P.	7,5% m/m	D.P.	10,0% m/m	D.P.	Unidade
IPCC 2021 (ISO 14067)	9,187	0,477	18,000	3,087	21,000	5,297	23,000	7,447	25,000	9,345	(10 ⁻³) kg CO ₂ eq
Acidificação	0,215	0,002	0,248	0,011	0,257	0,018	0,266	0,026	0,275	0,033	(10 ⁻³) mol H ⁺ eq
Eutrofização de Água Doce	7,455	0,031	8,055	0,772	8,230	0,339	8,393	0,478	8,557	0,608	(10 ⁻⁶) kg P eq
Ecotoxicidade de Água Doce	0,311	0,003	0,381	0,022	0,403	0,038	0,423	0,053	0,443	0,068	CTUe
Toxicidade Humana (Cancerígena)	1,915	0,015	2,233	0,096	2,344	0,162	2,446	0,229	2,547	0,291	(10 ⁻⁹) CTUh
Toxicidade Humana (Não-Cancerígena)	-13,430	0,068	-11,140	0,437	-9,881	0,737	-8,726	1,038	-7,635	1,324	(10 ⁻⁹) CTUh
Toxicidade Humana (Total)	-11,515	0,083	-8,907	0,533	-7,537	0,899	-6,280	1,267	-5,088	1,615	(10 ⁻⁹) CTUh
Uso do Solo	0,289	0,000	0,286	0,002	0,280	0,004	0,274	0,006	0,268	0,007	Kg C Deficit
Material Particulado	18,390	0,457	29,160	2,934	33,480	4,955	37,450	6,987	41,310	8,892	(10 ⁻⁶) kg 2,5 P.M. eq
Utilização de Recursos Hídricos	14,000	1,042	37,000	6,653	45,000	11,000	53,000	16,000	61,000	20,000	(10 ⁻³) m ³ H ₂ O eq
CED - Não-Renovável	0,245	0,005	0,362	0,034	0,405	0,057	0,445	0,080	0,479	0,103	MJ-Eq
CED - Renovável	0,353	0,005	0,507	0,036	0,586	0,063	0,658	0,090	0,723	0,115	MJ-Eq
CED - Total	0,598	0,010	0,869	0,070	0,991	0,120	1,103	0,170	1,202	0,218	MJ-Eq

Quadro Ap A2 - Resultados da AICV para o sistema de produto da embalagem de amido/NFC_{Algodão}

Indicador	0,0% m/m	D.P.	2,5% m/m	D.P.	5,0% m/m	D.P.	7,5% m/m	D.P.	10,0% m/m	D.P.	Unidade
IPCC 2021 (ISO 14067)	9,187	0,477	20,000	3,039	24,000	5,180	28,000	7,225	31,000	9,129	(10 ⁻³) kg CO ₂ eq
Acidificação	0,215	0,002	0,260	0,011	0,281	0,018	0,301	0,026	0,318	0,033	(10 ⁻³) mol H ⁺ eq
Eutrofização de Água Doce	7,455	0,031	8,577	0,199	9,225	0,333	9,833	0,471	10,380	0,601	(10 ⁻⁶) kg P eq
Ecotoxicidade de Água Doce	0,311	0,003	0,442	0,022	0,519	0,037	0,591	0,053	0,655	0,068	CTUe
Toxicidade Humana (Cancerígena)	1,915	0,015	2,341	0,096	2,548	0,160	2,745	0,227	2,918	0,289	(10 ⁻⁹) CTUh
Toxicidade Humana (Não-Cancerígena)	-13,430	0,068	-11,140	0,438	-9,896	0,734	-8,726	1,037	-7,687	1,323	(10 ⁻⁹) CTUh
Toxicidade Humana (Total)	-11,515	0,083	-8,799	0,533	-7,348	0,894	-5,981	1,264	-4,769	1,612	(10 ⁻⁹) CTUh
Uso do Solo	0,289	0,000	0,297	0,002	0,299	0,004	0,302	0,005	0,304	0,007	Kg C Deficit
Material Particulado	18,390	0,457	28,810	2,924	32,750	4,903	36,560	6,926	39,820	8,836	(10 ⁻⁶) kg 2,5 P.M. eq
Utilização de Recursos Hídricos	14,000	1,042	37,000	6,668	45,000	11,000	54,000	16,000	61,000	20,000	(10 ⁻³) m ³ H ₂ O eq
CED - Não-Renovável	0,245	0,005	0,365	0,034	0,412	0,057	0,453	0,081	0,492	0,102	MJ-Eq
CED - Renovável	0,353	0,005	0,462	0,032	0,500	0,055	0,534	0,078	0,567	0,098	MJ-Eq
CED - Total	0,598	0,010	0,827	0,066	0,912	0,112	0,987	0,159	1,059	0,200	MJ-Eq

Quadro Ap A3. Resultados da AICV para o sistema de produto da embalagem de amido/CNC_{Eucalipto}

Indicador	0,0% m/m	D.P.	2,5% m/m	D.P.	5,0% m/m	D.P.	7,5% m/m	D.P.	10,0% m/m	D.P.	Unidade
IPCC 2021 (ISO 14067)	9,187	0,477	39,000	13,000	61,000	24,000	81,000	34,000	99,000	43,000	(10 ⁻³) kg CO ₂ eq
Acidificação	0,215	0,002	0,382	0,050	0,511	0,095	0,633	0,135	0,745	0,175	(10 ⁻³) mol H ⁺ eq
Eutrofização de Água Doce	7,455	0,031	9,940	0,842	11,800	1,608	13,560	2,298	15,180	2,963	(10 ⁻⁶) kg P eq
Ecotoxicidade de Água Doce	0,311	0,003	0,549	0,090	0,720	0,171	0,882	0,246	1,032	0,317	CTUe
Toxicidade Humana (Cancerígena)	1,915	0,015	3,035	0,391	3,858	0,742	4,639	1,064	5,357	1,372	(10 ⁻⁹) CTUh
Toxicidade Humana (Não-Cancerígena)	-13,430	0,068	-7,889	1,769	-3,750	3,362	0,153	4,825	3,744	6,208	(10 ⁻⁹) CTUh
Toxicidade Humana (Total)	-11,515	0,083	-4,854	2,160	0,108	4,104	4,792	5,889	9,101	7,580	(10 ⁻⁹) CTUh
Uso do Solo	0,289	0,000	0,305	0,009	0,315	0,018	0,325	0,025	0,333	0,033	Kg C Deficit
Material Particulado	18,390	0,457	50,440	11,790	73,600	22,360	95,570	32,120	115,800	41,350	(10 ⁻⁶) kg 2,5 P.M. eq
Utilização de Recursos Hídricos	14,000	1,042	74,000	27,000	115,000	50,000	154,000	72,000	190,000	93,000	(10 ⁻³) m ³ H ₂ O eq
CED - Não-Renovável	0,245	0,005	0,630	0,140	0,915	0,263	1,185	0,379	1,424	0,488	MJ-Eq
CED - Renovável	0,353	0,005	0,684	0,132	0,922	0,247	1,150	0,357	1,346	0,459	MJ-Eq
CED - Total	0,598	0,010	1,314	0,272	1,837	0,510	2,335	0,736	2,770	0,947	MJ-Eq

Quadro Ap A4 - Resultados da AICV para o sistema de produto da embalagem de amido/CNC_{Algodão}

Indicador	0,0% m/m	D.P.	2,5% m/m	D.P.	5,0% m/m	D.P.	7,5% m/m	D.P.	10,0% m/m	D.P.	Unidade
IPCC 2021 (ISO 14067)	9,187	0,477	41,000	12,000	64,000	24,000	84,000	33,000	105,000	43,000	(10 ⁻³) kg CO ₂ eq
Acidificação	0,215	0,002	0,410	0,051	0,567	0,097	0,706	0,140	0,844	0,176	(10 ⁻³) mol H ⁺ eq
Eutrofização de Água Doce	7,455	0,031	11,120	0,941	14,080	1,816	16,720	2,582	19,290	3,290	(10 ⁻⁶) kg P eq
Ecotoxicidade de Água Doce	0,311	0,003	0,683	0,100	0,979	0,193	1,241	0,276	1,499	0,348	CTUe
Toxicidade Humana (Cancerígena)	1,915	0,015	3,296	0,404	4,370	0,775	5,318	1,108	6,261	1,406	(10 ⁻⁹) CTUh
Toxicidade Humana (Não-Cancerígena)	-13,430	0,068	-7,867	1,786	-3,651	3,401	0,054	4,863	3,767	6,218	(10 ⁻⁹) CTUh
Toxicidade Humana (Total)	-11,515	0,083	-4,571	2,190	0,719	4,176	5,372	5,971	10,028	7,624	(10 ⁻⁹) CTUh
Uso do Solo	0,289	0,000	0,329	0,012	0,361	0,024	0,389	0,034	0,417	0,043	Kg C Deficit
Material Particulado	18,390	0,457	50,700	11,880	74,470	22,640	95,160	32,410	116,300	41,320	(10 ⁻⁶) kg 2,5 P.M. eq
Utilização de Recursos Hídricos	14,000	1,042	74,000	27,000	117,000	51,000	153,000	73,000	191,000	93,000	(10 ⁻³) m ³ H ₂ O eq
CED - Não-Renovável	0,245	0,005	0,638	0,138	0,931	0,264	1,197	0,382	1,453	0,487	MJ-Eq
CED - Renovável	0,353	0,005	0,650	0,129	0,857	0,247	1,045	0,356	1,232	0,455	MJ-Eq
CED - Total	0,598	0,010	1,288	0,267	1,788	0,511	2,242	0,738	2,685	0,942	MJ-Eq

