

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE PRODUÇÃO DO *CAMPUS*  
SOROCABA

DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO

THIAGO TEIXEIRA MATHEUS

**AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA NO CONTEXTO DA ECONOMIA CIRCULAR DE  
PELLETS E BRIQUETES PRODUZIDOS NA AMÉRICA LATINA**

Sorocaba

2022

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE PRODUÇÃO DO *CAMPUS*  
SOROCABA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO

THIAGO TEIXEIRA MATHEUS

**AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA NO CONTEXTO DA ECONOMIA CIRCULAR DE  
PELLETS E BRIQUETES PRODUZIDOS NA AMÉRICA LATINA**

Texto apresentado ao Programa de Pós Graduação em Engenharia de Produção do *campus* Sorocaba, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Engenharia de Produção.

**Orientação:** Prof. Dr. Diogo Aparecido Lopes Silva

**Coorientação:** Prof. Dr. Ricardo Musule Lagunes

**Financiamento:** CAPES – CNPQ

Sorocaba

2022

Matheus, Thiago Teixeira

Avaliação do Ciclo de Vida no contexto da economia circular de pellets e briquetes produzidos na América Latina / Thiago Teixeira Matheus -- 2022.  
69f.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, campus Sorocaba, Sorocaba  
Orientador (a): Diogo Aparecido Lopes Silva  
Banca Examinadora: Fausto Miguel Cereja Seixas Freire,  
Marília Ieda da Silveira Folegatti Matsuura  
Bibliografia

1. Economia circular. 2. Biocombustíveis sólidos. 3. Bioenergia. I. Matheus, Thiago Teixeira. II. Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática  
(SIn)

DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

Bibliotecário responsável: Maria Aparecida de Lourdes Mariano -  
CRB/8 6979



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS**

Centro de Ciências em Gestão e Tecnologia  
Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção

---

**Folha de Aprovação**

---

Defesa de Dissertação de Mestrado do candidato Thiago Teixeira Matheus, realizada em 29/09/2022.

**Comissão Julgadora:**

Prof. Dr. Diogo Aparecido Lopes Silva (UFSCar)

Prof. Dr. Fausto Miguel Cereja Seixas Freire (UC)

Profa. Dra. Marília Ieda da Silveira Folegatti Matsuura (EMBRAPA)

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

## **AGRADECIMENTOS**

Sou grato à minha vida e ao Universo, por cada dia da minha existência e pelo privilégio de compartilhá-la com pessoas fantásticas, que me proporcionam diferentes experiências, aprendizados, desafios e relações que vou levar para o resto da vida.

Deixo um agradecimento especial à toda minha família, incluindo meus pais, irmãos, tios, mulher, sogros, primos e a minha querida avó (em memória), que infelizmente em função da COVID-19 não pôde acompanhar de perto a fase final desta empreitada. Todas essas pessoas foram extremamente importantes para me dar todo apoio que precisei, seja ele financeiro, técnico e principalmente, emocional.

Não poderia deixar de agradecer a todos os membros do Grupo de Pesquisa Engenharia da Sustentabilidade, e em especial, ao meu orientador prof. Diogo Aparecido Lopes Silva, que desde a época da graduação foi um grande professor e colega de pesquisa, e que sempre me incentivou a ingressar na carreira acadêmica, fomentando o meu lado “cientista” e ambientalista. Agradeço também o meu coorientador, prof. Ricardo Musule, que tive o prazer de conhecer durante o meu mestrado e que além de coorientador, tornou-se um amigo que desejo levar para a vida. Além de grandes pesquisadores que muito me ensinaram sobre os assuntos relacionados ao tema de pesquisa, ambos se demonstraram seres humanos incríveis ao longo desta jornada, estando sempre dispostos a conversar comigo sobre os mais diversos assuntos, e me direcionando diante dos mais distintos conflitos e questionamentos que eu tive ao longo deste período.

## RESUMO

A biomassa é considerada uma fonte energética subaproveitada em diversas regiões do mundo, ainda que se tenham projeções otimistas de mercado para os próximos anos. A geração local de biomassa residual pode suprir parte da demanda energética em diversas regiões da América Latina, podendo ainda ser exportada na forma de pellets e briquetes. Todavia, o desempenho ambiental destes biocombustíveis sólidos deve ser melhor investigado, sob a perspectiva da Economia Circular (EC), principalmente diante dos impactos ambientais associados à sua exportação e a economia de matéria-prima virgem decorrente do uso de biomassa residual. Neste sentido, esta dissertação consiste na análise do desempenho ambiental dos pellets e briquetes a partir da integração entre a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) com o recente método *Circular Footprint Formula* (CFF), sendo a combinação entre ACV e EC uma importante estratégia para promoção da produção sustentável. Onze estudos de casos foram modelados numa abordagem *cradle-to-product-distribution*, contemplando pellets e briquetes produzidos com diferentes fontes de biomassa no Brasil, Chile, Colômbia e México e sua exportação para o mercado Europeu. Foi adotada a Unidade Funcional (UF) equivalente a 1 MJ de energia embutida nos pellets e briquetes de biomassa. Foram calculados os impactos relacionados ao Potencial de Aquecimento Global (GWP), Potencial de Acidificação (AP), Potencial de Eutrofização (EP), Depleção de Recursos Abióticos Potencial (ADPe), Depleção da Camada de Ozônio Potencial (ODP) e Potencial de Degradação Fotoquímica (POCP) pelo método CML, sendo ainda calculada a Demanda Acumulada de Energia (CED) não renovável para a UF estabelecida. O método de alocação CFF foi então aplicado a partir dos resultados da ACV, e os resultados comparados com e sem o uso da CFF. Os resultados mostraram que os pellets e briquetes apresentam uma baixa pegada de carbono devido a absorção de carbono biogênico associado ao uso do solo pela matéria prima utilizada, e por se tratar de fontes de biomassa residual. Os aspectos relacionados ao tipo e quantidade de biomassa utilizada na produção dos pellets e briquetes podem evitar a emissão de até 287 g CO<sub>2</sub>-eq por MJ de energia gerada. Todavia, a exportação para o continente europeu aumenta significativamente as emissões e impactos em todas as categorias de impacto analisadas, com os estágios de transporte rodoviário e marítimo representando *hotspots* importantes no ciclo de vida em todos os onze estudos de caso, principalmente para ADPe, AP, ODP e CED. A partir da aplicação da CFF, observou-se que este método requer algumas adaptações nos parâmetros quando aplicado no contexto dos pellets e briquetes, o que pode ser uma limitação no seu emprego. Ainda, a integração da EC com ACV potencializa os ganhos ambientais dos pellets e briquetes de biomassa residual, que pela CFF resultaram em impactos evitados em todas as categorias analisadas, uma vez que valoriza a circularidade pela não utilização de madeira virgem e o emprego de biomassa residual.

*Palavras Chave: Economia Circular, Bioeconomia, Bioenergia, Engenharia do Ciclo de Vida.*

## ABSTRACT

Biomass is considered an underused energy source in several regions of the world, although there are optimistic market projections for the next years. Local generation of residual biomass can supply part of the energy demand in some regions of Latin America and can also be exported as pellets and briquettes. However, the environmental performance of these solid biofuels should be further investigated from the perspective of the Circular Economy (CE), mostly due to the environmental impacts associated with their exportation and the saving of virgin raw material resulting from the use of residual biomass. In this sense, this dissertation consisted of on the analysis of the environmental performance of pellets and briquettes through the combination of Life Cycle Assessment (LCA) with the recent Circular Footprint Formula (CFF) method, being this integration an important strategy to promote sustainable production. Eleven case studies were modeled in a cradle-to-product-distribution approach, all of them related to pellets and briquettes produced with different biomass sources in Brazil, Chile, Colombia and Mexico, and their exportation to European market. The Functional Unit (FU) equivalent to 1 MJ of energy embedded in the biomass pellets and briquettes was adopted. The impacts related to the Global Warming Potential (GWP), Acidification Potential (AP), Eutrophication Potential (EP), Abiotic Depletion Potential (ADPe), Ozone Layer Depletion Potential (ODP) and Photochemical Ozone Creation Potential (POCP) by the CML method, and the Non-Renewable Cumulative Energy Demand (CED) for the FU was also calculated. The CFF allocation method was applied based on the results of LCA, and the results compared with and without the CFF use. The results pointed to the low carbon footprint of the pellets and briquettes in view of the absorption of biogenic carbon associated with the land use by the raw material sources, and because they represent residual biomass. The amount of biomass demanded by the pellets and briquettes production can avoid the emission of up to 287 g CO<sub>2</sub>-eq per MJ of generated energy. However, exporting to Europe significantly increases emissions and impacts across all impact categories analyzed, with road and sea transport stages representing important lifecycle hotspots across all eleven case studies, mostly for ADPe, AP, ODP and CED. The application the CFF revealed that this method requires some adaptations when applied in the context of pellets and briquettes, which means important practical limitations. Furthermore, the integration of CE with LCA enhances the environmental savings of residual biomass pellets and briquettes due to the avoided impacts in all the impact categories associated with the increasing circularity by avoiding virgin wood and demanding residual biomass instead.

*Keywords: Circular Economy, Bioeconomy, Bioenergy, Life Cycle Engineering.*

## LISTA DE SIGLAS E ABREVIACOES

**ACV** – Avaliação do Ciclo de Vida

**ADPe** – Abiotic Depletion Potential / Depleção de Recursos Abiticos Potencial

**AP** – Acidification Potential / Acidificação Potencial

**BR** – Brazil / Brasil

**CE** – Circular Economy

**CED** – Cumulative Energy Demand / Demanda Acumulada de Energia

**CFC** – Chlorofluorocarbons

**CFF** – Circular Footprint Formula

**CH** – Chile

**CO** – Colombia / Colômbia

**COD** – Chemical Oxygen Demand

**CO<sub>2</sub>** – Carbon Dioxide

**C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>** – Ethylene

**EC** – Economia Circular

**EP** – Eutrophication Potential / Eutrofização Potencial

**FU** – Functional Unit

**GWP** – Global Warming Potential / Potencial de Aquecimento Global

**HHV** – Higher Heating Value / Poder Calorífico Mximo

**LCA** – Life Cycle Assessment

**LHV** – Lower Heating Value / Poder Calorífico Mnimo

**LUC** – Land Use Change

**ODP** – Ozone Layer Depletion Potential / Depleção da Camada de Oznio Potencial

**PO** - Phosphate

**POCP** – Photochemical Ozone Creation Potential / Potencial de Degradao Fotoqumica

**POME** – Palm Oil Mill Effluents

**SB** – Antimony

**SO<sub>2</sub>** – Sulfur Dioxide

**UF** – Unidade Funcional



## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1:</b> Divisão e estrutura do trabalho .....	5
<b>Figure 2:</b> Methodological flow used on the conduction of this study .....	9
<b>Figure 3:</b> System boundaries and data sources for each product system under investigation .....	11
<b>Figure 4:</b> Relative contribution analysis (%) of each life-cycle stage considered in the system boundaries of pellets and briquettes in Latin America .....	21
<b>Figure 5:</b> Environmental hotspots and their relative contributions for each impact category .....	23
<b>Figure 6:</b> Results of the LCA uncertainty analysis for all the cases and impact categories .....	28
<b>Figure 7:</b> LCA sensitivity results for all case studies, presented as the impact reduction rate of each alternative scenarios compared to reference results of original LCA .....	30
<b>Figura 8:</b> Ilustração da aplicação da CFF para um caso hipotético envolvendo a recuperação energética de um material após seu uso em um determinado produto .....	45
<b>Figura 9:</b> Diagrama representativo das atividades executadas no desenvolvimento do estudo .....	46
<b>Figura 10:</b> Sistema de produto e suas fronteiras consideradas na ACV e na aplicação da CFF.....	48
<b>Figura 11:</b> Comparação entre os resultados obtidos para cada estudo de caso e categoria de impacto a partir de quatro perspectivas diferentes .....	55

## LISTA DE TABELAS

<b>Table 1:</b> Input and output foreground flows for the eleven selected case studies .....	13
<b>Table 2:</b> Transportation modeling data for each case study .....	16
<b>Table 3:</b> Results of the environmental impacts per FU according to the case study and its country.....	19
<b>Tabela 4:</b> Listagem dos estudos de caso selecionados para aplicação da CFF .....	47
<b>Tabela 5:</b> Dados relevantes utilizados para cada estudo de caso, para aplicação da CFF .....	49
<b>Tabela 6:</b> Resultados da ACV desagregados para cada estágio do ciclo de vida dos biocombustíveis sólidos fabricados com madeira virgem .....	50
<b>Tabela 7:</b> Comportamento da CFF aplicada aos biocombustíveis sólidos, acompanhado da lógica utilizada na atribuição (ou não) dos valores para cada parâmetro da equação .....	52
<b>Tabela 8:</b> Resultados da aplicação da CFF com e sem a inclusão dos impactos de transporte .....	53

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	1
<b>1.1. Contextualização e problemática</b> .....	1
<b>1.2. Objetivo</b> .....	4
<b>1.3. Estrutura do trabalho</b> .....	4
<b>2. LCA OF BIOMASS PELLETS AND BRIQUETTES PRODUCED IN LATIN AMERICAN COUNTRIES AND EXPORTED TO EUROPEAN MARKET</b> .....	5
<b>2.1. Introduction</b> .....	6
<b>2.2. Methodology</b> .....	8
2.2.1. Data sources .....	9
2.2.2. LCA Modeling and data harmonization .....	10
2.2.3. LCA Interpretation .....	17
<b>2.3. Results and discussion</b> .....	19
2.3.1. Overall LCA Results and Contribution Analysis .....	19
2.3.2. Hotspot analysis .....	22
2.3.3. Uncertainty analysis .....	27
2.3.4. LCA Sensitivity Analysis .....	29
<b>2.4. Conclusion</b> .....	31
<b>3. APLICAÇÃO DA CIRCULAR FOOTPRINT FORMULA NA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DE PELLETS E BRIQUETES DE BIOMASSA PRODUZIDOS NA AMÉRICA LATINA</b> .....	39
<b>3.1. Introdução</b> .....	39
<b>3.2. Metodologia de pesquisa</b> .....	42
3.2.1. Circular Footprint Formula (CFF) .....	42
3.2.2. Desenvolvimento do estudo .....	45
3.2.3. Seleção dos estudos de caso .....	46
3.2.4. Adaptação dos resultados da ACV para aplicação da CFF .....	47
3.2.5. Cálculo dos impactos ambientais para matéria-prima virgem .....	48
3.2.6. Cálculo dos resultados da ACV com aplicação da CFF .....	50
3.2.7. Comparação dos resultados da ACV com e sem o uso da CFF .....	50
<b>3.3. Resultados e discussão</b> .....	51
<b>3.4. Conclusão</b> .....	56
<b>4. CONSIDERAÇÕES FINAIS DO ESTUDO</b> .....	63

# 1. INTRODUÇÃO

## 1.1. Contextualização e problemática

A crescente demanda energética mundial relaciona-se diretamente com os avanços tecnológicos e com o aumento populacional, sendo projetado um crescimento anual médio de 2,2% do consumo de energia no Brasil (EPE, 2016). Um dos desafios frente a isto se deve ao fato de o sistema econômico global se sustentar no pensamento linear de produção, que se sustenta na extração, fabricação, uso e posterior descarte de produtos (MAC ARTHUR, 2015). Esta prática se nota também no setor energético, uma vez que 75% da energia produzida no mundo provém de recursos não renováveis (KORHONEN et al., 2018; SONG et al., 2020).

Ainda que a matriz energética de alguns países seja amplamente composta pelas fontes renováveis, como no caso do Brasil em que a energia hídrica é a principal fonte para geração de eletricidade, a diversificação da matriz energética com cerne na utilização de outras fontes renováveis é determinante para oferecer alternativas à geração de energia, sobretudo em períodos com condições climáticas adversas (LIMA et al., 2020). Uma das alternativas em evidência se dá pelo uso em maior escala da bioenergia, que promove maior segurança energética e o desenvolvimento mais sustentável, amenizando os efeitos adversos das mudanças climáticas pelo uso da energia fóssil (ISO 13065:2015).

Das diferentes fontes de bioenergia, a biomassa se destaca entre as mais utilizadas em todo o mundo em (EKPENI et al., 2014). Caracterizada pela ISO 13065:2015 como uma matéria prima de origem biológica, a biomassa deve representar no futuro próximo uma parcela ainda maior da matriz energética global, fenômeno que também se aplica aos países latino americanos (Silva et al., 2022), ainda que de forma mais embrionária (HEINIMO et al., 2013; TAURO et al., 2018). No contexto brasileiro, Welfle (2017) destaca que em vista da abundância com a qual é gerada, a biomassa deve suprir a demanda total de energia primária do país até 2030.

A biomassa é majoritariamente obtida a partir de resíduos agrícolas e florestais, bem como da indústria madeireira e de culturas energéticas, podendo ser utilizada na forma líquida, sólida ou gasosa (PRADHAM et al., 2018). Apesar da biomassa sólida ser amplamente utilizada como fonte de biocombustível na sua forma bruta, ela apresenta algumas limitações em vista de sua baixa densidade energética (BAJWA et al., 2018; KANG et al., 2019). Como alternativa, práticas de compactação da biomassa sólida como a peletização e briquetagem têm sido empregadas (STELTE et al., 2017), dando origem aos biocombustíveis sólidos densificados.

Silva et al. (2022) aponta que 92% dos biocombustíveis sólidos densificados são compostos por resíduos provenientes da agricultura e do processamento da madeira, sendo os pellets e briquetes dois dos principais produtos comercializados desta natureza (DE SOUZA et al., 2020; MUAZU et al.,

2017). A emergente ideia de se utilizar pellets e briquetes feitos de biomassa residual fomenta-se pelas práticas de Bioeconomia, que buscam mitigar as mudanças climáticas e a escassez de recursos naturais (MARTÍN-GAMBOA et al., 2020). Todavia, o mercado de biocombustíveis densificados ainda está em fase de desenvolvimento, como na América Latina (HEINIMÖ et al., 2013; JAPHET et al., 2020; TAURO et al., 2018), onde a crescente quantidade de publicações relacionadas ao tema indica um maior interesse da região na última década (SILVA et al., 2022).

Por serem menos poluentes que os derivados do petróleo em termos de emissões de gases de efeito estufa, projeta-se o aumento da demanda pelos biocombustíveis sólidos nos próximos anos, seguindo uma tendência já observada há mais de uma década (Calderón et al., 2018; Ringsred et al., 2021; Navare et al. 2021), de modo que a Empresa de Pesquisa Energética - EPE (2016), prevê que até 2050, o mercado de biocombustíveis presenciará a substituição gradual das lenhas pelo uso de pellets e briquetes de biomassa. Este fenômeno também se explica em vista do possível aumento no preço das lenhas, ao passo que a produção de pellets e briquetes será mais difundida, desencadeando na redução dos custos de produção e transporte por se evitar a necessidade de matéria-prima virgem, incentivando, portanto, a Bioeconomia (EPE, 2016).

No contexto nacional, o setor industrial de pellets teve seu início em 2004, atingindo em 2017 a produção de 470 mil toneladas, sendo a maioria obtida a partir de resíduos da madeira de *pinus* e *acácia-negra* (GARCIA et al., 2017; GARCIA et al., 2018). Com este índice, o país foi o 24º maior produtor mundial de pellets de biomassa em 2017, registrando um crescimento de 385% no volume produzido se comparado a períodos anteriores (CALDERÓN et al., 2018). Até o ano de 2030 este mercado deverá se desenvolver ainda mais, com o Brasil passando a figurar dentre os principais países exportadores destes produtos (WELFLE, 2017).

Os pellets e briquetes são biocombustíveis densificados obtidos a partir da compactação e secagem da biomassa, podendo ou não conter aditivos em sua composição, distinguindo-se entre si basicamente em função de suas dimensões (ISO 17225-6:2021; ISO 17225-7:2021). Ambos se caracterizam por serem consideradas fontes energéticas limpas e atrativas, podendo ser utilizados em escala residencial (fogões e boilers) ou industrial (termelétricas) como alternativa ao uso de carvão vegetal e combustíveis fósseis (MORAES et al., 2019; CALDERÓN et al., 2018). Mais práticos quanto a sua armazenagem e manuseio, estes produtos são portadores de uma elevada densidade energética (PRADHAM et al., 2018; DE SOUZA et al., 2020; GARCIA et al., 2016), o que influi em um valor comercial superior à biomassa comercializada de outras formas, como *in natura* (GARCIA et al., 2018; GARCIA, 2017; MORAES et al., 2019).

Neste sentido, o uso da biomassa sólida residual, valorizada na forma de biocombustíveis densificados também é visto positivamente por muitos autores pela perspectiva da Economia Circular

(EC) (MILLWARD-HOPKINGS & PURNELL, 2019), tendo em vista que o reaproveitamento de resíduos (agrícolas, urbanos e florestais) promove a redução da demanda pela extração de matérias primas virgens, um dos pilares da EC (MAC ARTHUR, 2013). Desta forma, a peletização e briquetagem da biomassa é responsável por prolongar a utilização de recursos conferindo uma maior eficiência energética e, conseqüentemente, uma maior circularidade do ciclo de vida dos mesmos até a fase de uso (KORHONEN et al., 2018; POTTING et al., 2017; RUFÍ-SALÍS et al., 2021; SILVA et al., 2020).

Assim, a ideia da Bioeconomia Circular é estimular o uso de produtos compostos a partir de recursos naturais capazes de serem reciclados ou convertidos em energia de modo a fechar o seu ciclo (Venkatesh, 2021; Sheridan, 2016), e há um senso popular de que o uso de recursos bióticos inerentemente promove a EC, assim como uma maior sustentabilidade nos sistemas produtivos (HAAS et al., 2020). Todavia, o uso da biomassa seja como material ou para geração energética pode ser controverso (VOM BERG et al., 2022), pois os efeitos associados ao uso da terra e alteração do solo em função dos cultivos energéticos, bem como os impactos ambientais decorrentes da combustão precoce dos resíduos orgânicos utilizados nestes produtos, são potenciais fatores que podem causar impactos ambientais, de modo que produtos como os pellets e briquetes não necessariamente devem ser associados com a neutralidade de carbono, sem uma prévia análise do ciclo de vida (MILLWARD-HOPKINGS & PURNELL, 2019; BRANDÃO et al., 2022; VOM BERG et al., 2022).

A fim de se avaliar quantitativamente o perfil ambiental dos produtos quanto ao seu grau de reutilização, recuperação ou reciclagem, diversos indicadores de circularidade foram desenvolvidos recentemente (KIRCHERR et al., 2017; KORHONEN et al., 2018; SAIDANI & KIM, 2022), ainda que haja uma notória lacuna de estudos avaliando o desempenho ambiental de produtos de ciclos biológicos pela perspectiva da EC (BARROS et al., 2020; HAAS et al., 2020). Neste sentido, Millward-Hopkins & Purnell (2019) identificaram a carência de estudos avaliando os impactos ambientais decorrentes do uso de resíduos orgânicos na produção de pellets e briquetes. Na América Latina, por exemplo, a maior parte dos estudos envolvendo os pellets e briquetes concentra-se na avaliação de suas propriedades termo físicas, sendo poucos os artigos que analisam seus respectivos impactos ambientais ou análises de circularidade (SILVA et al., 2022).

Desta forma, torna-se essencial o desenvolvimento de mais trabalhos analisando a circularidade dos produtos de sistemas biológicos e seus respectivos impactos ambientais, o que pode ser aplicado ao caso dos pellets e briquetes de biomassa (BARROS et al., 2020; NAVARE et al., 2021), contexto no qual a abordagem da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) se mostra relevante para se mensurar tais impactos (D'AMATO et al., 2020).

A ACV é uma técnica que tem como enfoque os potenciais impactos e aspectos ambientais (como o uso de recursos e emissões ao meio ambiente) ao longo de todo o ciclo de vida do produto, contemplando as etapas de aquisição das matérias primas, manufatura, uso, pós uso, reciclagem e disposição final (ISO 14040-14044, 2009). É considerada uma ferramenta de gestão ambiental com maior complexidade se comparada a outras que consistem em analisar os impactos ambientais de um produto (UNEP, 1996), contendo diferentes escopos conforme o objetivo do estudo, podendo ser composta pela análise “do berço ao portão”, “do portão ao portão”, “do berço ao túmulo”, dentre outras (ISO 14040-14044, 2009).

Portanto, uma investigação mais profunda dos resultados obtidos a partir da combinação de indicadores de circularidade com a ACV se faz necessária (SAIDANI & KIM, 2022), sendo que essa integração tende a amenizar suas limitações intrínsecas e contribui na análise do desempenho ambiental de um determinado produto (RUFÍ-SALES et al., 2021; LONCA et al., 2018), neste caso, sendo os pellets e briquetes de biomassa. Posto isto, a intersecção entre ACV e indicadores de circularidade no contexto da Bioeconomia Circular pode auxiliar em diferentes aspectos de tomada de decisão rumo à produção e consumo sustentáveis (D’AMATO et al., 2020).

## **1.2. Objetivo**

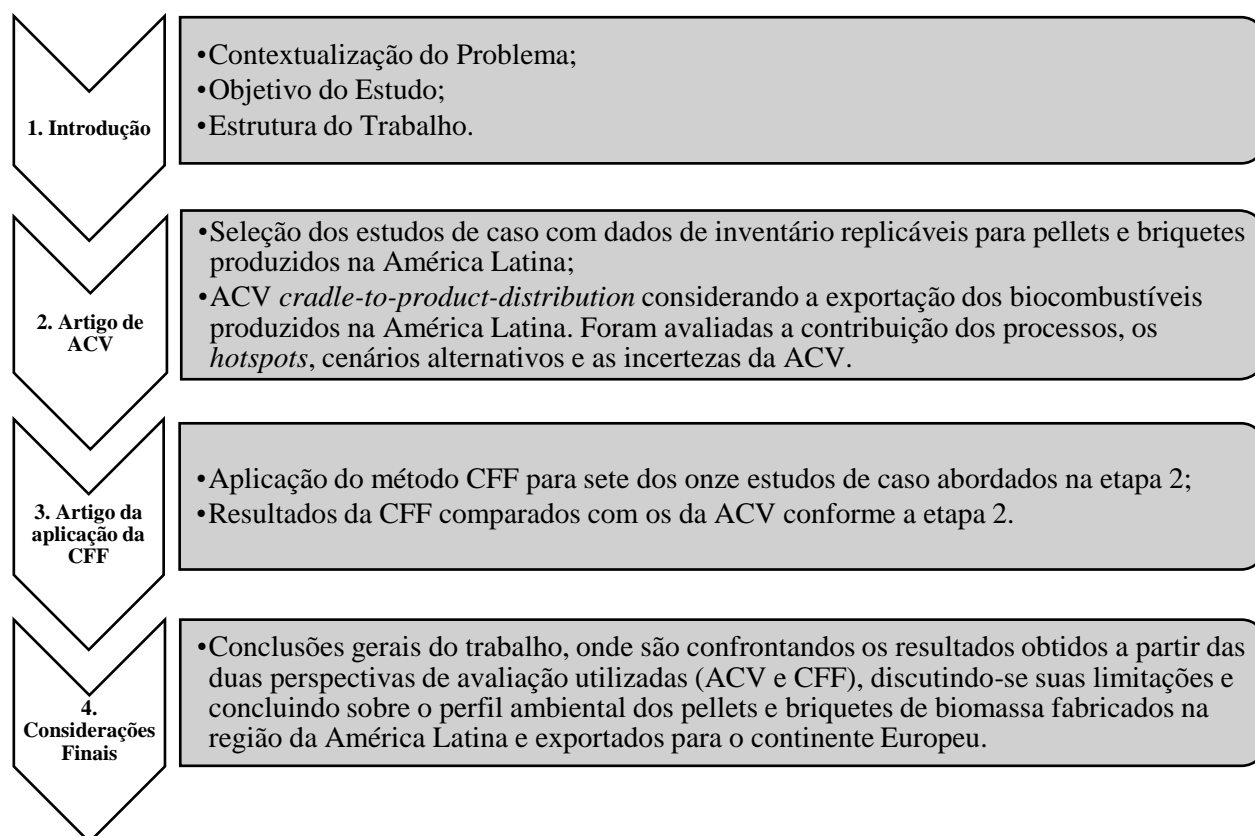
Este estudo teve o objetivo de analisar o desempenho ambiental dos pellets e briquetes produzidos na América Latina e exportados para o mercado Europeu, por meio da aplicação da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) com e sem o uso do método *Circular Footprint Formula* (CFF), que por sua vez, combina aspectos de circularidade associados a EC. Foram selecionados estudos de caso englobando diferentes contextos produtivos e fontes de biomassa. Os resultados da ACV com e sem o uso da CFF foram comparados, elucidando os principais aspectos que influenciam na pegada ambiental destes produtos e promovendo uma discussão mais embasada acerca da sustentabilidade ambiental dos biocombustíveis sólidos. Este estudo ainda permite uma melhor compreensão sobre a complementariedade e limitações das duas abordagens, quando aplicadas a sistemas energéticos.

A inovação deste trabalho se deve ao fato da inexistência de publicações prévias aplicando a ACV com o uso da CFF para biocombustíveis sólidos, principalmente com o foco na produção de pellets e briquetes no contexto da América Latina e a posterior exportação destes produtos para consumo no mercado Europeu.

## **1.3. Estrutura do trabalho**

Esta dissertação é composta por dois artigos, sendo este estudo dividido em quatro Seções, conforme mostra a Figura 1.

Figura 1: Divisão e estrutura do trabalho.



Fonte: Elaboração própria.

É válido ressaltar que os artigos que compõem a Seção 2 e Seção 3 deste trabalho foram desenvolvidos individualmente e serão submetidos, posteriormente, para publicação em alguma das revistas indexadas que se relacionem com os temas de pesquisa. Portanto, esta dissertação segue o formato de artigo científico, sendo composta por dois artigos distintos. O artigo da Seção 2 aborda sobre a etapa 2 da Figura 1. Já a Seção 3 mostra um artigo com os resultados da etapa 3 da Figura 1.

## 2. LCA OF BIOMASS PELLETS AND BRIQUETTES PRODUCED IN LATIN AMERICAN COUNTRIES AND EXPORTED TO EUROPEAN MARKET

**Abstract:** *As a strategy of reducing Green House Gas (GHG) emissions, some developed countries have implemented the strategy related to the importation of clean and renewable energy. However, there has been concern over the potential risks associated with increased exports of densified biofuels to meet the growing demands of European Union countries. This paper performed a Life Cycle Assessment (LCA) of the biomass pellets and briquettes produced in Brazil, Chile, Colombia, and Mexico and exported to Europe. The LCA is based in a Functional Unit (FU) of 1 MJ of pellets/briquettes energy produced in Latin America and delivered to Europe, considering a cradle-*



*to-product-distribution approach. Results were calculated for seven impact categories and in all of them, no significant differences between the environmental footprint of pellets and briquettes were found. The hotspots varied according to the impact category under analysis. Biomass source was the main contributor for the Global Warming Potential, mainly for the cases with negative results, limited to -287 g CO<sub>2</sub>-eq/FU. Sea transportation had a great influence on Acidification (up to 85%) and Ozone Layer Depletion (up to 63%), while road transportation was the main contributor for Abiotic Depletion impacts (up to 73%). As a conclusion the best way of delivering biomass pellets or briquettes to the European continent should include biodiesel replacing petroleum-based diesel consumption. Also, the local consumption of pellets and briquettes is more indicated as exporting distances increases, and road transportation should prioritize to be done with higher payload trucks (with payload above 32 ton).*

*Keywords: densified biofuels; life cycle management; LCA; energy; bioeconomy; biomass.*

## **2.1. Introduction**

World demand for low-carbon energy resources, such as pellets and briquettes, has grown exponentially in recent years (Rampasso et al., 2021) since these biofuels are less polluting than their petroleum-based matches (Calderón et al., 2018; Silva et al., 2022). The world consumption forecast for wood pellets, for example, has increased from 15 to 50 million tons between 2010-2020 and may achieve 80 million tons by 2025 (Calderón et al., 2018).