Quadro Ap A5 - Resultados da AICV para os sistemas de produtos das embalagens de PE

Indicador	Bio-LDPE	D.P.	LDPE	D.P.	Unidade
IPCC 2021 (ISO 14067)	-3,348	0,649	38,000	0,001	(10 ⁻³) kg CO ₂ eq
Acidificação	0,398	0,003	0,168	0,008	(10 ⁻³) mol H ⁺ eq
Eutrofização de Água Doce	11,500	0,075	14,100	7,999	(10 ⁻⁶) kg P eq
Ecotoxicidade de Água Doce	1,383	0,002	1,641	0,586	CTUe
Toxicidade Humana (Cancerígena)	2,893	0,016	6,998	15,570	(10 ⁻⁹) CTUh
Toxicidade Humana (Não-Cancerígena)	19,000	0,080	27,880	110,600	(10 ⁻⁹) CTUh
Toxicidade Humana (Total)	21,893	0,096	34,878	126,170	(10 ⁻⁹) CTUh
Uso do Solo	0,075	0,001	0,039	0,008	Kg C Deficit
Material Particulado	39,260	0,381	26,700	5,970	(10 ⁻⁶) kg 2,5 P.M. eq
Utilização de Recursos Hídricos	22,000	0,383	19,000	1,338	(10 ⁻³) m ³ H ₂ O eq
CED - Não-Renovável	0,420	0,009	1,074	0,025	MJ-Eq
CED - Renovável	0,696	0,003	0,043	0,006	MJ-Eq
CED - Total	1,116	0,011	1,117	0,031	MJ-Eq

APÊNDICE B

Este apêndice apresenta as Quadros com os resultados da AICV para as contribuições, em valores relativos, de cada cenário modelado.

Quadro Ap B1 - Contribuições (%) da embalagem de amido/NFC_{Eucalipto_2,5%}

Indicador	NFC FONTE	Amido	Glicerol	NFC	Processamento	Compostagem
IPCC 2021 (ISO 14067)	-4,3	-49,99	42,98	22,03	67,53	17,44
Acidificação	0,27	50,06	7,77	7,39	24,1	10,68
Eutrofização de Água Doce	0,51	27,52	25,4	4,66	41,41	1,01
Ecotoxicidade de Água Doce	0,33	44,78	14,32	9,72	29,94	1,24
Toxicidade Humana (Cancerígena)	0,7	38,8	10,68	7,69	37,72	5,12
Toxicidade Humana (Não-Cancerígena)	0,21	- 101,01	-28,85	6,48	22,79	0,59
Uso do Solo	0,27	23,7	67,03	1,56	6,9	0,79
Material Particulado	1,58	19,04	12,62	18,08	47,58	2,67
Utilização de Recursos Hídricos	0,13	8,95	2,2	29,38	59,01	0,46
CED - Não-Renovável	0,38	21,15	14,53	15,9	47,11	1,32
CED - Renovável	5,36	37,11	27,5	16,12	19,13	0,14

Quadro Ap B2 - Contribuições (%) da embalagem de amido/NFC_{Eucalipto_5,0%}

Indicadores	NFC FONTE	Amido	Glicerol	NFC	Processamento	Compostagem
IPCC 2021 (ISO 14067)	-6,91	-40,17	34,54	35,41	55,57	14,65
Acidificação	0,49	46,1	7,16	13,6	22,86	10,28
Eutrofização de Água Doce	0,95	25,86	23,86	8,75	40,53	1
Ecotoxicidade de Água Doce	0,6	40,48	12,95	17,58	27,84	1,17
Toxicidade Humana (Cancerígena)	1,28	35,5	9,77	14,07	35,77	4,89
Toxicidade Humana (Não-Cancerígena)	0,44	-108,85	-31,09	13,96	25,31	0,67
Uso do Solo	0,54	23,27	65,82	3,07	7,03	0,81
Material Particulado	2,64	15,94	10,56	30,27	40,89	2,34
Utilização de Recursos Hídricos	0,2	6,87	1,68	45,07	46	0,37
CED - Não-Renovável	0,65	18,03	12,39	27,12	41,29	1,17
CED - Renovável	9,22	31,89	23,63	27,71	16,65	0,13

Quadro Ap B3 - Contribuições (%) da embalagem de amido/NFC_{Eucalipto}_7,5%

Indicadores	NFC FONTE	Amido	Glicerol	NFC	Processamento	Compostagem
IPCC 2021 (ISO 14067)	-8,67	-33,58	28,87	44,39	47,54	12,78
Acidificação	0,69	42,72	6,63	18,91	21,8	9,94
Eutrofização de Água Doce	1,35	24,38	22,5	12,37	39,76	0,98
Ecotoxicidade de Água Doce	0,82	36,93	11,81	24,05	26,08	1,11
Toxicidade Humana (Cancerígena)	1,78	32,72	9,01	19,45	34,12	4,7
Toxicidade Humana (Não-Cancerígena)	0,72	-118,02	-33,71	22,71	28,27	0,76
Uso do Solo	0,79	22,86	64,64	4,52	7,15	0,83
Material Particulado	3,4	13,71	9,08	39,05	36,06	2,1
Utilização de Recursos Hídricos	0,25	5,57	1,37	54,84	37,91	0,31
CED - Não-Renovável	1,43	15,72	10,8	35,45	36,96	1,07
CED - Renovável	12,12	27,96	20,72	36,43	14,77	0,12

Quadro Ap B4 - Contribuições (%) da embalagem de amido/NFC_{Eucalipto}_10,0%

Indicadores	NFC FONTE	Amido	Glicerol	NFC	Processamento	Compostagem
IPCC 2021 (ISO 14067)	-9,93	-28,84	24,8	50,84	41,77	11,43
Acidificação	0,85	39,8	6,18	23,49	20,88	9,64
Eutrofização de Água Doce	1,7	23,07	21,29	15,61	39,07	0,97
Ecotoxicidade de Água Doce	1	33,96	10,86	29,49	24,63	1,06
Toxicidade Humana (Cancerígena)	2,2	30,34	8,35	24,05	32,72	4,54
Toxicidade Humana (Não-Cancerígena)	1,05	- 128,88	-36,81	33,06	31,76	0,86
Uso do Solo	1,03	22,46	63,51	5,92	7,26	0,85
Material Particulado	3,98	12,03	7,97	45,67	32,41	1,92
Utilização de Recursos Hídricos	0,28	4,68	1,15	61,49	32,4	0,27
CED - Não-Renovável	1,01	13,93	9,57	41,89	33,62	0,99
CED - Renovável	14,39	24,89	18,45	43,25	13,3	0,11

Quadro Ap B5 - Contribuições (%) da embalagem de amido/NFC_{Algodão_2,5%}

Indicadores	NFC FONTE	Amido	Glicerol	NFC	Processamento	Compostagem
IPCC 2021 (ISO 14067)	-0,55	-48,19	41,43	24,84	65,1	16,82
Acidificação	5,36	47,5	7,37	12,11	22,87	10,13
Eutrofização de Água Doce	7,1	25,7	23,71	10,97	38,67	0,95
Ecotoxicidade de Água Doce	14,42	38,45	12,3	22,48	25,71	1,06
Toxicidade Humana (Cancerígena)	6,01	36,73	10,11	12,62	35,7	4,84
Toxicidade Humana (Não-Cancerígena)	0,35	- 101,16	-28,89	6,64	22,82	0,59
Uso do Solo	3,99	22,82	64,54	5,23	6,64	0,76
Material Particulado	2,01	18,96	12,56	18,44	47,37	2,66
Utilização de Recursos Hídricos	0,63	8,91	2,19	29,74	58,7	0,46
CED - Não-Renovável	1,78	20,85	14,33	17,08	46,44	1,3
CED - Renovável	2,28	38,31	28,4	13,39	19,76	0,15

Quadro Ap B6 - Contribuições (%) da embalagem de amido/NFC_{Algodão_5,0%}

Indicadores	NFC FONTE	Amido	Glicerol	NFC	Processamento	Compostagem
IPCC 2021 (ISO 14067)	-0,86	-37,9	32,58	39,06	52,43	13,83
Acidificação	9,47	41,94	6,51	21,39	20,8	9,35
Eutrofização de Água Doce	12,61	22,81	21,05	19,48	35,76	0,88
Ecotoxicidade de Água Doce	23,4	31,19	9,98	36,48	21,44	0,9
Toxicidade Humana (Cancerígena)	10,53	32,18	8,86	22,11	32,42	4,43
Toxicidade Humana (Não-Cancerígena)	0,77	-109,2	-31,19	14,33	25,4	0,67
Uso do Solo	7,56	21,63	61,17	9,92	6,53	0,76
Material Particulado	3,35	15,83	10,49	30,79	40,58	2,32
Utilização de Recursos Hídricos	0,97	6,81	1,67	45,5	45,65	0,37
CED - Não-Renovável	3	17,61	12,1	28,84	40,31	1,15
CED - Renovável	4,02	33,72	24,99	23,56	17,59	0,13