Pellets and briquettes are mostly used by countries that need to reduce their greenhouse gas emissions as a compliance measure from agreements signed at the Climate Conference - COP21 and the Agenda 2030 (Garcia, 2017; Garcia et al., 2018). Also, the production and use of biofuels can be seen as a driving force in emerging economies towards Bioeconomy development focused on national policies for sustainable and renewable energies (Rampasso et al., 2021).

However, agro-industrial by-products *in natura* usually present low potential for energy use due to their undesirable characteristics, such as low energy density, low calorific value, high humidity, and irregular shape (Moraes et al., 2019). These undesirable characteristics are overcome by compacting and densifying the biomass during the briquetting and pelleting process, which also aggregates greater commercial value to the final product. These procedures are also relevant to reducing transportation costs and producing a more uniform and stable solid biofuel (Nakashima et al., 2017).

South American countries produced around 608,000 tons of wood pellets, representing a 385% growth in 2017, especially in Brazil and Chile. However, that number accounted for only 2% of global pellet production in the period (Calderón et al., 2018). In this sense, there is a wide potential of exploration for the solid biofuels in Latin America due to the great biodiversity and representativeness

of agriculture and forest activities on its countries (Silva et al., 2022).

Regarding briquettes, Dias et al. (2012), Matheus et al. (2021), and Silva et al. (2022) report that Brazil is a major producer, employing different types of residual biomass and raw materials for their production, among them: waste from sawmills of tropical woods, açai stone, pine, and eucalyptus sawdust, coconut, coffee, peanut, and rice barks, carnauba residues, sugarcane bagasse, cashew tree, and urban tree pruning.

Small briquettes producers are concentrated especially in Brazil's South and Southeast regions, with processing capacities ranging from 600 to 1,000 tons of briquettes per month, to take advantage of local agro-industrial waste (Fernandez et al., 2017; Moraes et al., 2019). Due to the size and processing capacity of these companies and the variability of biomass origin/supply, briquette production is highly intermittent and is often not fully accounted for by official statistics (Dias et al., 2012).

Unlike briquettes, wood pellets consist of a solid commodity biofuel, which is internationally traded. Their regular and cylindrical geometry provides them with greater thermal efficiency than coal or gross biomass. They have low moisture content, allowing high energy density, resulting in greater thermal efficiency for energy conversion. In addition, this product is easily handleable and transportable, requiring little space for storage (Garcia, 2017; Moreira et al., 2021).

Briquettes and pellets are used in various thermal applications, ranging from a bakery oven to a thermoelectric plant. However, experts report the slow development of the domestic market for pellets and briquettes in Latin American countries (Silva et al., 2022) by mentioning some typical problems responsible for: (i) The high cost of the electricity used for production, which increases briquettes/pellets final prices; (ii) Cultural problems, since many entrepreneurs are still unaware of the advantages of using biomass briquettes and pellets; and (iii) High transport and toll costs, which make impractical long-distance shipping (Garcia et al., 2017; Garcia et al., 2018b).

It is worth highlighting that the lagging development of the Latin American domestic market for densified solid biofuels contrasts with the growing demand for pellets from Europe (e.g., United Kingdom, Italy, and Germany) and Asia (e.g., Japan, China, and Korea) countries. The optimistic forecasts of world consumption for pellets have already been reflected in the Brazilian industry, resulting in substantial annual production increased from 2015 (75,000 tons) to 2018 (507,000 tons), mostly pushed by international demand (Calderón et al., 2018). The same was found for other South American countries, such as Chile, with an annual production of 137,400 tons (Calderón et al., 2018).

New pellet factories with high production capacity (overpassing 100,000 tons/year), all of them focusing on exportation, emerge year after year in Brazil and other Latin American countries (Matheus et al., 2021) influenced by Brazilian currency depreciation against the dollar and the euro.

A critical issue to be addressed are the sustainability aspects of pellet and briquette production (Martín-Gamboa et al., 2020; Muazu et al., 2017; Silva et al., 2022), as these aspects are critical to the consolidation of biofuels into the global economy. The sustainability of densified biofuels transportation (land and sea) is a key issue that has been little studied. Some publications have shown the relevance of this topic (Paolotti et al., 2015; Magelli et al., 2009; Pa et al., 2012) because transport is a stage associated with high energy demands, mostly provided by fossil fuels, which are associated directly with an increase in environmental impacts and with the costs of solid biofuels (Paolotti et al., 2015; Magelli et al., 2009).

Higher energy consumption and environmental impacts have been reported when sea freight is implemented for long transport distances (Magelli et al., 2009; Pa et al., 2012), decreasing the environmental benefits commonly associated with the use of solid biofuels (Sikkema et al., 2020). Therefore, there has been concern over the potential risks associated with increased exports of densified biofuels to meet the growing demands of European Union countries (Proskurina et al., 2016) and others, requiring more investigation on the embodied impacts from road transportation and shipping activities to the pellet/briquette environmental lifecycle profile.

In this sense, the present paper consists of a LCA for the pellets and briquettes produced in different contexts among Latin American countries and exported to the European market, considering a *cradle-to-product-distribution* life cycle for eleven Case Studies (C1 – C11) raised by primary and secondary data. The environmental footprint was measured to answer the following Research Questions (RQ's):

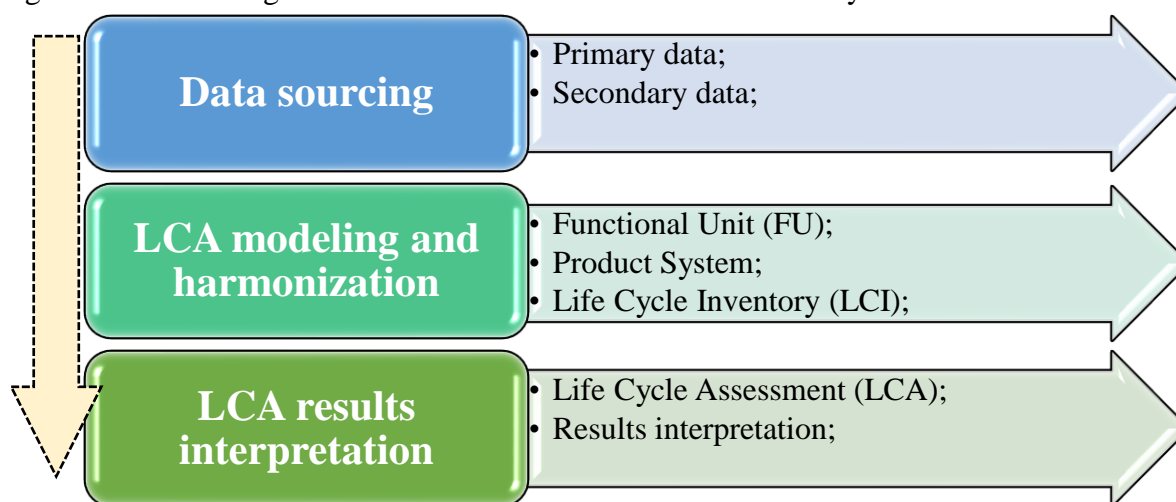
**(RQ1):** How is the environmental footprint of Latin American pellets and briquettes, if considered the impacts of their exportation to Europe?

**(RQ2):** What should be done to minimize the transportation impacts of exporting pellets/briquettes to Europe?

## **2.2. Methodology**

In all, eleven case studies were modeled for the Latin American solid biofuels context, with two cases based on primary data directly taken from Brazilian industries, while nine of them had their inventory data taken from the literature as secondary data sources. The execution of this exploratory research follows the LCA procedures from ISO 14040-14044 (2006), as methodological flow is summarized on Figure 2.

Figure 2: Methodological flow used on the conduction of this study.



The following paragraphs describe the LCA scope, i.e., the data sources and assumptions made on data collection and LCA modeling for the system boundaries, as well as the process of data harmonization among all the eleven case studies selected.

### 2.2.1. Data sources

The search gave attention for consistent datasets to build the case studies for the different types of pellets and briquettes produced in Latin America. Eleven LCA case studies (C1 – C11) were selected regarding the same geographical and sectorial scope of this paper.

- **Primary data:** Collected within two Brazilian pellets producers from the country’s south and southeast regions, representing Cases 10 and 11 (C10 and C11), as the most relevant Brazilian sites of pellets and briquettes productions (Garcia et al., 2018).

The C10 is based on a small peanut shell pellets producer located at São Paulo state and its inventory data was gathered through a semi-structured interview performed with the company’s director during a technical visit in 2021. On the other hand, C11 was modeled based on data of a large-scale Pinus pellets industry, located at Paraná state. Input and output data, as well as other relevant information were provided by the plant manager through an electronic Excel spreadsheet use. It worth mentioning that in both cases, electricity use is sourced from biomass co-generation, while on C10 the drying process of peanut residues was disregarded because of raw material is bought as dry mass.

- **Secondary data:** An extensive literature investigation was performed to find the publications addressing Life Cycle Assessment (LCA) studies for biomass pellets and briquettes in Latin America based on three different and relevant databases: Scopus, Web of Science (WoS), and SciELO. For all selected databases, the literature review was conducted by searching the terms “*pellet*,” “*briquette*,” “*briqueta*,” and “*briquete*” to address the possible language variations of the searching terms in

English, Portuguese, and Spanish. In addition to that, the searches were filtered regarding Geographical Region (only Latin American countries), Period (from 2000 to 2021), Original Language, Thematic Area (all but Health Sciences), and Publication Titles (all publications were considered but the ones related with Food, Mining, and Humanities).

From the defined terms and filters, 630 publications were initially obtained from WoS, 405 from Scopus, and 200 from SciELO. For each database, a screening by title was performed, selecting publications addressing biomass pellets/briquettes and eliminating repetitions and those with tricky topics, reducing the total number of publications to 113 for Scopus, 49 for WoS, and 26 for SciELO. Then, an abstract screening was performed, selecting just the publications addressing LCAs of densified biofuels in Latin America - and 07 records were elected to represent the different production cases: Rousset et al. (2011), Araújo et al. (2018), Pereira et al. (2018), Hernández et al. (2019), Garcia-Nunez et al. (2016), Ramirez-Contreras et al. (2020), and Musule et al. (2021).

Summarizing, nine different cases (C1 to C9) were designed from the selected publications and two cases were primary data-based collections. Despite of being taken from different sources, all of them provided enough data that abled the inventory replications. Then, the attributional LCA was performed to assess/simulate environmental footprints for both briquettes and pellets produced in Latin America and exported to Europe.

### 2.2.2. LCA Modeling and data harmonization

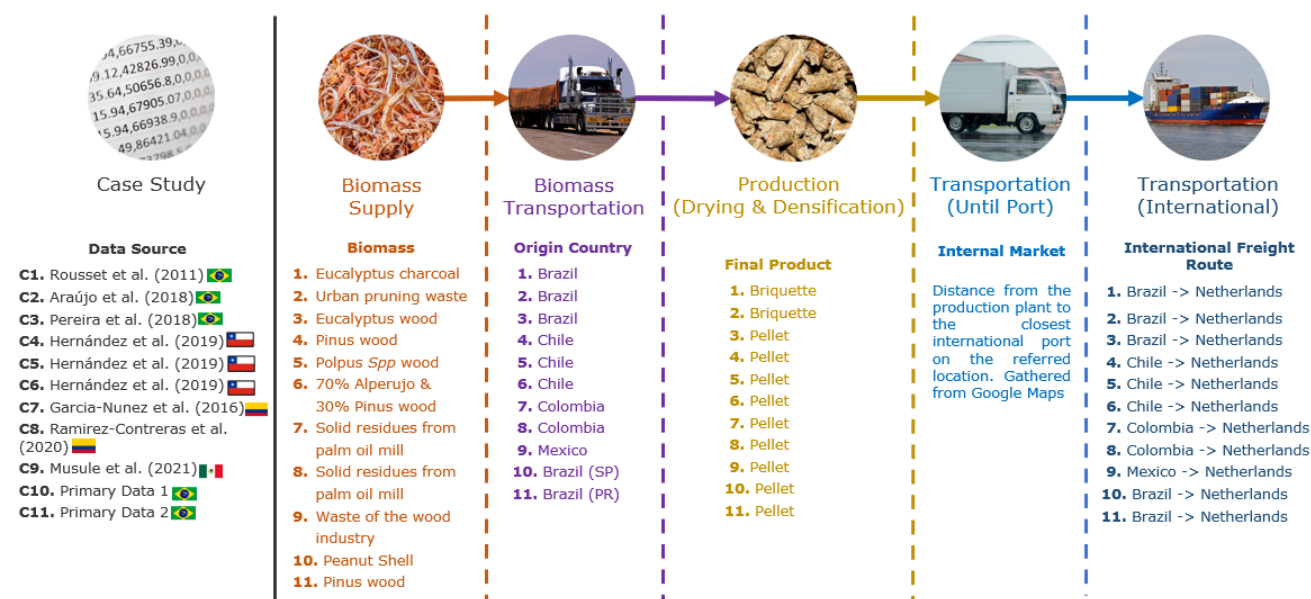
The ecoinvent 3.7 regionalized cutoff database was adopted to better support each case's LCA modeling, since this the main data source used for background datasets on the publications addressing LCA of densified biofuels in Latin America (Silva et al., 2022). The LCA modeling and results were obtained with the support of openLCA 1.10 software tool. The exploratory LCAs were based on primary cases and on benchmarks found in the literature to produce pellets and briquettes in four countries: Brazil, Chile, Colombia, and Mexico, in terms of:

- **Functional unit definition:** The functional unit considered in this study is restricted to the production and delivery to European market of 1 MJ of energy from pellets/briquettes produced in Latin American countries. The reference flow was defined as the mass needed to provide the functional unit, according to the energy efficiency conversion based on Lower Heating Value (LHV) of each kind of biofuel. Three of the eleven cases (C3, C9, and C11) provided the LHV as a primary source, whereas the remaining calorific values were taken from literature. LHV of C1 was equal to C3 (Pereira et al., 2018), as C2 calorific value was gathered from Ruiz et al. (2018). For all Chilean cases (C4, C5, and C6),

Nunes et al. (2021) data were assumed as LHV, while both Colombian (C7 and C8) are based on Pua et al. (2020). Once that the interviewed did not shared the Lower Heating Value of peanut shell pellets (C10) as a primary data, these was taken from Perea-Moreno et al. (2018).

● **Product system definition:** *Cradle-to-product-distribution* systems were designed as it is represented on Figure 3, including relevant unit processes, such as biomass supply, drying, pelletizing/briquetting process, and all the transportation flows, including the drive of raw biomass from its collecting point to the industry, as well as the exportation of the biofuels until Rotterdam port, in the Netherlands, which was considered as the final destination, since it is one of the most relevant biomass hubs in Europe (Port of Rotterdam Authority, 2015). The using phase of pellets and briquettes (i.e., burning) was not included in this study, once this paper aims to investigate the environmental profile of these products based on their productions in Latin America and the delivery to Europe.

Figure 3: System boundaries and data sources for each product system under investigation.









● **Life Cycle Inventory:** All the inventory data (i.e., input/output flows) for the pelletizing and briquetting processes were taken from the reviewed LCA papers and from the contacted industries (C10 and C11), and then adjusted for the functional unit in Table 1. The background LCA datasets used to complete the comparative *cradle-to-product-distribution* systems included: electricity, water, thermal energy supplies, transport activities, and biomass supplies.






Regarding the biomass supply, it was considered for all cases the use of residual biomass as a co-product instead of biomass from energetic crops. It is also important to highlight that just the

Colombian datasets originally accounted for Land Use Change (LUC). The LUC refers to the land use conversion which generates carbon flows between terrestrial ecosystems and atmosphere, in a way that if the carbon stocks of a biofuel crop is lower than the carbon stocks of the reference land, the land use for biofuel crop causes CO<sub>2</sub> emissions (Brandão et al., 2022). For the Brazilian, Chilean and Mexican cases, LUC data were extracted using the ‘Direct Land Use Change Assessment Tool’ from Blonk Consultants (2014). LUC is a relevant issue in the LCA of products from agricultural sources, as it can directly affect their carbon footprint results (Ponsioen & Blonk, 2012; Silva et al., 2022).

Table 1: Input and output foreground flows for the eleven selected case studies.

	INPUTS						OUTPUTS			
LIFE CYCLE STAGE	BIOMASS FEED		PRODUCTION (Drying and Densification)				FINAL PRODUCT, CO-PRODUCTS AND RESIDUES			
FLOW	Raw Material [g]	Land Use Change LUC [cm <sup>2</sup> ]	Electricity [kWh]	Water [g]	Diesel [mg]	Other	Solid Biofuel [FU]	Emissions to air [g]	Emissions to soil [g]	Co-products
 C1 Eucalyptus charcoal briquettes	Charcoal (41.73) Starch (4.34)	29.75	-	25.29	-	Steam (14.18 g) Natural Gas (1.57 g) Silica Sand (34.61 g)	Briquettes 1 MJ (or 63.3 g)	-	Residual Wood (0.95 g)	-
 C2 Residual urban pruning waste briquettes	Bark chips (11.17) Cleft timber (11.17) Residual hard wood (11.32) Residual soft wood (11.32) Wood chips (11.17)	744.68	0.003	-	-	-	Briquettes 1 MJ (or 53.2 g)	-	-	-
 C3 Eucalyptus wood pellets	Residual soft wood (263.71)	221.52	0.011	-	0.037	-	Pellets 1 MJ (or 63.3 g)	Water Steam (100.2)	-	-
 C4 Pinus Spp Pellets	Residual soft wood (63.73)	13.42	0.003	-	0.042	-	Pellets 1 MJ (or 56 g)	-	-	-
 C5 Polpus Spp pellets	Residual soft wood (61.47)	31.06	0.003	-	0.040	-	Pellets 1 MJ (or 54.5 g)	-	-	-
 C6 Alperujo 70% / Pinus Pellets 30%	Residual soft wood (18.51) Residual hard wood (42.14)	689.6	0.004	-	0.041	-	Pellets 1 MJ (or 54.7 g)	-	-	-



 <b>C7</b> <b>Residual palm oil mill pellets</b>	<b>Palm fruit bunch</b> (478.77)	-	-	574.53	0.478	-		<b>Pellets 1 MJ</b> <b>(or 59.7 g)</b>	<b>Water Steam</b> (492.42) <b>COD</b> (339.92)	<b>Ash (2.48)</b> <b>Sludge</b> (12.55) <b>Dust (4.02)</b>	<b>Treated POME (235.7 g)</b> <b>Palm Moisture (98.15 g)</b> <b>Electricity (0.11 kWh)</b> <b>Oils (68.08 g)</b> <b>Palm Kerneal Meal (20.11 g)</b>
 <b>C8</b> <b>Residual palm oil mill pellets</b>	<b>Palm Fruit Bunch</b> (266.31)	-	0.005	28.66	0.089	<b>Palm kerneal meal (12.16 g)</b>		<b>Pellets 1 MJ</b> <b>(or 59.7 g)</b>	<b>COD</b> (10.72)	-	<b>Cotton Fibre (34.91 g)</b> <b>Palm Kerneal Crude (12.58 g)</b> <b>Treated POME (109.76 g)</b>
 <b>C9</b> <b>Residual pinus pellets</b>	<b>Residual soft wood</b> (94.46)	1,423.5	0.009	-	-	<b>Lubricating oil (11.48mg)</b> <b>Petrol for machines (5.46 kJ)</b>		<b>Pellets 1 MJ</b> <b>(or 66 g)</b>	<b>Carbon dioxide (12.27)</b> <b>Particulates &lt; 2.5 um (0.025)</b> <b>Methane to air (0.003)</b>	-	<b>Electricity (0.01 kWh)</b>
 <b>C10</b> <b>Peanut shell pellets*</b>	<b>Residual peanut shell and barks</b> (58.44)	4,751.1	0.009	-	0.1	-		<b>Pellets 1 MJ</b> <b>(or 58.4 g)</b>	-	-	-
 <b>C11</b> <b>Pinus Pellets *</b>	<b>Residual soft wood</b> (56.75)	12.77	0.005	-	-	<b>Natural Gas (9.89 mg)</b>		<b>Pellets 1 MJ</b> <b>(or 53.2 g)</b>	<b>Water Steam</b> (3.46)	-	<b>Residual Wood (0.074 g)</b>

\*Case studies modeled through primary data collection in Brazil. The remaining case studies were extracted from secondary data sources.

### ● **Data representativeness**

Based on the biomass source and processing techniques, representativeness of all case studies was defined considering the local geographical context of each country. C3 and C11 from Brazil are the most representative ones, since they consider wood pellets made from *Eucalyptus* and *Pinus* species, which fulfill more than a half of the production national capacity (Garcia et al., 2016; Garcia et al., 2018). C4 is the most representative situation for Chile, as *Pinus* is the main biomass source for pellets (Rocha et al., 2020). Both Colombian cases (C7 and C8) do not represent the regional context, once the palm oil sector accounts for only 4% of the total energy potential from agro-industrial waste generation in Colombia (Sagastume Gutiérrez et al., 2020). On the other hand, C9 from Mexico can be assumed as the most representative, as wood residues from sawmill and logging are more than 50% of the pellets production type (Tauro et al., 2018).

### ● **Transportation distances**

For all cases taken from literature, transportation data of biomass until industry was based on the data contained in five of the seven selected publications – transportation data for C3 and C7 were gathered from Pereira et al. (2018) and Ramirez-Contreras et al. (2020), respectively, while for primary datasets, it was considered the distances according to the interviewed people at the company levels. Final product distribution to international consumers, on the other hand, was modeled considering both road and sea freight peculiarities from each case.

Calculations for road freight were based on the distance from the location of biomass densification plant to the closest international port, for each situation. For all cases, the flows inputted on the LCA software considered 16-32 metric ton truck (Euro III) equivalent vehicles, with an exception for the raw material transportation in C2, which was modeled as a 7.5–16 metric ton truck (Euro III) equivalent vehicle according to Araújo et al. (2018).

From this standpoint, the sea freight calculations considered the distances from the international port in each case to the port of Rotterdam (Netherlands), assumed as the final point of distribution for European consumption. The distance calculations were made on the container freight shipment for all cases. Table 2 presents the main transportation modeling assumptions:

Table 2: Transportation modeling data for each case study.

Case		Road distance from biomass collecting point to industry [km]	Exportation Distances		
			International Route [-]	Road Freight Distance [km] <sup>a</sup>	Sea Freight Distance [km] <sup>b</sup>
1	Eucalyptus wood waste to produce charcoal briquettes	6.74	<u>By road (Brazil)</u> Sete Lagoas/MG → Vitória/ES <u>By sea (International)</u> Vitória/ES (BR) → Rotterdam/ZH (NL)	600	9,218.99
2	Urban pruning waste to produce briquettes	60	<u>By road (Brazil)</u> João Pessoa/PB → Suape/PE <u>By sea (International)</u> Suape/PE (BR) → Rotterdam/ZH (NL)	200	7,776.54
3	Eucalyptus wood pellets	6.74	<u>By road (Brazil)</u> Lages/SC → Itajaí/SC <u>By sea (International)</u> Itajaí/SC (BR) → Rotterdam/ZH (NL)	300	10,368.51
4	Pinus wood pellets	5	<u>By road (Chile)</u> Talca/ML → San Antonio/VS <u>By sea (International)</u> San Antonio/VS (CL) → Rotterdam/ZH (NL)	300	14,104.33
5	Polpus wood pellets	5	<u>By road (Chile)</u> Talca/ML → San Antonio/VS <u>By sea (International)</u> San Antonio/VS (CL) → Rotterdam/ZH (NL)	300	14,104.33
6	Alperujo and pinus wood mix (70/30) to produce pellets	56.5	<u>By road (Chile)</u> Talca/ML → San Antonio/VS <u>By sea (International)</u> San Antonio/VS (CL) → Rotterdam/ZH (NL)	300	14,104.33
7	Fresh fruit Branches to produce pellets	230	<u>By road (Colombia)<sup>c</sup></u> Valledupar/CE → Barranquilla/AT <u>By sea (International)</u> Barranquilla/AT (CO) → Rotterdam/ZH (NL)	300	8,552.16

8	Fresh fruit Branches to produce pellets	230	<u>By road (Colombia)<sup>c</sup></u> Valledupar/CE → Barranquilla/AT <u>By sea (International)</u> Barranquilla/AT (CO) → Rotterdam/ZH (NL)	300	8,552.16
9	Pine wood pellets	60	<u>By road (Mexico)</u> Durango/ DG → Tampico/TS <u>By sea (International)</u> Tampico/TS (MX) → Rotterdam/ZH (NL)	880	9,610.82
10	*Peanut shell pellets	10	<u>By road (Brazil)</u> Itaju/SP → Santos/SP <u>By sea (International)</u> Santos/SP (BR) → Rotterdam/ZH (NL)	410	10,015.23
11	*Pinus Pellets	6	<u>By road (Brazil)</u> Telemaco Borba/PR → Paranaguá/PR <u>By sea (International)</u> Paranaguá/PR (BR) → Rotterdam/ZH (NL)	383	10,282.03

<sup>a</sup> Road Freight Distance source: Google Maps (2021); <sup>b</sup> Sea Freight Distance source: SEARATES (2021); <sup>c</sup> Pellet origin is considered to be the same used in Case 7, in the Colombian northern region. \*Cases obtained through primary data.

In order to minimize multifunctional issues, the LCA attributional studies of C7 (Garcia-Nunez et al., 2016) and C8 (Ramirez-Contreras et al., 2020), were allocated, since the biomass processing plant, i.e., the palm oil mill, produces other co-products besides pellets. For this reason, a mass allocation of 55.70% was applied to the pellet output in C7 and a mass allocation of 30.32% to pellets in C8.

### 2.2.3. LCA Interpretation

- **Life Cycle Impact Assessment:** Classification and characterization steps were included (ISO, 2006a, b). The impact assessment phase adopted the CML-IA baseline method for six midpoint impact categories: (i) Abiotic Depletion (ADPe), Acidification Potential (AP), Eutrophication Potential (EP), Global Warming Potential (100 years - GWP), Ozone Layer Depletion (ODP), and Photochemical Ozone Creation Potential (POCP). The choose of this method follows the findings of Martín-Gamboa et al. (2020) and Silva et al. (2022), in which CML figures as the most usual method on the LCAs for pellets and briquettes. In addition, Cumulative Energy Demand (CED) was also considered in terms of Overall Non-Renewable energy. For overall results, the Non-Renewable CED was calculated, while in the contribution and hotspot analysis it was considered only the CED related to Non-Renewable

Fossil energy. All these midpoint impact categories are considered relevant, as they were already studied by previous literature on the topic, such as Achten et al. (2010), Arvidsson et al. (2012), Iribarren et al. (2012), Kim & Dale (2003), Kylili et al. (2016), Merchan et al. (2020), and Tsalidis et al. (2017). Results were firstly calculated in mass unit (reference flow), and then, adjusted to the FU of 1 MJ based on the HHV of the referring densified biofuel from each case study.

● **Results interpretation:** The environmental footprint analysis was first verified by their absolute impact values for all the impact categories. A contribution analysis comparing the influence of each life cycle stage on the final impacts were performed, as well as a discussion around the main environmental hotspots observed for each of the impact categories, followed by an uncertainty analysis (Michiels & Geeraerd, 2020). The Monte Carlo simulation is one of the most usual techniques applied on the uncertainty analysis performed on LCAs studies (Guimarães et al., 2018). In this sense, results from uncertainty analysis shall validate (or not) the LCA results. After running it for 1,000 times, it can be defined if the results are contained in the confidence interval, which was defined as rate of 95% for the LCA performed in this paper for each impact category and case study.

Finally, a sensitivity analysis of transportation choices was performed to the impact categories mostly affected by transportation activities, so that three alternative scenarios to minimize the environmental impacts were designed:

(i) The use of biodiesel as a fuel for all transportation activities in the product systems, including sea transportation, as suggested by Noor et al. (2018). For all cases and countries, diesel consumption was replaced by biodiesel in a 1:1 ratio, considering their similar energy efficiency (Sheehan et al., 1998). Soyben biodiesel unit process was gathered for all cases in the LCA modeling, since this is the only available data on Econinvent 3.7 database regarding biodiesel;

(ii) The use of trucks with higher load capacity (> 32 ton) for road transportation, as a potential strategy to reduce environmental impacts by optimizing the freights, according to Neves et al. (2018);

(iii) The combination of (i) and (ii) alternative scenarios.












For each impact category, the results from all alternative scenarios were internally normalized (Prado et al., 2012) regarding the reference LCA results in order to express the impact reduction in percentage units. The differences between results from primary and secondary data sources were also discussed by all perspectives.

## 2.3. Results and discussion

### 2.3.1. Overall LCA Results and Contribution Analysis

The overall LCA results for all the case studies and impact categories considering 1 MJ of pellet/briquette produced in Latin America and delivered to Rotterdam port are presented in Table 3. The mass units were adapted according to the magnitude of the results on each impact category, in a way that the highest and the lowest values for them are highlighted in orange and green, respectively. Results with negative values were also highlighted from the others, as they are represented by red font.

Table 3: Results of the environmental impacts per FU according to the case study and its country.

Case Study	IMPACT CATEGORY						
	ADPe (mg Sb -eq)	AP (g SO <sub>2</sub> -eq)	EP (g PO <sub>4</sub> -eq)	GWP 100y (g CO <sub>2</sub> -eq)	ODP (mcg CFC -11 -eq)	POCP (g C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> -eq)	CED Non-Renewable (MJ -eq)
 C1 Eucalyptus charcoal briquettes <sup>a</sup>	0.395	0.115	0.049	10.219	1.373	0.378	0.464
 C2 Residual urban prunin waste briquettes <sup>b</sup>	0.187	0.012	0.011	-36.070	0.258	0.001	0.094
 C3 Eucalyptus wood pellets <sup>c</sup>	0.103	0.028	0.010	-30.323	0.552	0.001	0.183
 C4 Pinus Spp Pellets <sup>d</sup>	0.026	0.021	0.009	1.870	0.199	0.001	0.113
 C5 Polpus Spp pellets <sup>d</sup>	0.025	0.020	0.008	-0.308	0.192	0.001	0.109
 C6 70% Alperujo / 30% Pinus Pellets <sup>d</sup>	0.046	0.026	0.010	-76.246	0.308	0.001	0.137
 C7 Residual palm oil mill pellets <sup>e</sup>	1.963	0.267	0.171	-11.610	2.276	0.004	0.251
 C8 Residual palm oil mill pellets <sup>f</sup>	2.027	0.309	0.181	-7.362	2.659	0.006	0.287
 C9 Pine wood pellets <sup>g</sup>	0.098	0.303	0.057	-56.464	0.492	0.012	0.515
 C10 Peanut shell pellets <sup>h</sup>	0.003	0.337	2.585	-287.373	0.079	0.235	0.004
 C11 Pinus pellets <sup>h</sup>	0.024	0.005	0.002	0.021	0.129	0.117	0.083

<sup>a</sup>Rousset et al. (2011); <sup>b</sup>Araújo et al. (2018); <sup>c</sup>Pereira et al. (2018); <sup>d</sup>Hernández et al. (2019); <sup>e</sup>Garcia-Nunez et al. (2016); <sup>f</sup>Ramirez-Contreras et al. (2020); <sup>g</sup>Musule et al. (2021); <sup>h</sup>Case studies gathered from primary data sourcing.