Quadro Ap B7 - Contribuições (%) da embalagem de amido/NFC_{Algodão_7,5%}

Indicadores	NFC FONTE	Amido	Glicerol	NFC	Processamento	Compostagem
IPCC 2021 (ISO 14067)	-1,06	-31,23	26,85	48,28	44,21	11,89
Acidificação	12,71	37,55	5,83	28,73	19,16	8,74
Eutrofização de Água Doce	17	20,51	18,93	26,28	32,35	0,82
Ecotoxicidade de Água Doce	29,53	26,24	8,39	46,04	18,54	0,79
Toxicidade Humana (Cancerígena)	14,05	28,63	7,88	29,51	29,85	4,12
Toxicidade Humana (Não-Cancerígena)	1,25	- 118,64	-33,88	23,35	28,41	0,76
Uso do Solo	10,78	20,55	58,13	14,14	6,44	0,75
Material Particulado	4,32	13,58	9	39,63	35,72	2,08
Utilização de Recursos Hídricos	1,18	5,52	1,35	55,26	37,55	0,31
CED - Não-Renovável	3,9	15,23	10,47	37,44	35,82	1,04
CED - Renovável	5,38	30,1	22,31	31,56	15,9	0,12

Quadro Ap B8 - Contribuições (%) da embalagem de amido/NFC_{Algodão_10,0%}

Indicadores	NFC FONTE	Amido	Glicerol	NFC	Processamento	Compostagem
IPCC 2021 (ISO 14067)	-1,21	-26,56	22,83	54,74	36,22	10,52
Acidificação	15,34	33,99	5,28	34,67	17,83	8,23
Eutrofização de Água Doce	20,6	18,64	17,2	31,83	31,56	0,78
Ecotoxicidade de Água Doce	33,98	22,65	7,24	52,98	16,42	0,71
Toxicidade Humana (Cancerígena)	16,87	25,79	7,1	35,44	27,81	3,86
Toxicidade Humana (Não-Cancerígena)	1,82	- 129,86	-37,09	34,08	32	0,87
Uso do Solo	13,7	19,58	55,38	17,96	6,34	0,74
Material Particulado	5,04	11,89	7,88	46,27	32,05	1,89
Utilização de Recursos Hídricos	1,32	4,64	1,14	61,9	32,06	0,27
CED -	4,58	13,43	9,23	43,99	32,4	0,95
CED - Renovável	6,48	27,19	20,15	38	14,53	0,12

Quadro Ap B9 - Contribuições (%) da embalagem de amido/CNC_{Eucalipto_2,5%}.

Indicadores	CNC FONTE	Amido	Glicerol	CNC	Processamento	Compostagem
IPCC 2021 (ISO 14067)	-5,78	-35,53	30,55	44,12	48,47	12,4
Acidificação	0,38	37,64	5,84	30,14	18,34	8,03
Eutrofização de Água Doce	0,85	24,3	22,42	15,2	37,19	0,9
Ecotoxicidade de Água Doce	0,52	37,6	12,03	23,91	25,43	1,04
Toxicidade Humana (Cancerígena)	1,12	32,89	9,05	21,28	32,43	4,34
Toxicidade Humana (Não-Cancerígena)	0,44	-115,52	-32,99	21,46	26,38	0,68
Uso do Solo	0,5	22,92	64,82	4,72	6,78	0,77
Material Particulado	2,25	14,39	9,53	37,72	36,34	2,02
Utilização de Recursos Hídricos	0,2	7,07	1,73	43,93	46,9	0,36
CED - Não-Renovável	0,53	15,66	10,76	37,32	35,27	0,98
CED - Renovável	8,9	32,59	24,15	26,25	16,88	0,12

Quadro Ap B10 - Contribuições (%) da embalagem de amido/CNC_{Eucalipto_5,0%}

Indicadores	CNC FONTE	Amido	Glicerol	CNC	Processamento	Compostagem
IPCC 2021 (ISO 14067)	-7,9	-24,28	20,88	60,3	34,25	8,86
Acidificação	0,58	28,67	4,45	45,92	14,56	6,39
Eutrofização de Água Doce	1,44	20,69	19,09	25,88	33,53	0,8
Ecotoxicidade de Água Doce	0,84	30,08	9,62	38,26	21,16	0,87
Toxicidade Humana (Cancerígena)	1,83	26,71	7,35	34,56	27,7	3,68
Toxicidade Humana (Não-Cancerígena)	1,15	-149,34	-42,65	55,47	35,6	0,92
Uso do Solo	0,95	21,8	61,67	8,98	6,78	0,76
Material Particulado	3,23	10,34	6,85	54,2	27,09	1,52
Utilização de Recursos Hídricos	0,27	4,87	1,2	60,58	33,1	0,26
CED - Não-Renovável	0,77	11,29	7,76	53,8	26,43	0,74
CED - Renovável	14,07	25,75	19,09	41,48	13,57	0,1

Quadro Ap B11 - Contribuições (%) da embalagem de amido/CNC_{Eucalipto_7,5%}

Indicadores	CNC FONTE	Amido	Glicerol	CNC	Processamento	Compostagem
IPCC 2021 (ISO 14067)	-8,99	-18,44	15,85	68,68	26,89	7,02
Acidificação	0,7	23,15	3,59	55,62	12,25	5,39
Eutrofização de Água Doce	1,88	18,01	16,62	33,79	30,85	0,72
Ecotoxicidade de Água Doce	1,05	25,07	8,02	47,83	18,33	0,75
Toxicidade Humana (Cancerígena)	2,31	22,48	6,19	43,62	24,48	3,23
Toxicidade Humana (Não-Cancerígena)	2,44	- 211,25	-60,34	117,71	52,52	1,35
Uso do Solo	1,36	20,79	58,8	12,85	6,79	0,76
Material Particulado	3,78	8,07	5,35	63,44	21,91	1,23
Utilização de Recursos Hídricos	0,31	3,72	0,91	69,32	25,84	0,21
CED - Não-Renovável	0,9	8,82	6,06	63,06	21,46	0,6
CED - Renovável	17,45	21,29	15,78	51,43	11,43	0,09

Quadro Ap B12 - Contribuições (%) da embalagem de amido/CNC_{Eucalipto_10,0%}

Indicadores	CNC FONTE	Amido	Glicerol	CNC	Processamento	Compostagem
IPCC 2021 (ISO 14067)	-10,09	-15,45	13,28	76,69	20,37	5,1
Acidificação	0,81	19,81	3,09	63,72	9,29	4,01
Eutrofização de Água Doce	2,22	15,94	14,71	39,87	28,81	0,67
Ecotoxicidade de Água Doce	1,23	22,03	7,05	56,04	14,31	0,58
Toxicidade Humana (Cancerígena)	2,65	19,4	5,34	50,2	22,16	2,9
Toxicidade Humana (Não-Cancerígena)	5,55	- 361,19	-103,16	268,33	93,61	2,41
Uso do Solo	1,76	20,14	56,96	16,61	5,65	0,64
Material Particulado	4,14	6,61	4,38	69,33	18,62	1,05
Utilização de Recursos Hídricos	0,35	3,06	0,75	76,17	18,96	0,15
CED - Não-Renovável	1,02	7,44	5,11	70,91	16,1	0,44
CED - Renovável	20,02	18,25	13,52	58,87	9,29	0,07

Quadro Ap B13 - Contribuições (%) da embalagem de amido/CNC_{Algodão_2,5%}

Indicadores	CNC FONTE	Amido	Glicerol	CNC	Processamento	Compostagem
IPCC 2021 (ISO 14067)	-0,73	-33,98	29,22	46,99	45,91	11,86
Acidificação	7,5	35,02	5,44	35,2	16,87	7,47
Eutrofização de Água Doce	11,45	21,84	20,15	24,35	32,86	0,8
Ecotoxicidade de Água Doce	21,25	29,85	9,55	39,82	19,96	0,82
Toxicidade Humana (Cancerígena)	9,4	30,28	8,34	27,96	29,44	3,99
Toxicidade Humana (Não-Cancerígena)	0,77	-115,52	-32,99	21,78	26,06	0,68
Uso do Solo	7,11	21,42	60,57	11,05	6,24	0,72
Material Particulado	2,89	14,35	9,51	38,26	35,87	2,01
Utilização de Recursos Hídricos	0,95	7,04	1,73	44,49	46,37	0,36
CED - Não-Renovável	2,5	15,41	10,59	38,7	34,33	0,96
CED - Renovável	3,89	34,41	25,51	22,2	17,74	0,13

Quadro Ap B14 - Contribuições (%) da embalagem de amido/CNC_{Algodão_5,0%}

Indicadores	CNC FONTE	Amido	Glicerol	CNC	Processamento	Compostagem
IPCC 2021 (ISO 14067)	-0,99	-22,86	19,66	63,23	31,63	8,34
Acidificação	11,03	25,75	4	51,75	12,77	5,74
Eutrofização de Água Doce	18,21	17,36	16,02	38,72	27,22	0,67
Ecotoxicidade de Água Doce	30,27	21,26	6,8	56,71	14,62	0,61
Toxicidade Humana (Cancerígena)	14,55	23,44	6,45	43,27	23,61	3,23
Toxicidade Humana (Não-Cancerígena)	1,99	-149,28	-42,64	56,29	34,72	0,92
Uso do Solo	12,77	19,24	54,41	19,86	5,81	0,67
Material Particulado	4,15	10,3	6,83	54,94	26,42	1,51
Utilização de Recursos Hídricos	1,31	4,84	1,19	61,25	32,45	0,26
CED - Não-Renovável	3,57	11,03	7,58	55,41	25,25	0,72
CED - Renovável	6,36	28,11	20,83	36,27	14,67	0,11