There are not notable differences comparing the results obtained for the different types of densified biofuels (e.g., briquettes and pellets). It means that despite being distinguished by their different sizes, it cannot be established if the use of pellets instead of briquettes promotes

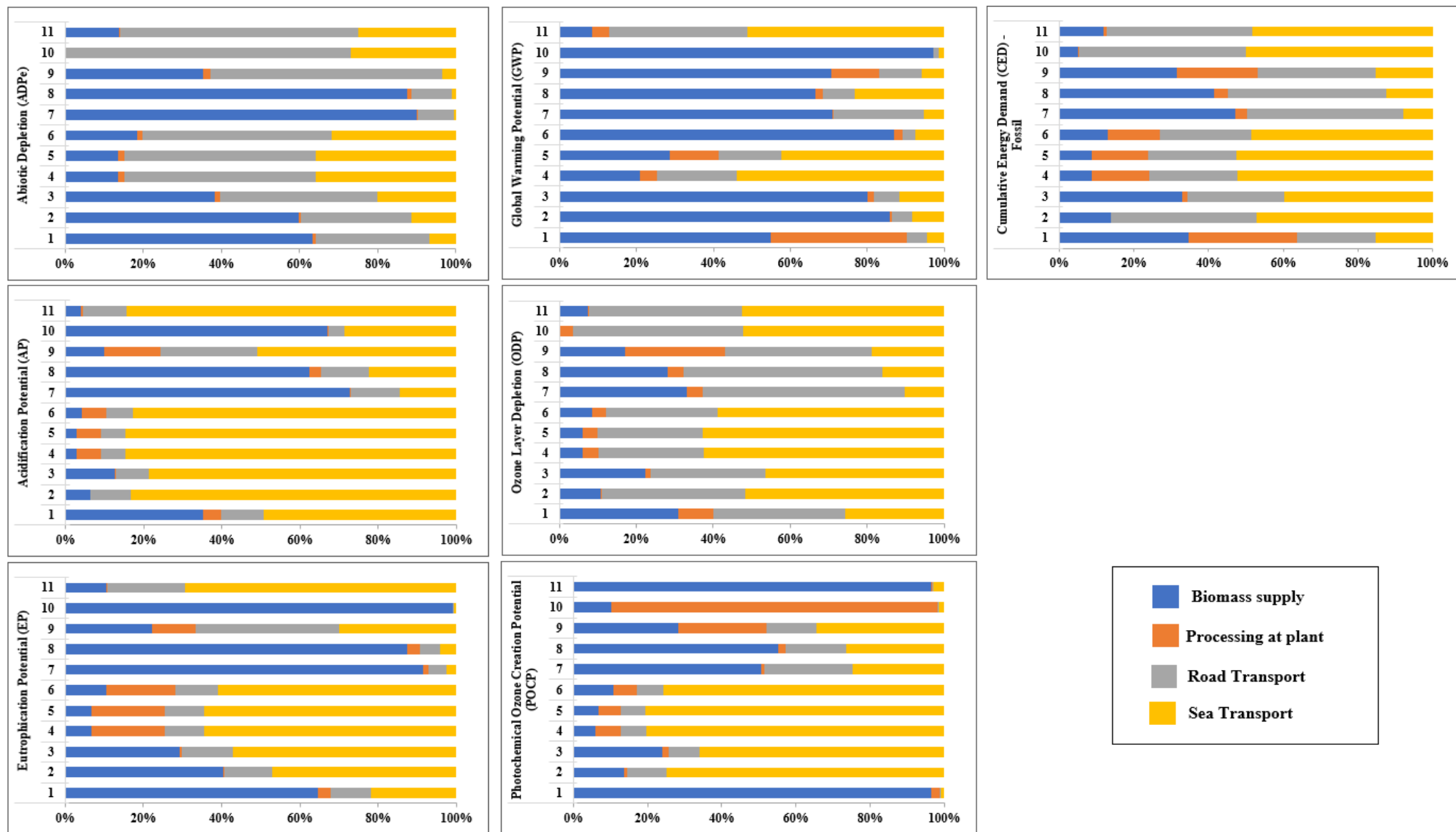
environmental gains or losses by itself. By grouping the results according to its country, the Chilean cases (C4, C5, C6, C9) stand all on intermediate positions and did not figure out as the most/least impactful cases. C9 from Mexico had the highest rates of non-renewable energy demand in view of the high road distance required to final product transportation from industry to departure port.

On the other hand, the overall results for Colombian cases had the worst environmental footprint in general, with C7 and C8 figuring as the second and first cases with highest results in two of the seven impact categories (ADPe and ODP). These results can be explained due to their multifunctional systems and inefficiency, where many products and coproducts are produced in addition to the biomass pellets (e.g., electricity, ash, palm oil, and palm oil mill effluent). As a result, both input (e.g., biomass supply and energy demand) and output flows (air emissions, effluents, and waste flow) tend to be higher in these systems when compared to pellet/briquette dedicated systems (Silva et al., 2022), even if considered mass allocation. It worth mentioning these results may not represent an entirely country context, as palm oil crop is not widespread in that region.

Two Brazilian cases (C1 and C10) had the highest impacts in the four remaining categories (AP, EP, GWP, and POCP). The main reason for that is related to the biomass used for pellets and briquettes productions, which led to significant impacts in the LCAs as already discussed by Soraya et al. (2014) and Silva et al. (2022), for example. It worth highlights that both cases modeled with primary data (C10 and C11) had the highest or lowest results in all impact categories, with an exception on POCP.

Based on the overall LCA results of the eleven case studies and the seven impact categories on Table 3, a contribution analysis of the impacts (in %) is illustrated on Figure 4. On this context, this analysis shall represent the most impactful stages in the life cycle of the pellets and briquettes produced in Latin America and Exported to Europe. In view of the system boundaries defined in this study, the life cycle stages were divided as: (i) Biomass supply, blue colored; (ii) Processing at plant – pelletizing and briquetting, in orange; (iii) Road transportation, with grey color; and (iv) Sea transportation, represented in yellow.

Figure 4: Relative contribution analysis (%) of each life-cycle stage considered in the system boundaries of pellets and briquettes in Latin America.





Except on GWP, in all impact categories the overall contribution from both transportation activities (road and sea) represented at least 50% of the total impacts. In a general way, the impacts of transportation were closely linked to freight distance. As an example, Figure 4 illustrates the greatest influence that Road Transportation (in grey) had on the Case 9 from Mexico, since terrestrial distances were proportionally greater than seas. On the other hand, Sea Transportation (yellow) had greater influence on the Chilean cases (C4, C5, and C6) due to the highest distances traveled between San Antonio and Rotterdam ports. It is also worth to mention that the relative contributions (in %) of sea and road transportation were affected by the relative impacts of the other life-cycle stages considered on each case study.

Comparing these results with literature, in a streamlined LCA for wood pellet production and distribution from Vancouver, in Canada, to Stockholm, in Sweden, Magelli et al. (2009) found out the transportation activities accounted for 85.7% of all GWP impact results (6.0% for truck/train freight and 79.7% for sea freight). These findings also converge to the strong influence of transportation systems observed in this *cradle-to-product-distribution* analysis applied for Latin American pellets and briquettes. Pa et al. (2012) also evaluated the embodied environmental impacts from transportation activities for densified biomass (i.e., wood pellets), considering the production of the solid biofuel in the province of British Columbia, Canada, for local demand and exportation (until the port of Rotterdam, Netherlands). The following section presents a deep analysis through the hotspots of all cases and impact categories, as well as a discussion around the general results obtained in this study for each impact category.

### ***2.3.2. Hotspot analysis***

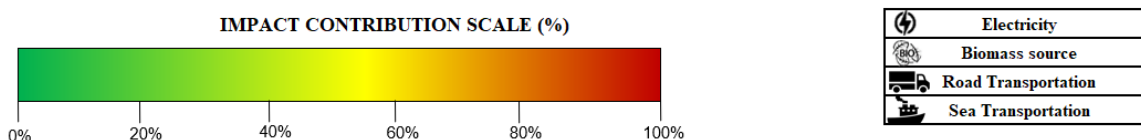
A hotspots analysis was performed on Figure 5. The main hotspots are represented by a collection of four different icons related to the main impact drivers identified: electricity consumption, biomass supply, road transportation, and sea transportation. In this context, the infographic illustrates the environmental hotspots and their relative contributions for all cases and impact categories under study.

A thermal scale is used to indicate the level of impact contribution for the evaluated impact category in each case. The thermal scale ranges from green (0% contribution) to red (100% contribution), indicating when the impact contribution mostly prevails over the other drivers (colors from yellow to red), for instance.

Figure 5: Environmental hotspots and their relative contributions for each impact category.

CASE STUDY	IMPACT CATEGORY						
	ADPe	AP	EP	GWP 100y	ODP	POCP	CED Fossil
1 Eucalyptus charcoal briquettes							
2 Residual urban pruning waste briquettes							
3 Eucalyptus wood pellets							
4 Pinus Spp Pellets							
5 Polpus Spp pellets							
6 70% Alperujo / 30% Pinus Pellets							
7 Residual palm oil mill pellets							
8 Residual palm oil mill pellets							
9 Pine wood pellets							
10 Peanut shell pellets*							
11 Pinus pellets*							

\*Cases taken from primary data



Sea transportation was the main hotspot, as it can be observed in 50% of the icons presented on Figure 5. For all impact categories, maritime freight was the main hotspot for at least three cases, with an exception on ADPe. On the other hand, road transportation was the hotspot for at least one impact category in all case studies, with an exception on C2. This finding can be explained by the high distances considered for road transportation, which accounted for the carry of gross biomass to the industrial processing plant, added to the impacts of the nearest exporter port distance. In general, five impact categories seem to be more influenced by transportation stage, since they had at least seven cases with sea or road transportation figuring as hotspot: ADPe, AP, EP, ODP, and CED. These impact categories were chosen to compose the sensitivity analysis, further presented on Section 2.3.4.

It is worth highlighting that biomass supply was the hotspot for most of the cases and impact categories for the Colombian cases (C7 and C8). The main reasons are the inefficiency of their multifunctional production systems, as they require larger quantities of raw biomass (i.e., palm fruit bunches) for the production of 1MJ of pellets; almost eight times more than in other monofunctional cases, as discussed by Silva et al. (2022). The higher demand of biomass is directly related to the increase of land use, and then, consequently the increase of embodied carbon absorptions during cropping stages. Nevertheless, Case 1 also presented biomass supply as the hotspot for most cases and

impact categories; however, in this case, the main reason was the use of charcoal as a biomass source and its embodied CO<sub>2</sub> emissions (Rousset et al., 2011).

On the following paragraphs, a more detailed analysis per impact category is provided:

- *Abiotic Depletion (ADPe)*

Results from ADPe ranged from 0.003 (C10) to 2.027 mg Sb-eq (C8), representing a difference of 633 times between the extremist cases. Based on the results of Figure 4 and Figure 5, it seems this result is mainly influenced by two life-cycles stages: road transportation and biomass feeding. In average, these two activities accounted for 81% of the total ADPe, with a predominance of the impacts due to the road transportation performed by a EURO 3 class truck. This activity contributed, in general, with 42% of the total ADPe, while sea transportation responded by only 18%. Terrestrial transportation was also the hotspot for this impact category in seven from the eleven case studies, raising the fact that environmental issues related to road transportation choices must be considered in an LCA, as pointed by Neves et al. (2018).

Biomass is also an important issue to be considered when analyzing ADPe, since it figured as the hotspot in four of the eleven case studies, with emphasis on the two Colombian cases from residual palm oil mill pellets, in which biomass source accounted for up to 90% of ADPe, on C7. This huge contribution of palm cultivation on ADPe met the findings of Soraya et al. (2014), in which it responded to 55% of total impacts from biodiesel processing, as a consequence of metal depletion related to palm plantations.

- *Acidification Potential (AP)*

The AP impacts to 1 MJ of Latin American pellets and briquettes delivered to Europe ranged from 0.005 (C11) to 0.337 g SO<sub>2</sub>-eq (C10), representing a growth of 67 times. This was the impact category mostly influenced by international freight performed by sea, as this life-cycle stage represented, in average, 61 % of total equivalent Sulfur Dioxide emissions (SO<sub>2</sub> -eq). Sea transportation was also the hotspot in eight from the eleven case studies, which is the greatest predominance noted among all the impact categories.

The only case studies that did not faced sea transportation as an AP hotspot were those from Colombia (C7 and C8) and from Brazil (C10) due to biomass sources adopted. On C10, the ammonia and nitrogen dioxide emissions to air related to peanut cultivation were the main drivers for acidification.

- *Eutrophication Potential (EP)*

This impact category, likely AP, is one of the most usual on the LCA assessment of pellets, being contained in more than 60% of the papers reviewed by Martín-Gamboa et al. (2020). The results for EP had the highest amplitude, ranging from 0.002 (C11) to 2.585 (C10) g PO<sub>4</sub>-eq/FU. Similar to the findings of Soraya et al. (2014), this is one of the impact categories with the highest influence of the biomass supply, as this stage had an overall contribution of 43% on total EP. The results of peanut shell pellets (C10), is strongly related to the ammonia emissions related to peanut cultivation.

On the other hand, despite it was the main contribution on the overall results of EP (see Figure 4), there were case studies where sea transportation was the most recurrent hotspot, representing up to 65% of EP on C4 and C5.

- *Global Warming Potential (GWP)*

According to the review performed on Martín-Gamboa et al. (2020), this is the most common impact category displayed on LCA of biomass pellets and it is contained in 100% of the studies on this area. The results obtained for this impact category ranged from a saving of -287.37 g CO<sub>2</sub>-eq on Case 10 to a potential emission of 10.219 g CO<sub>2</sub> -eq on Case 1, both for the Brazilian context. Eight out of the eleven cases (C2, C3, C5, C6, C7, C8, C9, and C10) had negative values for GWP (see Table 3). This is a consequence of the “net-zeroed” carbon emissions contained on the background data of residual biomass related to the carbon absorption along the cropping stage.

In this sense, biomass figured as the GWP hotspot in eight cases, with an overall contribution of 61% on GWP results along the case studies and also representing more than 90% of relative emissions on C7 and C10. Since both of these cases had negative results for GWP, this representativeness means to the carbon savings (credits) from using residual biomass as raw material. This is a consequence of the high influence of LUC on carbon absorption during cropping stages of biomass, which tends to promote a good environmental profile to these biological sourced products (Silva et al., 2022), even if considered the impacts related to the product exportation process. Summarizing, the carbon credits obtained on these cases surpassed the total emissions resulted from all the other activities considered in the life-cycle of pellets and briquettes. This fact helps on the standing of these products as good opportunities to achieve a ‘net-zero’ (Rampasso et al., 2021) in terms of carbon emissions toward a Circular Bioeconomy.

Despite biomass use was the main driver to the negative values of GWP, this was also the hotspot on C1 contributing with more than 50% from total carbon emissions due to the charcoal use for briquette production. On the other hand, Cases 4, 5, and 11 were the only exceptions in which sea transportation was the main hotspot representing up to 54% of the total GWP. This phenomenon was mostly common for Chilean Cases (C4, and C5) as a consequence of the distribution distance equal to

14,104.33 km for sea freight from the San Antonio port to the port of Rotterdam (Table 2) – this distance is almost twice the distance considered for the exportation adopted in Cases 1, 2, and 7, for example.

- *Ozone Layer Depletion (ODP)*

The results of ODP varied from 0.079 (C10) to 2.659 (C8) mcg CFC-11-eq/FU. In this impact category, both Colombian cases (C7 and C8) showed the highest impact potentials. As already stated, this is result of their inefficient multifunctional system, which produces many coproducts in addition to the biomass pellets.

However, the ODP was the impact category mostly influenced by transportation activities in the hotspot analysis (see Figure 5). Sea transportation was the most impactful stage because it was the hotspot in seven cases with an overall contribution of 42% on the ODP results, while road transportation was the hotspot in four cases, representing 38% of the total ODP impacts. However, following the thermal scale in Figure 5, it is possible to see that none of the case studies in Latin America were strongly influenced by transportation in more than 63% for the maritime freight on C4, while road transport had a maximum contribution of 52% on C7.

- *Photochemical Ozone Creation Potential (POCP)*

The results for POCP are related to the chemicals creation (e.g., ozone) through the interaction of fossil fuel emissions with sunlight (Baumann & Tillman, 2004). This impact category is commonly studied for agricultural products (Cavalett et al., 2013). Results for POCP ranged from 0.001 (C5) to 0.378 (C1) g C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>-eq/FU, as the stage of sea transportation were the most impactful, with an average contribution of 43%, mainly due to the use of fossil fuels on the product delivery to Europe. Sea transportation was the most predominant hotspot in six from the eleven cases studied (see Figure 5). C4 and C5 from Chile showed Sea transportation surpassing 80% of their total POCP impacts.

The biomass supply stated as the main hotspot in three cases and corresponded for 96% of the total POCP impacts on C1, as a consequence of charcoal use as raw material for briquetting, which is related to carbon monoxide high emissions. The electricity consumption was also the hotspot, for the two cases of pellets life cycle modeled from primary data sources for Brazil (C10 and C11).

- *Cumulative Energy Demand (CED)*

Cumulative Energy Demand (CED) represents the direct and indirect energy used throughout the life cycle, including the energy consumed during the extraction, manufacturing, and disposal of the raw and auxiliary materials (VDI, 1997). As well as GWP, the CED is one of the most usual impact

categories studied on the LCA applied to energetic sectors (Silva et al., 2022). In this study, results for Non-Renewable CED also had a great amplitude, ranging from 0.004 to 0.515 MJ-eq per FU. Transportation activities and its fuel consumption were the ones with the highest percentual contribution on the CED. Sea and road freights had an overall representativeness of 36% and 33% of all the energy demanded, respectively. In seven of the eleven cases, sea transportation was the main impact contributor, corresponding for up to 52% on C4 and C5.

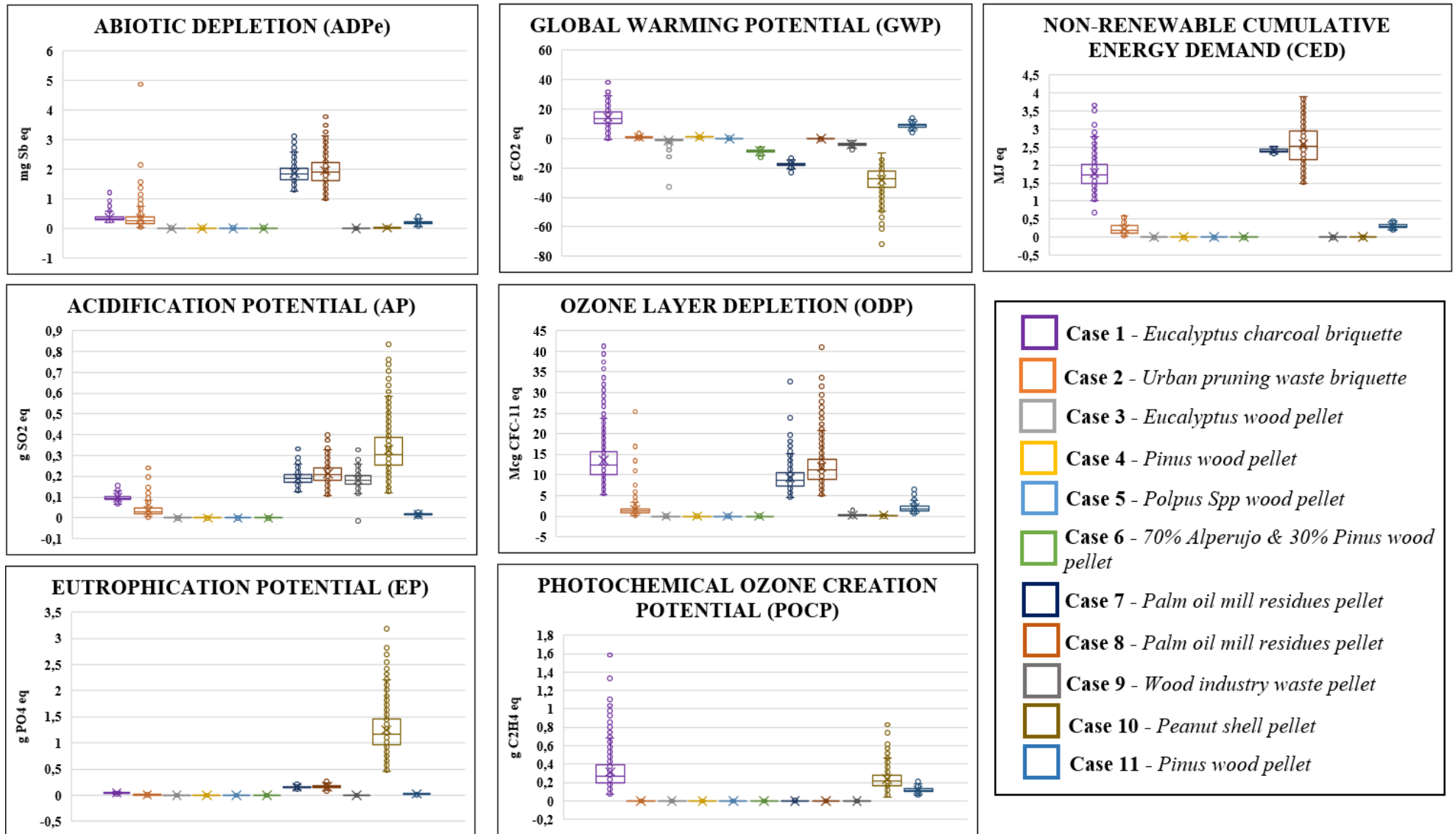
It worth mentions that four of the eleven cases (C1, C7, C8, and C9) non-renewable CED values surpassed 0.25MJ-eq. It means that pellets and briquettes cradle-to-product-distribution systems may demand =more than 25% of total energy produced and delivered (e.g., 1MJ) from non-renewable sources Despite of that, results for all the cases are inferior to 1 MJ-eq, which reflects a positive energetic balance for the pellets and briquettes, even if it is considered their deliver to the European market.

### ***2.3.3. Uncertainty analysis***

The uncertainty analysis aims to investigate how do the uncertainties contained in the data collected and in the LCA assumptions may affect the reliability of the results obtained (ISO 14044:2006). The Monte Carlo is a stochastic simulation technique often used on probabilistic modeling (Clavreul et al., 2012; Michiels & Geeraerd, 2020).

The results of the uncertainty analysis are illustrated on Figure 6 in box-plot format, as they are divided according to the respective impact categories. Due to the discrepancy on the results among the cases, in all impact categories it is possible visualize only the behavior of the cases with highest results. In general, the results of uncertainty analysis for all impact categories had the same cases figuring as the highest or least impactful ones.

Figure 6: Results of the LCA uncertainty analysis for all the cases and impact categories.



In general, C1, C2, C7, C8, and C10 showed the highest dispersion, as the results of AP, EP, ODP, and POCP had a tinier dispersion, when compared to the other impact categories, as it is following discussed. However, the results of Monte Carlo simulation did not present an expressive distinction on the interquartile ranges of the box-plots among the impact categories. For most of the cases and impact categories, there was a low density of outliers exceeding the maximum and minimum control limits.

The Colombian cases (C7 and C8) had the highest results on ADPe and CED. In both impact categories, the results did not exceed the limit controls at all, with few outliers exceeding the limits for C8. C1 had the highest impacts on GWP, ODP and POCP, as previously discussed along section 2.3.2. The results of ODP and POCP had a greater dispersion if compared to the remaining impact categories. This might be related to the representativeness of the charcoal data and the respective uncertainties in the inventory level.

For the remaining categories (AP and EP), the C10 had the highest impacts on the uncertainty analysis, while for the GWP it performed with the lowest results, i.e., promoting more carbon savings (credits) than the other cases. These results are similar to those discussed in section 2.3.2, whereas C10 was more impactful for AP and EP and had the lowest results for GWP. The main reason can be explained by looking at the biomass use (residual peanut shell).

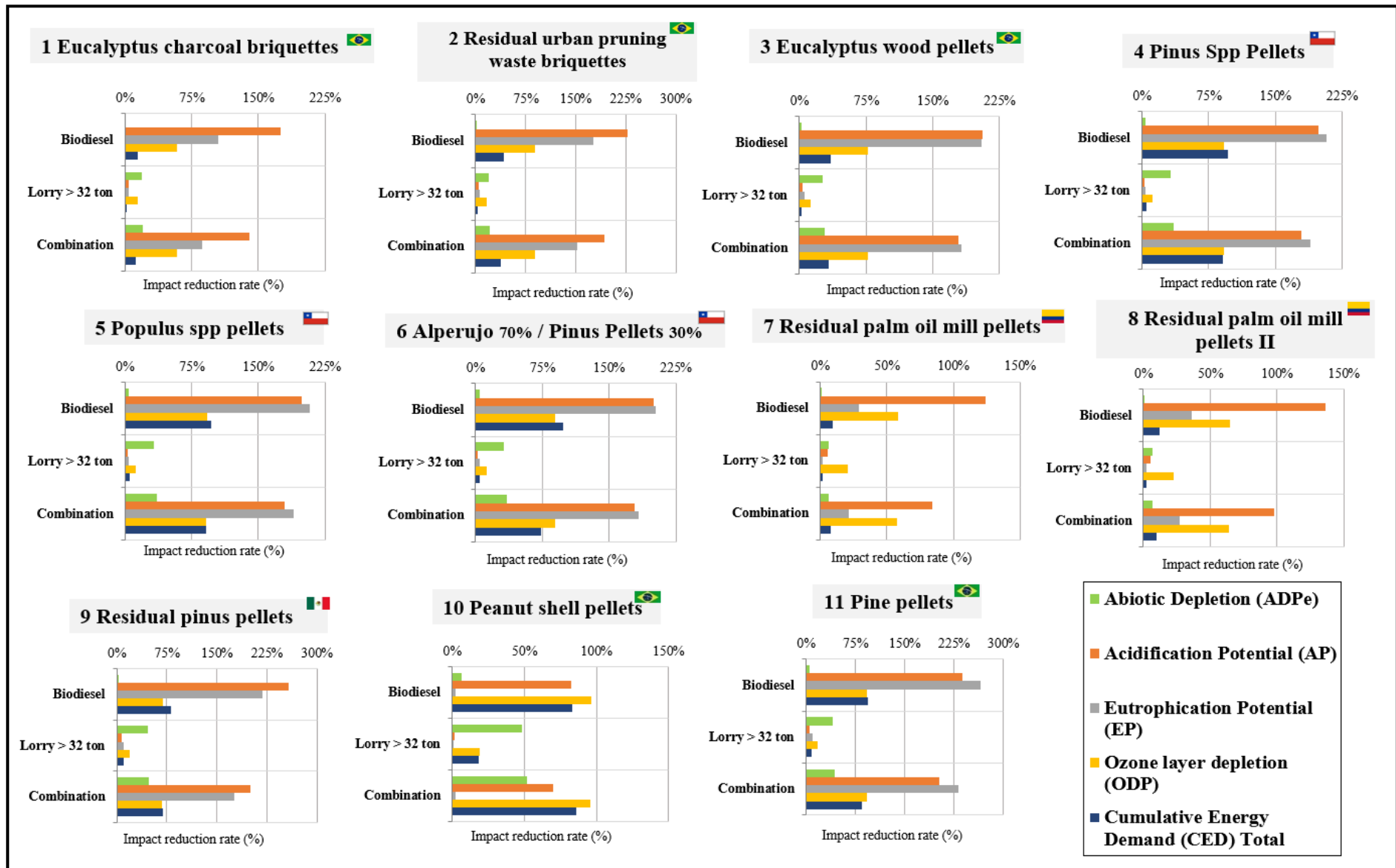
In this sense, with exception of ODP, the results of the LCA uncertainty analysis revealed a similar behavior compared to the original results in Table 3. In general, for all impact categories there was just a few runs exceeding the maximum and minimum control limits. It means that based on the uncertainty analysis, the LCA results are consistent even for the cases gathered from secondary data.

#### **2.3.4. LCA Sensitivity Analysis**

Three alternative scenarios were designed to assess transportation choices defined as possible pathways to mitigate the environmental impacts regarding pellets and briquettes *cradle-to-product-distribution* systems. The results of each alternative scenario were normalized in percentage, considering their impact reduction rate compared to the reference results of the original LCA, already presented on Section 2.3.1. Figure 7 shows the results of sensitivity analysis performed for the eleven cases, assessing the five impact categories mostly influenced by transportation stage (ADPe, AP, EP, ODP, and CED).



Figure 7: LCA sensitivity results for all case studies, presented as the impact reduction rate of each alternative scenarios compared to reference results of original LCA.



The results show that the impact reduction rate for the three proposed alternative scenarios were all bigger or equal to 0%, which means that they all could promote environmental gains if compared to the reference results of original LCA. In general, the biodiesel scenario and its combination with higher payload trucks had the greatest impact reduction potential in all impact categories, surpassing the rate of 100% on AP and EP. It indicates that the substitution of petroleum-based diesel for biodiesel on transportation stage shall improve significantly the environmental footprint of pellets and briquettes, and it could also avoid SO<sub>2</sub> and PO<sub>4</sub> emissions, which were reduced in up to 258% (Case 9) and 265% (Case 11), respectively.

On the other hand, the scenario considering trucks with higher payload on road transportation had greater influence for ADPe than biodiesel, as the combination of these two possible strategies had the best results, with up to 232% of impact reduction rate on Case 11. Curiously, on the other impact categories (excluding ADPe), the combined scenarios stand after the biodiesel results in terms of impact reduction potential. This fact can be explained since the combination of scenarios carries out not only the benefits of each other, but also their limitations and associated negative impacts. In this sense, from ADPe perspective it is highlighted the environmental gains when using most efficient lorries with higher payload (over 32 tons). These findings are similar to the LCA performed on Neves et al. (2019), whereas the use of bigger lorries for road transportation is seen as a pathway to reduce the environmental impacts of products life-cycle.

A possible limitation should be considered on the results of biodiesel scenarios, once that the soybean biodiesel unit process used in the LCA modeling relates to United States context, which might carry different environmental impacts if compared to South American soybean biodiesel. Despite of that, soybean biodiesel is the main kind of biodiesel produced on South American countries (De Souza et al., 2022), as it can reinforce the obtained results.

## 2.4. Conclusion

This paper investigated the environmental footprint of biomass pellets and briquettes produced in Latin American countries and delivered to Europe. A *cradle-to-product-distribution* approach was considered for the eleven case studies modeled through primary and secondary data taken from Brazilian, Chilean, Colombian, and Mexican production sites. The environmental impacts were calculated for 1 MJ of energy in the solid biofuels, and the the impact categories analyzed were ADPe, AP, EP, GWP, ODP, POCP, and CED, in view of their relevance in LCA studies regarding biofuels and transportation systems.

Based on the results of this study, it cannot be assumed any significant environmental gains or losses when using pellets instead of briquettes, for example. Therefore, we can state that these two

types of biofuels are equivalent in terms of environmental profiles. A considerable variation in the LCA results were observed among the eleven case studies for all the impact categories, as a consequence of the differences on their inventory data, mainly related to the data sources of biomass supply assumed (pinus, eucalyptus, charcoal, peanut shell, etc). The more significant variations were noted on EP, ADPe and CED results.