Quadro Ap B15 - Contribuições (%) da embalagem de amido/CNC_{Algodão_7,5%}

Indicadores	CNC FONTE	Amido	Glicerol	CNC	Processamento	Compostagem
IPCC 2021 (ISO 14067)	-1,11	-17,23	14,81	71,47	24,4	6,56
Acidificação	13,08	20,35	3,16	61,36	10,39	4,74
Eutrofização de Água Doce	22,67	14,41	13,3	48,21	23,5	0,58
Ecotoxicidade de Água Doce	35,26	16,51	5,28	66,06	11,66	0,5
Toxicidade Humana (Cancerígena)	17,8	19,11	5,26	52,94	19,93	2,75
Toxicidade Humana (Não-Cancerígena)	4,21	-210,92	-60,24	119,3	50,51	1,35
Uso do Solo	17,39	17,46	49,39	27,04	5,46	0,64
Material Particulado	4,85	8,04	5,32	64,27	21,14	1,23
Utilização de Recursos Hídricos	1,5	3,69	0,91	70,05	25,14	0,21
CED - Não-Renovável	4,17	8,59	5,91	64,72	20,2	0,58
CED - Renovável	8,06	23,76	17,61	45,99	12,55	0,1

Quadro Ap B16 - Contribuições (%) da embalagem de amido/CNC_{Algodão_10,0%}

Indicadores	CNC FONTE	Amido	Glicerol	CNC	Processamento	Compostagem
IPCC 2021 (ISO 14067)	-1,19	-13,82	11,88	76,46	20,01	5,48
Acidificação	14,42	16,83	2,61	67,65	8,83	4,08
Eutrofização de Água Doce	25,84	12,32	11,37	54,94	20,86	0,52
Ecotoxicidade de Água Doce	38,42	13,49	4,32	71,99	9,78	0,42
Toxicidade Humana (Cancerígena)	20,04	16,14	4,44	59,6	17,4	2,42
Toxicidade Humana (Não-Cancerígena)	9,56	- 359,26	-102,61	270,93	88,54	2,4
Uso do Solo	21,23	15,99	45,22	33,01	5,17	0,61
Material Particulado	5,3	6,59	4,36	70,24	17,76	1,05
Utilização de Recursos Hídricos	1,61	2,98	0,73	75,47	20,65	0,17
CED - Não-Renovável	4,56	7,03	4,84	70,66	16,97	0,5
CED - Renovável	9,3	20,57	15,25	53,09	11	0,09

Quadro Ap B17 - Contribuições (%) da embalagem de amido

Indicadores	Amido	Glicerol	Processamento	Compostagem
IPCC 2021 (ISO 14067)	-108,25	93,07	79,12	36,05
Acidificação	59,95	9,31	18,54	12,2
Eutrofização de Água Doce	30,89	28,51	39,51	1,09
Ecotoxicidade de Água Doce	56,92	18,21	23,37	1,50
Toxicidade Humana (Cancerígena)	46,82	12,89	34,4	5,89
Toxicidade Humana (Não-Cancerígena)	-88,42	-25,25	13,18	0,5
Uso do Solo	24,50	69,30	5,42	0,78
Material Particulado	30,79	20,4	44,69	4,12
Utilização de Recursos Hídricos	24,95	6,12	67,7	1,22
CED - Não-Renovável	32,26	22,17	43,65	1,92
CED - Renovável	52,10	38,62	9,09	0,19

Quadro Ap B18 - Contribuições (%) da embalagem de bio-LDPE

Indicadores	Bio-LDPE	Processamento	Aterro Sanitário
IPCC 2021 (ISO 14067)	-333,96	189,83	44,12
Acidificação	90,47	9,26	0,27
Eutrofização de Água Doce	74,72	25,12	0,17
Ecotoxicidade de Água Doce	21,62	4,80	73,58
Toxicidade Humana (Cancerígena)	76,89	21,84	1,27
Toxicidade Humana (Não-Cancerígena)	55,61	8,70	35,69
Uso do Solo	77,41	20,09	2,51
Material Particulado	80,87	18,81	0,33
Utilização de Recursos Hídricos	66,31	33,51	0,18
CED - Não-Renovável	76,07	23,18	0,75
CED - Renovável	96,66	3,33	0,01

. Quadro Ap B19 - Contribuições (%) da embalagem de LDPE

Indicadores	LDPE	Processamento	Aterro Sanitário
IPCC 2021 (ISO 14067)	78,88	17,14	3,98
Acidificação	76,33	23,01	0,66
Eutrofização de Água Doce	69,96	29,85	0,20
Ecotoxicidade de Água Doce	18,34	5,00	76,66
Toxicidade Humana (Cancerígena)	73,45	25,1	1,46
Toxicidade Humana (Não-Cancerígena)	32,14	13,3	54,56
Uso do Solo	48,45	45,51	6,04
Material Particulado	68,63	30,84	0,54
Utilização de Recursos Hídricos	60,85	38,93	0,21
CED - Não-Renovável	90,55	9,15	0,29
CED - Renovável	58,63	41,24	0,13

APÊNDICE C

Este apêndice apresenta as Quadros com os resultados da AICV para as contribuições, em valores absolutos, de cada cenário modelado.

Quadro Ap C1 - Contribuições (valores absolutos) da embalagem de amido/NFC_{Eucalipto}_2,5%

Indicadores	NFC FONTE	Amido	Glicerol	NFC	Processamento	Compostagem	Unidade
IPCC 2021 (ISSO 14067)	-0,81	-9,37	8,06	4,13	12,66	3,27	(10 ⁻³) kg CO ₂ eq
Acidificação	0,00	0,13	0,02	0,02	0,06	0,03	(10 ⁻³) mol H ⁺ eq
Eutrofização de Água Doce	0,04	2,20	2,03	0,37	3,30	0,08	(10 ⁻⁶) kg P eq
Ecotoxicidade de Água Doce	0,00	0,17	0,05	0,04	0,11	0,00	CTUe
Toxicidade Humana (Cancerígena)	0,02	0,85	0,24	0,17	0,83	0,11	(10 ⁻⁹) CTUh
Toxicidade Humana (Não-Cancerígena)	0,02	-11,34	-3,24	0,73	2,56	0,07	(10 ⁻⁹) CTUh
Uso do Solo	0,00	0,07	0,19	0,00	0,02	0,00	Kg C Deficit
Material Particulado	0,45	5,37	3,56	5,10	13,43	0,75	(10 ⁻⁶) kg 2,5 P.M. eq
Utilização de Recursos Hídricos	0,05	3,19	0,78	10,48	21,04	0,16	(10 ⁻³) m ³ H ₂ O eq
CED – Não-Renovável	0,00	0,08	0,05	0,06	0,17	0,00	MJ-Eq
CED – Renovável	0,03	0,18	0,13	0,08	0,09	0,00	MJ-Eq

Quadro Ap C2 - Contribuições (valores absolutos) da embalagem de amido/NFC_{Eucalipto_5,0%}

Indicadores	NFC FONTE	Amido	Glicerol	NFC	Processamento	Compostagem	Unidade
IPCC 2021 (ISO 14067)	-1,54	-8,96	7,71	7,90	12,40	3,27	(10 ⁻³) kg CO ₂ eq
Acidificação	0,00	0,12	0,02	0,03	0,06	0,03	(10 ⁻³) mol H ⁺ eq
Eutrofização de Água Doce	0,08	2,10	1,94	0,71	3,29	0,08	(10 ⁻⁶) kg P eq
Ecotoxicidade de Água Doce	0,00	0,16	0,05	0,07	0,11	0,00	CTUe
Toxicidade Humana (Cancerígena)	0,03	0,82	0,22	0,32	0,82	0,11	(10 ⁻⁹) CTUh
Toxicidade Humana (Não-Cancerígena)	0,04	-10,85	-3,10	1,39	2,52	0,07	(10 ⁻⁹) CTUh
Uso do Solo	0,00	0,06	0,18	0,01	0,02	0,00	Kg C Deficit
Material Particulado	0,85	5,14	3,41	9,76	13,19	0,75	(10 ⁻⁶) kg 2,5 P.M. eq
Utilização de Recursos Hídricos	0,09	3,06	0,75	20,04	20,46	0,16	(10 ⁻³) m ³ H ₂ O eq
CED - Não-Renovável	0,00	0,07	0,05	0,11	0,16	0,00	MJ-Eq
CED - Renovável	0,05	0,17	0,12	0,15	0,09	0,00	MJ-Eq

Quadro Ap C3 - Contribuições (valores absolutos) da embalagem de amido/NFC_{Eucalipto_7,5%}

Indicadores	NFC FONTE	Amido	Glicerol	NFC	Processamento	Compostagem	Unidade
IPCC 2021 (ISO 14067)	-2,22	-8,59	7,39	11,36	12,17	3,27	(10 ⁻³) kg CO ₂ eq
Acidificação	0,00	0,11	0,02	0,05	0,06	0,03	(10 ⁻³) mol H ⁺ eq
Eutrofização de Água Doce	0,11	2,01	1,86	1,02	3,28	0,08	(10 ⁻⁶) kg P eq
Ecotoxicidade de Água Doce	0,00	0,15	0,05	0,10	0,11	0,00	CTUe
Toxicidade Humana (Cancerígena)	0,04	0,78	0,22	0,47	0,82	0,11	(10 ⁻⁹) CTUh
Toxicidade Humana (Não-Cancerígena)	0,06	-10,40	-2,97	2,00	2,49	0,07	(10 ⁻⁹) CTUh
Uso do Solo	0,00	0,06	0,18	0,01	0,02	0,00	Kg C Deficit
Material Particulado	1,22	4,93	3,26	14,04	12,96	0,75	(10 ⁻⁶) kg 2,5 P.M. eq
Utilização de Recursos Hídricos	0,13	2,93	0,72	28,82	19,93	0,16	(10 ⁻³) m ³ H ₂ O eq
CED - Não-Renovável	0,01	0,07	0,05	0,16	0,16	0,00	MJ-Eq
CED - Renovável	0,07	0,16	0,12	0,21	0,08	0,00	MJ-Eq

Quadro Ap C4 - Contribuições (valores absolutos) da embalagem de amido/NFC_{Eucalipto}_10,0%

Indicadores	NFC FONTE	Amido	Glicerol	NFC	Processamento	Compostagem	Unidade
IPCC 2021 (ISO 14067)	-2,48	-7,21	6,20	12,71	10,44	2,86	(10 ⁻³) kg CO2 eq
Acidificação	0,00	0,11	0,02	0,06	0,06	0,03	(10 ⁻³) mol H+ eq
Eutrofização de Água Doce	0,15	1,97	1,82	1,34	3,34	0,08	(10 ⁻⁶) kg P eq
Ecotoxicidade de Água Doce	0,00	0,15	0,05	0,13	0,11	0,00	CTUe
Toxicidade Humana (Cancerígena)	0,06	0,77	0,21	0,61	0,83	0,12	(10 ⁻⁹) CTUh
Toxicidade Humana (Não-Cancerígena)	0,08	-9,84	-2,81	2,52	2,42	0,07	(10 ⁻⁹) CTUh
Uso do Solo	0,00	0,06	0,17	0,02	0,02	0,00	Kg C Deficit
Material Particulado	1,57	4,73	3,14	17,97	12,75	0,76	(10 ⁻⁶) kg 2,5 P.M. eq
Utilização de Recursos Hídricos	0,17	2,85	0,70	37,51	19,76	0,16	(10 ⁻³) m ³ H2O eq
CED - Não-Renovável	0,00	0,07	0,05	0,20	0,16	0,00	MJ-Eq
CED - Renovável	0,09	0,15	0,11	0,27	0,08	0,00	MJ-Eq

Quadro Ap C5 - Contribuições (valores absolutos) da embalagem de amido/NFC_{Algodão_2,5%}

Indicadores	NFC FONTE	Amido	Glicerol	NFC	Processamento	Compostagem	Unidade
IPCC 2021 (ISO 14067)	-0,11	-9,37	8,06	4,83	12,66	3,27	(10 ⁻³) kg CO ₂ eq
Acidificação	0,01	0,12	0,02	0,03	0,06	0,03	(10 ⁻³) mol H ⁺ eq
Eutrofização de Água Doce	0,61	2,20	2,03	0,94	3,30	0,08	(10 ⁻⁶) kg P eq
Ecotoxicidade de Água Doce	0,06	0,17	0,05	0,10	0,11	0,00	CTUe
Toxicidade Humana (Cancerígena)	0,14	0,85	0,24	0,29	0,83	0,11	(10 ⁻⁹) CTUh
Toxicidade Humana (Não-Cancerígena)	0,04	-11,34	-3,24	0,74	2,56	0,07	(10 ⁻⁹) CTUh
Uso do Solo	0,01	0,07	0,19	0,02	0,02	0,00	Kg C Deficit
Material Particulado	0,57	5,37	3,56	5,23	13,43	0,75	(10 ⁻⁶) kg 2,5 P.M. eq
Utilização de Recursos Hídricos	0,23	3,19	0,78	10,66	21,04	0,16	(10 ⁻³) m ³ H ₂ O eq
CED - Não-Renovável	0,01	0,08	0,05	0,06	0,17	0,00	MJ-Eq
CED - Renovável	0,01	0,18	0,13	0,06	0,09	0,00	MJ-Eq

Quadro Ap C6 - Contribuições (valores absolutos) da embalagem de amido/NFC_{Algodão_5,0%}

Indicadores	NFC FONTE	Amido	Glicerol	NFC	Processamento	Compostagem	Unidade
IPCC 2021 (ISO 14067)	-0,20	-8,96	7,71	9,24	12,40	3,27	(10 ⁻³) kg CO2 eq
Acidificação	0,03	0,12	0,02	0,06	0,06	0,03	(10 ⁻³) mol H+ eq
Eutrofização de Água Doce	1,16	2,10	1,94	1,79	3,29	0,08	(10 ⁻⁶) kg P eq
Ecotoxicidade de Água Doce	0,12	0,16	0,05	0,19	0,11	0,00	CTUe
Toxicidade Humana (Cancerígena)	0,27	0,82	0,23	0,56	0,82	0,11	(10 ⁻⁹) CTUh
Toxicidade Humana (Não-Cancerígena)	0,08	-10,85	-3,10	1,42	2,52	0,07	(10 ⁻⁹) CTUh
Uso do Solo	0,02	0,06	0,18	0,03	0,02	0,00	Kg C Deficit
Material Particulado	1,09	5,14	3,41	10,00	13,18	0,75	(10 ⁻⁶) kg 2,5 P.M. eq
Utilização de Recursos Hídricos	0,43	3,05	0,75	20,39	20,46	0,17	(10 ⁻³) m ³ H2O eq
CED - Não-Renovável	0,01	0,07	0,05	0,12	0,16	0,00	MJ-Eq
CED - Renovável	0,02	0,17	0,12	0,12	0,09	0,00	MJ-Eq

Quadro Ap C7 - Contribuições (valores absolutos) da embalagem de amido/NFC_{Algodão_7,5%}

Indicadores	NFC FONTE	Amido	Glicerol	NFC	Processamento	Compostagem	Unidade
IPCC 2021 (ISO 14067)	-0,29	-8,59	7,39	13,28	12,16	3,27	(10 ⁻³) kg CO2 eq
Acidificação	0,04	0,11	0,02	0,09	0,06	0,03	(10 ⁻³) mol H+ eq
Eutrofização de Água Doce	1,67	2,01	1,86	2,58	3,18	0,08	(10 ⁻⁶) kg P eq
Ecotoxicidade de Água Doce	0,17	0,15	0,05	0,27	0,11	0,00	CTUe
Toxicidade Humana (Cancerígena)	0,38	0,78	0,22	0,81	0,82	0,11	(10 ⁻⁹) CTUh
Toxicidade Humana (Não-Cancerígena)	0,11	-10,40	-2,97	2,05	2,49	0,07	(10 ⁻⁹) CTUh
Uso do Solo	0,03	0,06	0,18	0,04	0,02	0,00	Kg C Deficit
Material Particulado	1,57	4,93	3,27	14,38	12,96	0,75	(10 ⁻⁶) kg 2,5 P.M. eq
Utilização de Recursos Hídricos	0,63	2,93	0,72	29,32	19,92	0,16	(10 ⁻³) m ³ H2O eq
CED - Não-Renovável	0,02	0,07	0,05	0,17	0,16	0,00	MJ-Eq
CED - Renovável	0,03	0,16	0,12	0,17	0,08	0,00	MJ-Eq

Quadro Ap C8 - Contribuições (valores absolutos) da embalagem de amido/NFC_{Algodão_10,0%}

Indicadores	NFC FONTE	Amido	Glicerol	NFC	Processamento	Compostagem	Unidade
IPCC 2021 (ISO 14067)	-0,38	-8,23	7,08	16,97	11,23	3,26	(10 ⁻³) kg CO2 eq
Acidificação	0,05	0,11	0,02	0,11	0,06	0,03	(10 ⁻³) mol H+ eq
Eutrofização de Água Doce	2,14	1,93	1,79	3,30	3,28	0,08	(10 ⁻⁶) kg P eq
Ecotoxicidade de Água Doce	0,22	0,15	0,05	0,35	0,11	0,00	CTUe
Toxicidade Humana (Cancerígena)	0,49	0,75	0,21	1,03	0,81	0,11	(10 ⁻⁹) CTUh
Toxicidade Humana (Não-Cancerígena)	0,14	-9,98	-2,85	2,62	2,46	0,07	(10 ⁻⁹) CTUh
Uso do Solo	0,04	0,06	0,17	0,05	0,02	0,00	Kg C Deficit
Material Particulado	2,01	4,73	3,14	18,42	12,76	0,75	(10 ⁻⁶) kg 2,5 P.M. eq
Utilização de Recursos Hídricos	0,81	2,83	0,70	37,76	19,56	0,16	(10 ⁻³) m ³ H2O eq
CED – Não-Renovável	0,02	0,07	0,05	0,22	0,16	0,00	MJ-Eq
CED - Renovável	0,04	0,15	0,11	0,22	0,08	0,00	MJ-Eq