Considering the overall results from each country, although being nearest from Europe than the other countries, the Colombian cases C7 and C8 were the most impactful and figured as the first and second highest LCA impacts in two impact categories (ADPe and OD) due to their residual palm oil mill biomass adopted and the inefficient multifunctional manufacturing system to produce pellets. Nevertheless, C1 and C10 from Brazil had the highest impacts for the other impact categories, which is a consequence of charcoal and peanut shell used as biomass sources. In this sense, biomass source and the particularities of production process on each case were some of the key-factors that influenced most on the environmental footprint results of these products.

In this context, it is interesting to note the huge influence of different life-cycle stages among all the impact categories, which consequently resulted in different hotspots. As already stated, biomass source and the processing stage were the main drivers for some impact categories. However, road and sea transportation also showed a strong influence on the environmental impacts of pellets and briquettes. Road and sea transportation modals accounted for up to 80% of the total ODP, the most influenced category by the transportation activities.

On the other hand, GWP were strongly influenced by biomass, which was the hotspot in eight case studies due to the background data related to the cultivation stage. Results of GWP had negative and positive values, pointing that pellets and briquettes could promote CO<sub>2</sub> savings or even generate more emissions depending on some key aspects related to the biomass selection. Negative results (carbon savings) were observed on eight of the eleven cases, and only the charcoal briquettes in Brazil, and the *pinus spp* pellets in Chile showed a non-net-zero carbon emissions. This leads to the conclusion that the use of residual biomass is the main driver to the 'net-zeroed' carbon emissions of briquettes and pellets, even considering their delivery distances to Europe.

However, the exportation of solid biofuels to Europe through sea promoted the highest impacts rate for all the other categories, excluding ADPe and GWP. Sea freight was the hotspot on AP, EP, ODP, POCP, and CED for at least six case studies. Even though the Non-Renewable CED exceeded 25% of the Functional Unit established in some cases, it is worth mentioning that in all the cases it was observed a positive energetic balance considering CED from non-renewable sources. In this sense, they all require less than 1 MJ of non-renewable energy to produce and deliver 1 MJ of renewable energy from pellets and briquettes to European market. Therefore, the benefits of producing charcoal

briquettes in Brazil, and Colombian pellets from residual palm oil mill, may not compensate their environmental impacts generated in a *cradle-to-product-distribution* approach.

Facing that, a sensitivity analysis considering three alternative scenarios for pellets and briquettes transportation revealed that the use of biodiesel, instead of petroleum-based diesel, as fuel sources for maritime and road freight could significantly decrease the environmental impacts of AP, EP, ODP, and CED. However, the use of higher payload trucks combined with biodiesel fuel might reduce the abiotic depletion potential of Latin American pellets and briquettes consumed in Europe.

Decisions involving the environmental gains or losses of exporting renewable energy can be supported by this study, which is not free of limitations. Other papers could analyze the effects of local biodiesel use (from Latin America) on pellets and briquettes environmental footprint. Future researches shall incorporate the impacts of the use phase of pellets and briquettes, and a comparison between the environmental footprint of American and European solid biofuels could also be performed, considering the energy sources and process used in Europe.

## **Acknowledgments**

This research was financially supported by the Coordination of Improvement of Higher Education Personnel (CAPES), the National Council for Scientific and Technological Development (CNPq - grant number 302722/2019-0), the São Paulo Research Foundation (FAPESP - grant number 2019/16996-4), and the Mexican project SENER-CONACYT (Cluster of Solid Biofuels for Thermal and Electric Generation - grant number 246911).

## **References**

Achten, W.M.J, Almeida, J., Fobelets, V., Bolle, E., Mathijs E., Singh, V.P., Tewari, D.N., Verchot, L.V., Muys, B., 2010. Life cycle assessment of Jatropha biodiesel as transportation fuel in rural India. *Appl. Energy* 87, 3652–3660. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2010.07.003>

Araújo, Y.R.V, Góis, M.L., Coelho Junior, L.M., Carvalho, M., 2018. Carbon footprint associated with four disposal scenarios for urban pruning waste. *Environmental Science and Pollution Research* 25 (2), 1863–1868. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0613-y>

Arvidsson, R., Fransson, K., Fröling, M., Svanström, M., Molander, S., 2012. Energy use indicators in energy and life cycle assessments of biofuels: review and recommendations. *Journal of Cleaner Production* 31, 54–61. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.03.001>

Baumann, H., & Tillman, A. M., 2004. *The hitch hiker's guide to LCA: An orientation in LCA methodology and application.*

Blonk Consultants, 2014. *Direct Land Use Change Assessment Tool - Version 2014.* Gouda: 2014.

- Brandão M., Heijungs R., Cowie A.L., 2022. On quantifying sources of uncertainty in the carbon footprint of biofuels: crop/feedstock, LCA modelling approach, land-use change, and GHG metrics. *Biofuel Research Journal*, 34, p.1608-1616. DOI: 10.18331/BRJ2022.9.2.2
- Calderón, C., et al., 2018. *Bioenergy Europe - Statistical Report 2018*. Brussels: 2018. Available at: <https://bioenergyeurope.org/statistical-report.html>
- Cavalett, O., Chagas, M. F., Seabra, J. E., & Bonomi, A., 2013. Comparative LCA of ethanol versus gasoline in Brazil using different LCIA methods. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(3), 647-658.
- Clavreul J., Guyonnet D., Christensen T.H., 2012. Quantifying uncertainty in LCA-modelling of waste management systems. *Waste Management* 32(12):2482–2495. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.07.008>
- De Souza, T. A. Z., et al., 2022. Biodiesel in South American countries: A review on policies, stages of development and imminent competition with hydrotreated vegetable oil. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 153, 111755. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111755>
- Dias, J.M.C.S., Santos, D.T., Braga, M., Onoyama, M.M., Miranda, C.H.B., Barbosa, P.F.D., Rocha, J.D., 2012. Produção de briquetes e péletes a partir de resíduos agrícolas, agroindustriais e florestais. *Embrapa Agroenergia* 1, 132. Available at: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/78690/1/DOC-13.pdf>>
- Fernandez, B.O., Gonçalves, B.F., Pereira, A.C.C., Hansted, A.L.S., Pádua, F.A., Da Róz, A.L., Yamaji, F.M., 2017. Características mecânicas e energéticas de briquetes produzidos a partir de diferentes tipos de biomassa. *Revista Virtual de Química* 9 (1), 29–38. <https://doi.org/10.21577/1984-6835.20170005>
- GARCIA, D. P., CARASCHI, J. C., VENTORIM, G., VIEIRA, F.H.A., 2016. Trends and challenges of origin brazilian agroforestry pellets industry. *Cerne*. v. 22, n. 3, p. 233-240. DOI 10.1590/01047760201622032115
- Garcia, D.P., 2017. Cresce a produção de pellets no Brasil. *O Papel* 1 (1), 1–4. Available at: <[http://www.revistaopapel.org.br/noticia-anexos/1506388098\\_4bb523b6a4c87430883312e580d83ec7\\_315403620.pdf](http://www.revistaopapel.org.br/noticia-anexos/1506388098_4bb523b6a4c87430883312e580d83ec7_315403620.pdf)>
- Garcia, D.P., Caraschi, J.C., Vantorim, G., 2017. O setor de pellets de madeira no Brasil. *Revista Ciência da Madeira* 8 (1), 21–28. <https://doi.org/10.12953/2177-6830/rcm.v8n1p21-28>
- Garcia, D.P., Caraschi, J.C., Vantorim, G., Prates, G.A., Protásio, T.P., 2018a. Qualidade dos pellets de biomassas brasileiras para aquecimento residencial: padrões da norma ISO 17225. *Revista Ciência da Madeira* 9 (1), 45–53. <https://doi.org/10.12953/2177-6830/rcm.v9n1p45-53>
- Garcia, D.P., Caraschi, J.C., Dal Bem, E.A., Ferreira, J.P., Souza, F.M.L., Vieira, F.H.A., Dias, R.R., 2018b. Mapa dos produtores brasileiros de biocombustíveis pellets. *Brazilian Journal of Biosystems Engineering* 12 (4), 333–339. <https://doi.org/10.18011/bioeng2018v12n4p333-339>
- Garcia, D.P., Caraschi, J.C., Vantorim, G., Vieira, F.H.A., Protásio, T.P., 2019. Assessment of plant biomass for pellet production using multivariate statistics (PCA and HCA). *Renewable Energy* 139, 796–805. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.02.103>

Garcia-Nunez, J.A., et al., 2016. Evaluation of alternatives for the evolution of palm oil mills into biorefineries. *Biomass and Bioenergy* 95, 310–329. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2016.05.020>

Google Maps. Directions. 2021. Available at: <https://www.google.com.br/maps/dir/>.

Guimarães, G. D., Baiocchi, A. G., Silva, V. G., 2018. Uncertainty types, sources and drivers in Whole-Building LCAs. In: VI Congresso Brasileiro sobre Gestão do Ciclo de Vida, 2018, Brasília. Anais do VI Congresso Brasileiro sobre Gestão do Ciclo de Vida.

Hernández, D., Fernández-Puratich, H., Rebolledo-Leiva, R., Tenreiro, C., Gabriel, D., 2019. Evaluation of sustainable manufacturing of pellets combining wastes from olive oil and forestry industries. *Industrial Crops and Products* 134, 338–346. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2019.04.015>

Iribarren, D., Peters, J.F., Dufour, J., 2012. Life cycle assessment of transportation fuels from biomass pyrolysis. *Fuel* 97, 812–821. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2012.02.053>

ISO, 2006a. 14040:2006 - Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework.

ISO, 2006b 14044:2006 - Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines.

ISO, 2014. 17225-2:2014. Solid biofuels - Fuel Specifications and classes - Part 2.

Kim, S., Dale, B.E., 2003. Cumulative Energy and Global Warming Impact from the Production of Biomass for Biobased Products. *Journal of Industrial Ecology* 7 (3–4), 147–162. <https://doi.org/10.1162/108819803323059442>

Kylili, A., Christoforou, E., Fokaidis, P.A., 2016. Environmental evaluation of biomass pelleting using life cycle assessment. *Biomass and Bioenergy* 84, 107–117. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2015.11.018>

Magelli, F., Boucher, K., Bi, H.T., Melin, S., Bonoli, A., 2009. An environmental impact assessment of exported wood pellets from Canada to Europe. *Biomass and Bioenergy* 33 (3), 434–441. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2008.08.016>

Martín-Gamboa, M., Marques, P., Freire, F., Arroja, L., Dias, A.C., 2020. Life cycle assessment of biomass pellets: A review of methodological strategies and results. *Renew Sustain Energy Rev* 133, 110278. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110278>

Matheus, T.T., Filleti, R.A.P., Lagunes, R.M., Silva, D.A.L., 2021. Cumulative Energy Demand of solid biofuels: a review for the Latin American region. In: II Congresso de Energias Renováveis. Sorocaba, Brazil. Available at: [https://docs.google.com/gview?url=https://www.conference.net.br/arquivo/SGxmUEZ6ZUs0R21nQ0JkMEN3Ni9hdz09/anais\\_ii\\_coner.pdf](https://docs.google.com/gview?url=https://www.conference.net.br/arquivo/SGxmUEZ6ZUs0R21nQ0JkMEN3Ni9hdz09/anais_ii_coner.pdf)

Merchan, A.L., Belboom, S., Léonard, A., 2020. Life cycle assessment of rail freight transport in Belgium. *Clean Technol. Environ. Policy* 22, 1109–1131. <https://doi.org/10.1007/s10098-020-01853-8>

Michiels, F., & Geeraerd, A. (2020). How to decide and visualize whether uncertainty or variability is dominating in life cycle assessment results: A systematic review. *Environmental Modelling &*

*Software*, 133, 104841.

Moraes, M.D., Santos, J.H., Lima, P.A.F., Coneglian, A., Sousa Júnior, A.D., Canto, J.L., Sette Júnior, C.R., 2019. Bioenergia com resíduos do desdobro da madeira de *Pinus caribaea* var. *hondurensis*. *Revista de Ciências Agrárias* 42 (2), 241–250. <https://doi.org/10.19084/rca.17170>

Moreira, B.R., Cruz, V.H., Oliveira, M.L.C., Viana, R.S., 2021. Full-scale production of high-quality wood pellets assisted by multivariate statistical process control, *Biomass and Bioenergy*. 151, 106159. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2021.106159>.

Muazu, R.I., Borrion, A., Stegemann, J.A., 2017 Life cycle assessment of biomass densification systems. *Biomass and Bioenergy* 107, 384–397. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2017.10.026>

Musule, R., Núñez, J., Bonales-Revuelta, J., García-Bustamante, C.A., Vázquez-Tinoco, J.C., Masera-Cerutti, O.R., Ruiz-García, V.M., 2021. Cradle to Grave Life Cycle Assessment of Mexican Forest Pellets for Residential Heating. *BioEnergy Research*. <https://doi.org/10.1007/s12155-021-10337-6>

Nakashima, G.T., Adhmann, I.C.S., Hansted, A.L.S., Belini, G.B., Waldman, W.R., Yamaji, F.M., 2017. Materiais Lignocelulósicos: Caracterização e Produção de Briquetes. *Revista Virtual de Química* 9 (1), 150–162. <https://doi.org/10.21577/1984-6835.20170012>

Neves, G.L.F.F., Matheus, T.T., Silva, D.A.L., 2019. Comparative LCA of a logistic service by using different classes of vehicles. *Proceedings of VIII International Conference on Life Cycle Assessment in Latin America - LCA for Global Competitiveness*. Cartago, Costa Rica. Available at: <[https://rediberoamericanadeciclodevida.files.wordpress.com/2020/11/proceedings\\_cilca2019\\_03\\_11-20202.pdf](https://rediberoamericanadeciclodevida.files.wordpress.com/2020/11/proceedings_cilca2019_03_11-20202.pdf)>

Noor, C.W., Noor, M.M., Mamat, R., 2018. Biodiesel as alternative fuel for marine diesel engine applications: A review. *Renew Sustain Energy Rev* 94, 127–142. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.05.031>

Nunes, L., et al., 2021. Energy recovery of agricultural residues: Incorporation of vine pruning in the production of biomass pellets with enplus® certification. *Recycling*, v. 6, n. 2. <https://doi.org/10.3390/RECYCLING6020028>

Pa, A., Craven, J.S., Bi, X.T., Melin, S., Sokhansanj, S., 2012. Environmental footprints of British Columbia wood pellets from a simplified life cycle analysis. *International Journal of Life Cycle Assessment* 17, 220–231. <https://doi.org/10.1007/s11367-011-0358-7>

Paolotti, L., Martino, G., Marchini, A., Pascolini, R., Boggia, A., 2015. Economic and environmental evaluation of transporting imported pellet: A case study. *Biomass and Bioenergy* 83, 340–353. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2015.09.011>

Pereira, M.F., Nicolau, V.P., Bazzo, E., 2018. Exergoenvironmental analysis concerning the wood chips and wood pellets production chains. *Biomass and Bioenergy* 119, 253–262. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2018.09.022>

Ponsioen, T. C., Blonk, T. J., 2012. Calculating land use change in carbon footprints of agricultural products as an impact of current land use. *Journal of Cleaner Production* 28, 120–126. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.10.014>

Pua, F.L., Subari, M.S., Ean, L.W., Krishnan, S.G., 2020. Characterization of biomass fuel pellets made from Malaysia tea waste and oil palm empty fruit bunch. *Mater Today Proc.* v.31:187–90.