Quadro Ap C9 - Contribuições (valores absolutos) da embalagem de amido/CNC_{Eucalipto_2,5%}

Indicadores	CNC FONTE	Amido	Glicerol	CNC	Processamento	Compostagem	Unidade
IPCC 2021 (ISO 14067)	-1,52	-9,37	8,06	11,63	12,78	3,27	(10 ⁻³) kg CO2 eq
Acidificação	0,00	0,12	0,02	0,10	0,06	0,03	(10 ⁻³) mol H+ eq
Eutrofização de Água Doce	0,08	2,20	2,03	1,37	3,36	0,08	(10 ⁻⁶) kg P eq
Ecotoxicidade de Água Doce	0,00	0,17	0,05	0,11	0,11	0,00	CTUe
Toxicidade Humana (Cancerígena)	0,03	0,85	0,24	0,55	0,84	0,11	(10 ⁻⁹) CTUh
Toxicidade Humana (Não-Cancerígena)	0,04	-11,34	-3,24	2,11	2,59	0,07	(10 ⁻⁹) CTUh
Uso do Solo	0,00	0,07	0,19	0,01	0,02	0,00	Kg C Deficit
Material Particulado	0,84	5,37	3,56	14,09	13,57	0,75	(10 ⁻⁶) kg 2,5 P.M. eq
Utilização de Recursos Hídricos	0,09	3,19	0,78	19,84	21,18	0,16	(10 ⁻³) m ³ H2O eq
CED - Não-Renovável	0,00	0,08	0,05	0,18	0,17	0,00	MJ-Eq
CED - Renovável	0,05	0,18	0,13	0,14	0,09	0,00	MJ-Eq

Quadro Ap C10 - Contribuições (valores absolutos) da embalagem de amido/CNC_{Eucalipto}_5,0%

Indicadores	CNC FONTE	Amido	Glicerol	CNC	Processamento	Compostagem	Unidade
IPCC 2021 (ISO 14067)	-2,92	-8,96	7,71	22,26	12,65	3,27	(10 ⁻³) kg CO2 eq
Acidificação	0,00	0,12	0,02	0,19	0,06	0,03	(10 ⁻³) mol H+ eq
Eutrofização de Água Doce	0,15	2,10	1,94	2,63	3,40	0,08	(10 ⁻⁶) kg P eq
Ecotoxicidade de Água Doce	0,00	0,16	0,05	0,20	0,11	0,00	CTUe
Toxicidade Humana (Cancerígena)	0,06	0,82	0,22	1,06	0,85	0,11	(10 ⁻⁹) CTUh
Toxicidade Humana (Não-Cancerígena)	0,08	-10,85	-3,10	4,03	2,59	0,07	(10 ⁻⁹) CTUh
Uso do Solo	0,00	0,06	0,18	0,03	0,02	0,00	Kg C Deficit
Material Particulado	1,61	5,14	3,41	26,95	13,47	0,76	(10 ⁻⁶) kg 2,5 P.M. eq
Utilização de Recursos Hídricos	0,17	3,05	0,75	37,97	20,74	0,16	(10 ⁻³) m ³ H2O eq
CED - Não-Renovável	0,00	0,07	0,05	0,34	0,17	0,00	MJ-Eq
CED - Renovável	0,09	0,17	0,12	0,27	0,09	0,00	MJ-Eq

Quadro Ap C11 - Contribuições (valores absolutos) da embalagem de amido/CNC_{Eucalipto_7,5%}

Indicadores	CNC FONTE	Amido	Glicerol	CNC	Processamento	Compostagem	Unidade
IPCC 2021 (ISO 14067)	-4,19	-8,59	7,39	32,00	12,53	3,27	(10 ⁻³) kg CO2 eq
Acidificação	0,00	0,11	0,02	0,27	0,06	0,03	(10 ⁻³) mol H+ eq
Eutrofização de Água Doce	0,21	2,01	1,86	3,78	3,45	0,08	(10 ⁻⁶) kg P eq
Ecotoxicidade de Água Doce	0,01	0,15	0,05	0,29	0,11	0,00	CTUe
Toxicidade Humana (Cancerígena)	0,08	0,78	0,22	1,52	0,85	0,11	(10 ⁻⁹) CTUh
Toxicidade Humana (Não-Cancerígena)	0,12	-10,40	-2,97	5,80	2,59	0,07	(10 ⁻⁹) CTUh
Uso do Solo	0,00	0,06	0,18	0,04	0,02	0,00	Kg C Deficit
Material Particulado	2,31	4,93	3,27	38,75	13,38	0,75	(10 ⁻⁶) kg 2,5 P.M. eq
Utilização de Recursos Hídricos	0,24	2,93	0,72	54,58	20,35	0,17	(10 ⁻³) m ³ H2O eq
CED - Não-Renovável	0,01	0,07	0,05	0,49	0,17	0,00	MJ-Eq
CED - Renovável	0,13	0,16	0,12	0,39	0,09	0,00	MJ-Eq

Quadro Ap C12 - Contribuições (valores absolutos) da embalagem de amido/CNC_{Eucalipto}_10,0%

Indicadores	CNC FONTE	Amido	Glicerol	CNC	Processamento	Compostagem	Unidade
IPCC 2021 (ISO 14067)	-5,59	-8,57	7,36	42,52	11,29	2,83	(10 ⁻³) kg CO2 eq
Acidificação	0,00	0,11	0,02	0,36	0,05	0,02	(10 ⁻³) mol H+ eq
Eutrofização de Água Doce	0,27	1,93	1,78	4,84	3,50	0,08	(10 ⁻⁶) kg P eq
Ecotoxicidade de Água Doce	0,01	0,15	0,05	0,39	0,10	0,00	CTUe
Toxicidade Humana (Cancerígena)	0,10	0,75	0,21	1,95	0,86	0,11	(10 ⁻⁹) CTUh
Toxicidade Humana (Não-Cancerígena)	0,15	-9,99	-2,85	7,42	2,59	0,07	(10 ⁻⁹) CTUh
Uso do Solo	0,01	0,07	0,19	0,06	0,02	0,00	Kg C Deficit
Material Particulado	2,96	4,73	3,13	49,61	13,32	0,75	(10 ⁻⁶) kg 2,5 P.M. eq
Utilização de Recursos Hídricos	0,33	2,86	0,70	71,26	17,74	0,14	(10 ⁻³) m ³ H2O eq
CED - Não-Renovável	0,01	0,07	0,05	0,65	0,15	0,00	MJ-Eq
CED - Renovável	0,17	0,16	0,11	0,50	0,08	0,00	MJ-Eq

Quadro Ap C13 - Contribuições (valores absolutos) da embalagem de amido/CNC_{Algodão_2,5%}

Indicadores	CNC FONTE	Amido	Glicerol	CNC	Processamento	Compostagem	Unidade
IPCC 2021 (ISO 14067)	-0,20	-9,37	8,06	12,96	12,66	3,27	(10 ⁻³) kg CO2 eq
Acidificação	0,03	0,12	0,02	0,12	0,06	0,03	(10 ⁻³) mol H+ eq
Eutrofização de Água Doce	1,15	2,20	2,03	2,45	3,30	0,08	(10 ⁻⁶) kg P eq
Ecotoxicidade de Água Doce	0,12	0,17	0,05	0,22	0,11	0,00	CTUe
Toxicidade Humana (Cancerígena)	0,27	0,85	0,24	0,79	0,83	0,11	(10 ⁻⁹) CTUh
Toxicidade Humana (Não-Cancerígena)	0,08	-11,34	-3,24	2,14	2,56	0,07	(10 ⁻⁹) CTUh
Uso do Solo	0,02	0,07	0,19	0,03	0,02	0,00	Kg C Deficit
Material Particulado	1,08	5,37	3,56	14,33	13,43	0,75	(10 ⁻⁶) kg 2,5 P.M. eq
Utilização de Recursos Hídricos	0,43	3,19	0,78	20,19	21,04	0,16	(10 ⁻³) m ³ H2O eq
CED - Não-Renovável	0,01	0,08	0,05	0,19	0,17	0,00	MJ-Eq
CED - Renovável	0,02	0,18	0,13	0,11	0,09	0,00	MJ-Eq

Quadro Ap C14 - Contribuições (valores absolutos) da embalagem de amido/CNC_{Algodão_5,0%}

Indicadores	CNC FONTE	Amido	Glicerol	CNC	Processamento	Compostagem	Unidade
IPCC 2021 (ISO 14067)	-0,39	-8,96	7,71	24,79	12,40	3,27	(10 ⁻³) kg CO2 eq
Acidificação	0,05	0,12	0,02	0,24	0,06	0,03	(10 ⁻³) mol H+ eq
Eutrofização de Água Doce	2,20	2,10	1,94	4,68	3,29	0,08	(10 ⁻⁶) kg P eq
Ecotoxicidade de Água Doce	0,23	0,16	0,05	0,43	0,11	0,00	CTUe
Toxicidade Humana (Cancerígena)	0,51	0,82	0,22	1,51	0,82	0,11	(10 ⁻⁹) CTUh
Toxicidade Humana (Não-Cancerígena)	0,14	-10,85	-3,10	4,09	2,52	0,07	(10 ⁻⁹) CTUh
Uso do Solo	0,04	0,06	0,18	0,07	0,02	0,00	Kg C Deficit
Material Particulado	2,07	5,14	3,41	27,41	13,18	0,75	(10 ⁻⁶) kg 2,5 P.M. eq
Utilização de Recursos Hídricos	0,83	3,05	0,75	38,61	20,46	0,16	(10 ⁻³) m ³ H2O eq
CED - Não-Renovável	0,02	0,07	0,05	0,36	0,16	0,00	MJ-Eq
CED - Renovável	0,04	0,17	0,12	0,22	0,09	0,00	MJ-Eq

Quadro Ap C15 - Contribuições (valores absolutos) da embalagem de amido/CNC_{Algodão_7,5%}

Indicadores	CNC FONTE	Amido	Glicerol	CNC	Processamento	Compostagem	Unidade
IPCC 2021 (ISO 14067)	-0,55	-8,59	7,39	35,64	12,17	3,27	(10 ⁻³) kg CO2 eq
Acidificação	0,07	0,11	0,02	0,34	0,06	0,03	(10 ⁻³) mol H+ eq
Eutrofização de Água Doce	3,17	2,01	1,86	6,74	3,28	0,08	(10 ⁻⁶) kg P eq
Ecotoxicidade de Água Doce	0,33	0,15	0,05	0,62	0,11	0,00	CTUe
Toxicidade Humana (Cancerígena)	0,73	0,78	0,22	2,17	0,82	0,11	(10 ⁻⁹) CTUh
Toxicidade Humana (Não-Cancerígena)	0,21	-10,42	-2,98	5,89	2,50	0,07	(10 ⁻⁹) CTUh
Uso do Solo	0,06	0,06	0,18	0,10	0,02	0,00	Kg C Deficit
Material Particulado	2,97	4,93	3,26	39,41	12,96	0,75	(10 ⁻⁶) kg 2,5 P.M. eq
Utilização de Recursos Hídricos	1,19	2,92	0,72	55,52	19,93	0,17	(10 ⁻³) m ³ H2O eq
CED - Não-Renovável	0,03	0,07	0,05	0,52	0,16	0,00	MJ-Eq
CED - Renovável	0,05	0,16	0,12	0,31	0,08	0,00	MJ-Eq

Quadro Ap C16 - Contribuições (valores absolutos) da embalagem de amido/CNC_{Algodão_10,0%}

Indicadores	CNC FONTE	Amido	Glicerol	CNC	Processamento	Compostagem	Unidade
IPCC 2021 (ISO 14067)	-0,70	-8,13	6,99	44,96	11,77	3,22	(10 ⁻³) kg CO ₂ eq
Acidificação	0,09	0,11	0,02	0,43	0,06	0,03	(10 ⁻³) mol H ⁺ eq
Eutrofização de Água Doce	4,06	1,93	1,78	8,62	3,27	0,08	(10 ⁻⁶) kg P eq
Ecotoxicidade de Água Doce	0,42	0,15	0,05	0,79	0,11	0,00	CTUe
Toxicidade Humana (Cancerígena)	0,93	0,75	0,21	2,78	0,81	0,11	(10 ⁻⁹) CTUh
Toxicidade Humana (Não-Cancerígena)	0,27	-9,99	-2,85	7,53	2,46	0,07	(10 ⁻⁹) CTUh
Uso do Solo	0,09	0,07	0,19	0,14	0,02	0,00	Kg C Deficit
Material Particulado	3,81	4,73	3,13	50,46	12,76	0,75	(10 ⁻⁶) kg 2,5 P.M. eq
Utilização de Recursos Hídricos	1,52	2,81	0,69	71,09	19,45	0,16	(10 ⁻³) m ³ H ₂ O eq
CED - Não-Renovável	0,04	0,07	0,05	0,66	0,16	0,00	MJ-Eq
CED - Renovável	0,07	0,15	0,11	0,40	0,08	0,00	MJ-Eq

Quadro Ap C17 - Contribuições (valores absolutos) da embalagem de amido

Indicadores	Amido	Glicerol	Processamento	Compostagem	Unidade
IPCC 2021 (ISO 14067)	-9,94	8,55	7,27	3,31	(10 ⁻³) kg CO ₂ eq
Acidificação	0,13	0,02	0,04	0,03	(10 ⁻³) mol H ⁺ eq
Eutrofização de Água Doce	2,30	2,13	2,95	0,08	(10 ⁻⁶) kg P eq
Ecotoxicidade de Água Doce	0,18	0,06	0,07	0,00	CTUe
Toxicidade Humana (Cancerígena)	0,90	0,25	0,66	0,11	(10 ⁻⁹) CTUh
Toxicidade Humana (Não-Cancerígena)	-11,87	-3,39	1,77	0,07	(10 ⁻⁹) CTUh
Uso do Solo	0,07	0,20	0,02	0,00	Kg C Deficit
Material Particulado	5,66	3,75	8,22	0,76	(10 ⁻⁶) kg 2,5 P.M. eq
Utilização de Recursos Hídricos	3,49	0,86	9,48	0,17	(10 ⁻³) m ³ H ₂ O eq
CED - Não-Renovável	0,08	0,05	0,11	0,00	MJ-Eq
CED - Renovável	0,18	0,14	0,03	0,00	MJ-Eq

Quadro Ap C18 - Contribuições (valores absolutos) da embalagem de bio-LDPE

Indicadores	Bio-LDPE	Processamento	Aterro Sanitário	Unidade
IPCC 2021 (ISO 14067)	-11,18	6,36	1,48	(10 ⁻³) kg CO ₂ eq
Acidificação	0,36	0,04	0,00	(10 ⁻³) mol H ⁺ eq
Eutrofização de Água Doce	8,59	2,89	0,02	(10 ⁻⁶) kg P eq
Ecotoxicidade de Água Doce	0,30	0,07	1,02	CTUe
Toxicidade Humana (Cancerígena)	2,22	0,63	0,04	(10 ⁻⁹) CTUh
Toxicidade Humana (Não-Cancerígena)	10,57	1,65	6,78	(10 ⁻⁹) CTUh
Uso do Solo	0,06	0,02	0,00	Kg C Deficit
Material Particulado	31,75	7,38	0,13	(10 ⁻⁶) kg 2,5 P.M. eq
Utilização de Recursos Hídricos	14,59	7,37	0,04	(10 ⁻³) m ³ H ₂ O eq
CED - Não-Renovável	0,32	0,10	0,00	MJ-Eq
CED - Renovável	0,67	0,02	0,00	MJ-Eq

Quadro Ap C19 - Contribuições (valores absolutos) da embalagem de LDPE

Indicadores	LDPE	Processamento	Aterro Sanitário	Unidade
IPCC 2021 (ISO 14067)	29,97	6,51	1,51	(10 ⁻³) kg CO ₂ eq
Acidificação	0,13	0,04	0,00	(10 ⁻³) mol H ⁺ eq
Eutrofização de Água Doce	6,77	2,89	0,02	(10 ⁻⁶) kg P eq
Ecotoxicidade de Água Doce	0,24	0,07	1,02	CTUe
Toxicidade Humana (Cancerígena)	1,85	0,63	0,04	(10 ⁻⁹) CTUh
Toxicidade Humana (Não-Cancerígena)	3,99	1,65	6,78	(10 ⁻⁹) CTUh
Uso do Solo	0,02	0,02	0,00	Kg C Deficit
Material Particulado	18,32	8,23	0,14	(10 ⁻⁶) kg 2,5 P.M. eq
Utilização de Recursos Hídricos	11,56	7,40	0,04	(10 ⁻³) m ³ H ₂ O eq
CED - Não-Renovável	0,97	0,10	0,00	MJ-Eq
CED - Renovável	0,03	0,02	0,00	MJ-Eq

APÊNDICE D

Neste apêndice é apresentado o quadro comparativo entre os diferentes cenários (LDPE, Bio-LDPE e Amido/NFC_{Eucalipto_10,0%}) avaliados com destaque para o melhor desempenho para cada indicador *midpoint* e categoria de impacto *endpoint*.

Quadro Ap D1 – Comparação qualitativa do desempenho entre as embalagens de LDPE, de bio-LDPE e de amido/NFC_{Eucalipto_10,0%}

Impacto <i>endpoint</i>	Indicador <i>midpoint</i>	Cenário de Melhor Desempenho <i>midpoint</i>	Cenário de Melhor Desempenho <i>endpoint</i>
Vitalidade dos Ecossistemas	CFP	Bio-LDPE	Amido/NFC _{Eucalipto_10,0%}
	ACD	LDPE	
	FWE	Amido/NFC _{Eucalipto_10,0%}	
	FWET	Amido/NFC _{Eucalipto_10,0%}	
	LU	LDPE	
Saúde Humana	HT	Amido/NFC _{Eucalipto_10,0%}	Amido/NFC _{Eucalipto_10,0%}
	PM	LDPE	
Esgotamento de Recursos	WRD	LDPE	LDPE
	CED-NR	Amido/NFC _{Eucalipto_10,0%}	
	CED-RE	LDPE	

ANEXO A

Quadro A1 - Limites Planetários e Variáveis de Controle. Adaptado de Richardsson et al. (2023)^[68]

Processo do sistema terrestre	Variável(is) de controle	Limite planetário	Valor base do Holoceno pré-industrial	Limite superior da zona de risco crescente	Valor atual da variável de controle
Mudanças climáticas	Concentração atmosférica de CO ₂ (ppm CO ₂)	350 ppm CO ₂	280 ppm CO ₂	450 ppm CO ₂	417 ppm CO ₂
	Forçamento radiativo antropogênico total (W/m ²)	+1,0 W/m ²	0 W/m ²	+1,5 W/m ²	+2,91 W/m ²
Mudança na integridade da biosfera	Diversidade genética: extinções por milhão de espécies por ano (E/MSY)	<10 E/MSY (meta aspiracional ~1 E/MSY)	1 E/MSY	100 E/MSY	>100 E/MSY
	Integridade funcional: energia disponível para os ecossistemas (% da NPP usada por humanos - HANPP)	HANPP <10% da NPP pré-industrial (ou seja, >90% disponível)	1,9%	20% HANPP	30% HANPP
Redução do ozônio estratosférico	Concentração de O ₃ estratosférico (média global em unidades Dobson - DU)	Redução <5% a partir de ~276 DU	290 DU	261 DU	284,6 DU
Acidificação oceânica	Estado médio de saturação com relação à aragonita (Ω _{arag})	≥80% da Ω _{arag} pré-industrial	3,44 Ω _{arag}	2,75 Ω _{arag}	2,8 Ω _{arag}
Fluxos biogeoquímicos: Ciclos do P e N	Fósforo global: fluxo de água doce para o oceano (Tg P/ano); regional: uso em solos erodíveis	Global: 11 Tg P/ano; Regional: 6,2 Tg P/ano	0 Tg P/ano	Global: 100 Tg P/ano; Regional: 11,2 Tg P/ano	Global: 22,6 Tg P/ano; Regional: 17,5 Tg P/ano

Processo do sistema terrestre	Variável(is) de controle	Limite planetário	Valor base do Holoceno pré-industrial	Limite superior da zona de risco crescente	Valor atual da variável de controle
	Nitrogênio global: fixação industrial e intencional (Tg N/ano)	62 Tg N/ano	0 Tg N/ano	82 Tg N/ano	190 Tg N/ano
Mudanças em sistemas terrestres	Área florestal como % da cobertura original (global e por bioma)	Global: 75%; Tropical: 85%; Temperado: 50%; Boreal: 85%	100%	Global: 54%; Tropical: 60%; Temperado: 30%; Boreal: 60%	Global: 60%; Tropical (Américas: 83,9%; África: 54,3%; Ásia: 37,5%); Temperado (Américas: 51,2%; Europa: 34,2%; Ásia: 37,9%); Boreal (Américas: 56,6%; Eurásia: 70,3%)
Mudanças em sistemas de água doce	Água azul: alteração induzida pelo homem no fluxo da água azul (% da superfície terrestre)	10,2%	9,4%	50% (provisório)	18,2%
	Água verde: alteração na água disponível para plantas (% da superfície terrestre)	11,1%	9,8%	50% (provisório)	15,8%
Acumulo de aerossóis na atmosfera	Diferença inter-hemisférica na profundidade óptica de aerossóis (AOD)	0,1	0,03	0,25	0,076
Entidades novas	% de produtos químicos sintéticos liberados no ambiente sem testes de segurança adequados	0%	0%	N/A	Transgredido

ANEXO B

Tabela B1 - Descrição das Rotas Químicas Avaliadas em Leão et al. (2017)^[107]

Processo	Matéria-prima	Condições código	Condições	Produto
I	Bagaço de cana-de-açúcar	NaOH/NaClO ₂ /H ₂ SO ₄ /60 min/4x	NaOH 5% (p/v); 80 °C/1 h	Bagaço pré-tratado
			NaClO ₂ 1% (p/v) + 10 gotas (C ₂ H ₄ O ₂) 90 °C/1 h	Polpa branqueada
			(quatro estágios de branqueamento)	
II	Bagaço de cana-de-açúcar	NaOH/NaClO ₂ /H ₂ SO ₄ /60 min/1x	H ₂ SO ₄ 64% (p/p); 45 °C/60 min	Cristais de celulose nanométricos
			NaOH 5% (p/v); 80 °C/1 h	Bagaço pré-tratado
			NaClO ₂ 1% (p/v) + 10 gotas (C ₂ H ₄ O ₂) 90 °C/1 h	Polpa branqueada
III	Bagaço de cana-de-açúcar	NaClO ₂ /NaOH/H ₂ SO ₄ /30 min/4x	(um estágio de branqueamento)	
			H ₂ SO ₄ 64% (p/p) 45 °C/30 min	Cristais de celulose nanométricos
			NaClO ₂ 2% (p/v) + 10 gotas (C ₂ H ₄ O ₂)	Bagaço pré-tratado
IV	Bagaço de cana-de-açúcar	NaClO ₂ /NaOH/H ₂ SO ₄ /30 min/4x	Temperatura ambiente/4 h	Polpa branqueada
			NaOH 4% (p/v) Temperatura ambiente/4 h	H ₂ SO ₄ 64% (p/p) 45 °C/30 min
				Cristais de celulose nanométricos
V	Bagaço de cana-de-açúcar	NaClO ₂ /NaOH/H ₂ SO ₄ /30 min/1x	NaClO ₂ 2% (p/v) + 10 gotas (C ₂ H ₄ O ₂) 90 °C/1 h	Bagaço pré-tratado
			(quatro estágios de branqueamento)	Polpa branqueada
			NaOH 2% (p/v); 80 °C/1 h	H ₂ SO ₄ 64% (p/p) 45 °C/30 min
VI	Bagaço de cana-de-açúcar	NaOH/NaClO ₂ /HNO ₃ H ₂ SO ₄ /60 min/4x		Cristais de celulose nanométricos
			NaOH 5% (p/v); 80 °C/1 h	Bagaço pré-tratado
			NaClO ₂ 3.3% (p/v) + 10 gotas (C ₂ H ₄ O ₂) 90 °C/1 h	Polpa branqueada
VII	Bagaço de cana-de-açúcar	NaOH/NaClO ₂ /HNO ₃ H ₂ SO ₄ /60 min/1x	(quatro estágios de branqueamento)	HNO ₃ (1 M); 80 °C/1 h
				H ₂ SO ₄ 64% (p/p); 45 °C/60 min
			NaOH 5% (p/v); 80 °C/1 h	Bagaço pré-tratado
VIII	Bagaço de cana-de-açúcar	NaClO ₂ /NaOH/HNO ₃ H ₂ SO ₄ /30 min/4x	NaClO ₂ 3.3% (p/v) + 10 gotas (C ₂ H ₄ O ₂)	Bagaço pré-tratado
			90 °C/1 h	Polpa branqueada
			NaOH 5% (p/v); 80 °C/1 h	HNO ₃ (1 M); 80 °C/1 h
			(quatro estágios de branqueamento)	H ₂ SO ₄ 64% (p/p); 45 °C/30 min

				Cristais de celulose nanométricos
IX	Bagaço de cana-de-açúcar	NaClO ₂ /NaOH/HNO ₃ H ₂ SO ₄ /30 min/1x	NaClO ₂ 3.3% (p/v) + 10 gotas (C ₂ H ₄ O ₂) 90 °C/1 h (um estágio de branqueamento)	Bagaco pré-tratado Polpa branqueada
			NaOH 5% (p/v); 80 °C/1 h	HNO ₃ (1 M); 80 °C/1 h H ₂ SO ₄ 64% (p/p); 45 °C/30 min
X	Bagaço de cana-de-açúcar	NaOH/H ₂ O ₂ H ₂ SO ₄ /30 min/4x	NaOH 25% (p/v) + Na ₂ O 19.37% (p/p) 80 °C/3.5 h H ₂ O ₂ 30% (p/v) + NaOH 0.1% (p/v) 90 °C/1 h (quatro estágios de branqueamento)	Bagaco pré-tratado Polpa branqueada H ₂ SO ₄ 64% (p/p); 45 °C/30 min Cristais de celulose nanométricos
XI	Bagaço de cana-de-açúcar	NaOH/H ₂ O ₂ H ₂ SO ₄ /30 min/1x	NaOH 25% (p/v) + Na ₂ O 19.37% (p/p) 80 °C/3.5 h H ₂ O ₂ 30% (p/v) + NaOH 0.1% (p/v) (um estágio de branqueamento)	Bagaco pré-tratado Polpa branqueada H ₂ SO ₄ 64% (p/p); 45 °C/30 min Cristais de celulose nanométricos
XII	Bagaço de cana-de-açúcar	NaOH/H ₂ O ₂ H ₂ SO ₄ /30 min/1x	NaOH 25% (p/v) + Na ₂ O 19.37% (p/p) 80 °C/3.5 h H ₂ O ₂ 11% (p/v) 90 °C/1 h (um estágio de branqueamento)	Bagaco pré-tratado Polpa de branqueamento H ₂ SO ₄ 64% (p/p); 45 °C/30 min Cristais de celulose nanométricos