Port of Rotterdam Authority. Biomassa, 2015. Available at: <<https://www.portofrotterdam.com/nl/zakendoen/logistiek/lading/droge-bulk/biomassa>>

Prado, V., Rogers, K., Seager, T., 2012. Integration of MCDA Tools in Valuation of Comparative Life Cycle Assessment. *Life Cycle Assessment Handbook: A Guide for Environmentally Sustainable Products*. 413–431. <https://doi.org/10.1002/9781118528372.ch19>

Proskurina, S., Rimppi, H., Heinimö, J., Hansson, J., Orlov, A., Raghu, K.C., Vakkilainen, E., 2016. Logistical, economic, environmental and regulatory conditions for future wood pellet transportation by sea to Europe: The case of Northwest Russian seaports. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 56, 38–50. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.11.030>

Ramirez-Contreras, N.E., Munar-Florez, D.A., Garcia-Nuñez, J.A., Mosquera-Montoya, M., Faaij, A.P.C., 2020. The GHG emissions and economic performance of the Colombian palm oil sector; current status and long-term perspectives. *Journal of Cleaner Production* 258, 120757. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120757>

Rampasso, I., Quelhas, O.L.G., Anholon, R., et al., 2021. The Bioeconomy in emerging economies: a study of the critical success factors based on Life Cycle Assessment and Delphi and Fuzzy-Delphi methods. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. <https://doi.org/10.1007/s11367-021-01913-1>

Rocha, S., Candia, O., Valdebenito, F., Flavio Espinoza-Monje, J., Azócar, L., 2020. Biomass quality index: Searching for suitable biomass as an energy source in Chile. *Fuel*. v.264 (December 2019):1–8.

Rousset, P., Caldeira-Pires, A., Sablowski, A., Rodrigues, T., 2011. LCA of eucalyptus wood charcoal briquettes. *Journal of Cleaner Production* 19 (14), 1647–1653. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.05.015>

Ruiz, D., San Miguel, G., Corona, B., López, F.R., 2018. LCA of a multifunctional bioenergy chain based on pellet production. *Fuel*. v.215:601–11. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2017.11.050>

Sagastume Gutiérrez, A., Cabello Eras, J.J., Hens, L., Vandecasteele, C., 2020. The energy potential of agriculture, agroindustrial, livestock, and slaughterhouse biomass wastes through direct combustion and anaerobic digestion. The case of Colombia. *J Clean Prod*. 2020;269.

Searates. Distance & Time, 2021. Available at: <https://www.searates.com/services/distances-time/>

Sheehan, J., Camobreco, V., Duffield, J., Graboski, M., Shapouri, H., 1998. Life cycle inventory of biodiesel and petroleum diesel for use in an urban bus (No. NREL/SR-580-24089). National Renewable Energy Lab. (NREL), Golden, CO (United States). Available at: <<https://www.nrel.gov/docs/legosti/fy98/24089.pdf>>

Sikkema, R., et al., 2011. The European wood pellet markets: current status and prospects for 2020. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* 5 (3), 250–278. <https://doi.org/10.1002/bbb.277>

Silva, D.A.L., Filleti, R.A.P., Musule, R., Matheus, T.T, Freire, F., 2022. A systematic review and life cycle assessment of biomass pellets and briquettes production in Latin America. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 157, 112042. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.112042>

Soraya, D. F., Gheewala, S.H., Bonnet, S., Tongurai, C. Life cycle assessment of biodiesel from palm oil in Indonesia. **Journal of Sustainable Energy & Environment**, vol. 05, no. 9781447153634, p.



27–32, 2014. [https://doi.org/10.1007/978-1-4471-5364-1\\_5](https://doi.org/10.1007/978-1-4471-5364-1_5).

Tauro, R., García, C.A., Skutsch, M., Masera, O., 2018. The potential for sustainable biomass pellets in Mexico: An analysis of energy potential, logistic costs and market demand. *Renew Sustain Energy Rev.* v.82 (September 2016):380–9.

Tsalidis, G.A., Discha, F.E., Korevaar, G., Haije, W., Jong, W., Kiel, J., 2017. An LCA-based evaluation of biomass to transportation fuel production and utilization pathways in a large port's context. *International Journal of Energy and Environmental Engineering* 8 (3), 175–187. <https://doi.org/10.1007/s40095-017-0242-8>

VDI, 1997. Cumulative energy demand—terms, definitions, methods of calculation. VDI guideline 4600.

### 3. APLICAÇÃO DA *CIRCULAR FOOTPRINT FORMULA* NA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DE PELLETS E BRIQUETES DE BIOMASSA PRODUZIDOS NA AMÉRICA LATINA

**Resumo:** *O uso das fontes renováveis de energia, aliado a busca pela redução da extração e consumo de recursos naturais, são alguns direcionadores da transição de um modelo de economia linear para o modelo circular. Em vista da abundância dos resíduos agrícolas e florestais gerados ao redor do mundo, a biomassa surge como uma fonte primária e renovável com potencial para exploração em escala global, podendo ser comercializada, em seu estado sólido, na forma de pellets e briquetes. Ainda que alguns estudos analisem os impactos ambientais dos pellets e briquetes, estes se utilizam de diversas técnicas, como a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), sendo escassa a literatura, todavia, combinando a ACV com indicadores de circularidade da Economia Circular (EC). Também, nota-se a escassez de estudos aplicando indicadores de circularidade para produtos de ciclo biológico, como no caso dos pellets e briquetes. Em sistemas multifuncionais que demandam por matéria prima residual, o uso de métodos de alocação de reciclagem baseados nos princípios da EC, como a Circular Footprint Formula (CFF), pode promover resultados mais adequados visando a integração da EC com a ACV. Neste sentido, o presente estudo, de forma inédita, investiga os resultados da aplicação do método CFF integrado aos resultados da ACV para diferentes estudos de caso envolvendo a produção de 1 MJ de pellets e briquetes de biomassa. Foi utilizada uma abordagem do berço até a distribuição do produto, considerando o contexto dos pellets e briquetes na América Latina e seu transporte até a Europa. Este artigo sugere que algumas adaptações precisam ser realizadas nos parâmetros da CFF, se aplicada aos biocombustíveis sólidos. Os resultados indicam que a CFF atribui um desempenho ambiental melhor para os pellets e briquetes de biomassa residual, se comparado aos impactos calculados some pela ACV tradicional. Isto se deve ao fato de a CFF valorar aspectos relevantes da EC, como os impactos evitados pela demanda suprimida por biomassa virgem (ou primária).*

*Palavras-chave: Sustentabilidade, Economia Circular, Biocombustíveis.*

#### 3.1. Introdução

Em suas diferentes conjunturas ao longo dos anos, a economia mundial pauta-se no modelo linear de consumo, seguindo o fluxo de extração, fabricação, uso e posterior descarte de produtos. No ano de 2005, somente 6% dos materiais foram reciclados (HAAS et al., 2015), de modo que apenas 9% dos sistemas produtivos mundiais são considerados circulares atualmente (MAC ARTHUR, 2015). Neste

contexto, discussões acerca da transição para o modelo circular de economia se originaram sustentadas pelo conceito de ecologia industrial (NAVARE et al., 2021), de modo que a Economia Circular (EC) tem se figurado com uma crescente relevância nas agendas políticas mundiais (KORHONEN et al., 2018; RUFÍ-SALÍS et al., 2021).

Pautada pela sistematização das práticas de restauração, reuso, reparo, reciclagem e outras que objetivam reduzir a geração de resíduos, a EC promove o fechamento dos ciclos dos produtos sem comprometer o crescimento econômico, com foco no menor uso possível de recursos virgens pelo fato de otimizar a circularidade dos produtos e materiais na tecnosfera (MAC ARTHUR, 2015; GEISSDOERFER et al., 2017). Neste contexto, o uso da bioenergia é comumente associado a minimização dos impactos ambientais e do esgotamento de recursos (VENKATESH, 2022). Com grande potencial para exploração, a bioenergia pode ser obtida a partir da valorização da biomassa residual, sendo que esta possui baixo custo e é gerada em grandes quantidades nas atividades florestais e agro industriais ao redor do mundo (SONG et al., 2020; MARTINEZ-BURGOS et al., 2021; OMRAN & BAEK, 2022).

Quando no estado sólido, a biomassa pode ser compactada e comercializada na forma de biocombustível sólido densificado, como os pellets e briquetes, sendo estes produtos caracterizados por sua elevada eficiência energética e valor agregado (GARCIA et al., 2018; GARCIA, 2017; MORAES et al., 2019). Deste modo, estes produtos são considerados possíveis alternativas ao uso do carvão vegetal e dos combustíveis fósseis para geração de energia (PRADHAM et al., 2018; MORAES et al., 2019; CALDERÓN et al., 2018). Por ser uma alternativa menos poluente se comparada aos derivados do petróleo, projeta-se um aumento significativo na demanda mundial por estes produtos (CALDERÓN et al., 2018; RINGSRED et al., 2021).

Contrapondo isto, Gontard et al (2018) ressalta os impactos ambientais da exploração dos biocombustíveis sólidos principalmente devido ao uso e transformação do solo, consumo de água, energia e da combustão destes produtos durante a fase de uso liberando de volta o gás carbônico a atmosfera. Millward-Hopkings & Purnell (2019) e Allman et al (2021) também destacam os impactos relacionados as atividades de transporte, que em vista da prática de rotação de culturas, descentraliza a geração de resíduos e dificulta a definição da localização ótima para as plantas nas quais a biomassa residual converter-se-á em produtos de maior valor agregado (ALLMAN et al., 2021).

Pela perspectiva da Avaliação do Ciclo de Vida do Produto (ACV), Millward-Hopkings & Purnell (2019) destacam que por se tratar de um coproduto, a biomassa residual não necessariamente se faz neutra em termos de emissões de carbono. A ACV é uma ferramenta desenvolvida para analisar os impactos ambientais de diferentes sistemas (Dastjerdi et al., 2021; Silva, 2019) e seu escopo pode

abranjer todas as etapas do ciclo de vida de um produto, incluindo a extração de matérias-primas, processo de fabricação, consumo e fim de vida (ISSO 14040-14044:2009). Neste sentido, Barros et al. (2020), propõe o desenvolvimento de estudos de ACV para mensurar quantitativamente os impactos ambientais relacionados a cadeia agrícola e do ciclo de vida dos produtos à base de biomassa. Portanto, a biomassa residual sendo um coproduto, não se deve assumi-la como carga ambiental nula (SILVA et al. 2022).

Todavia, Corona et al (2019) ressaltam os desafios em se conduzir uma ACV para sistemas de produtos multifuncionais envolvendo o uso de matéria prima reciclada ou reaproveitada, como é o caso dos pellets e briquetes produzidos com biomassa residual. Estes casos envolvendo sistemas multifuncionais requerem a aplicação de algum dos métodos de alocação para uma modelagem mais adequada (Schrijvers et al., 2021). A alocação de sistemas é uma técnica que se baseia na representatividade de cada input e output dentro dos sistemas de produto estudados (ISO 14044:2009). Embora algumas técnicas de alocação de reciclagem sejam eficazes para ciclos técnicos, elas podem falhar ao avaliar sistemas bioenergéticos. Isso é especialmente verdadeiro para os ciclos biológicos no fornecimento de biomassa e bioenergia, sendo poucos os estudos que analisaram essa questão de forma quantitativa (NAVARE et al., 2021). Conforme Rigamonti & Mancini (2021), os indicadores de circularidade combinados com a ACV são aplicados muito mais para os ciclos técnicos atualmente do que para os produtos e processos de ciclo biológico, onde os serviços ecossistêmicos se mostram presentes e devem ser levados em conta na análise da circularidade, e não apenas o balanço mássico de matéria no ciclo.

Desta forma, se faz necessário o desenvolvimento de técnicas para o cálculo de indicadores que avaliem a circularidade de produtos e processos (EKVALL et al., 2021; HERMANSSON et al., 2022), principalmente aplicados aos setores agrícola e florestal, auxiliando os tomadores de decisão a direcionarem seus esforços em busca de um desenvolvimento mais sustentável e alinhado com a EC (BARROS et al., 2020).

Em Velasco-Muñoz et al (2021) e Zabaniotou (2018) são recomendados alguns indicadores de circularidade para o cálculo do fechamento de ciclo dos recursos agrícolas, ao passo que Gonçalves et al. (2021) aponta o ‘Fator de Cascata’ como um potencial indicador de circularidade para produtos biológicos. Todavia, Haas et al. (2020) e Navare et al. (2021) apontam uma grande divergência que ainda persiste sobre a melhor forma de se analisar a circularidade destes produtos. Neste sentido, Zampori et al. (2016) desenvolveu a *Circular Footprint Formula (CFF)*, um método de alocação que divide os benefícios e impactos ambientais entre fornecedor e consumidor de materiais recuperáveis, lidando melhor com a multifuncionalidade envolvendo a reciclagem, reuso e reaproveitamento

energético, por exemplo (EC, 2018). Em tese, a CFF poderia ser utilizada tanto em estudos para produtos de ciclo técnico quanto para os de ciclo biológico, ainda que a maioria das aplicações sejam mais restritas ao CFF em produtos de ciclo técnico, tais como plásticos (ISTRATE et al., 2021) e produtos da construção civil (MIRZAIE et al., 2020).

O objetivo do presente estudo consiste em investigar os resultados da ACV com e sem a aplicação do método CFF para diferentes estudos de caso envolvendo a fabricação de pellets e briquetes feitos de biomassa residual no contexto da América Latina. A partir dos resultados obtidos pela ACV mostrados ao longo da Seção 2 desta dissertação, os impactos ambientais desses biocombustíveis sólidos produzidos foram recalculados por meio da aplicação do CFF e os resultados destas comparados. Deste modo, este artigo promove inovação por meio da comparação entre a ACV com e sem o uso da CFF aplicada aos pellets e briquetes de biomassa, sendo este um objeto de estudo ainda não explorado dentro da literatura consultada. Assim, o estudo investiga os efeitos da aplicação da CFF para os biocombustíveis sólidos, avaliando as suas eventuais limitações e adequações necessárias aos seus parâmetros de cálculo, para produtos de ciclo biológico.

### **3.2. Metodologia de pesquisa**

A pesquisa desenvolvida caracteriza-se como exploratória, proporcionando uma visão generalizada para um determinado fato e servindo como diretriz para o desenvolvimento de trabalhos futuros na área (GIL, 2008). Na sequência o passo-a-passo para aplicação da CFF é descrito, assim como os estudos de caso selecionados para o objetivo proposto.

#### **3.2.1. *Circular Footprint Formula (CFF)***

A *Circular Footprint Formula (CFF)* foi proposta na versão 6.3 do *Product Environmental Footprint Category Rules Guidance*, desenvolvido pela Comissão Europeia (EC, 2018). Este é visto como um método de alocação de alta complexidade se comparado a outros disponíveis (EKVALL et al., 2020), capaz de lidar melhor com a multifuncionalidade em sistemas envolvendo reciclagem, reuso e reaproveitamento energético dos produtos sob o ponto de vista da Economia Circular (EC, 2018). Diferente de outros métodos de alocação frequentemente utilizados, a CFF não se restringe somente às taxas de material reciclado no produto avaliado (R1) e a ser reciclada no sistema subsequente (R2), mas também aborda a proporção do produto que é usada para recuperação energética (R3), a qualidade do material que entra e sai do ciclo de vida ( $Q_{sin}$  e  $Q_{sout}$ ), bem como o balanço entre a oferta e demanda dos respectivos materiais recicláveis, representado pelo fator A da equação descrita nos próximos parágrafos (EKVALL et al., 2020).

Deste modo, a CFF combina os impactos referentes aos materiais utilizados no produto (em azul), da recuperação energética (em vermelho) e da disposição final dos resíduos (em amarelo) e pode ser representada pela Equação 1:

$$CFF = (1 - R1)Ev + R1 \times \left( A E_{reciclado} + (1 - A)Ev \times \frac{Q_{sin}}{Q_p} \right) + (1 - A)R2 \times \left( E_{reciclagemEoL} - Ev^* \times \frac{Q_{sout}}{Q_p} \right) + (1 - B)R3 \times (E_{er} - LHV \times X_{er,heat} \times E_{se,heat} - LHV \times X_{er,elec} \times E_{se,elec}) + (1 - R2 - R3) \times Ed \quad (1)$$

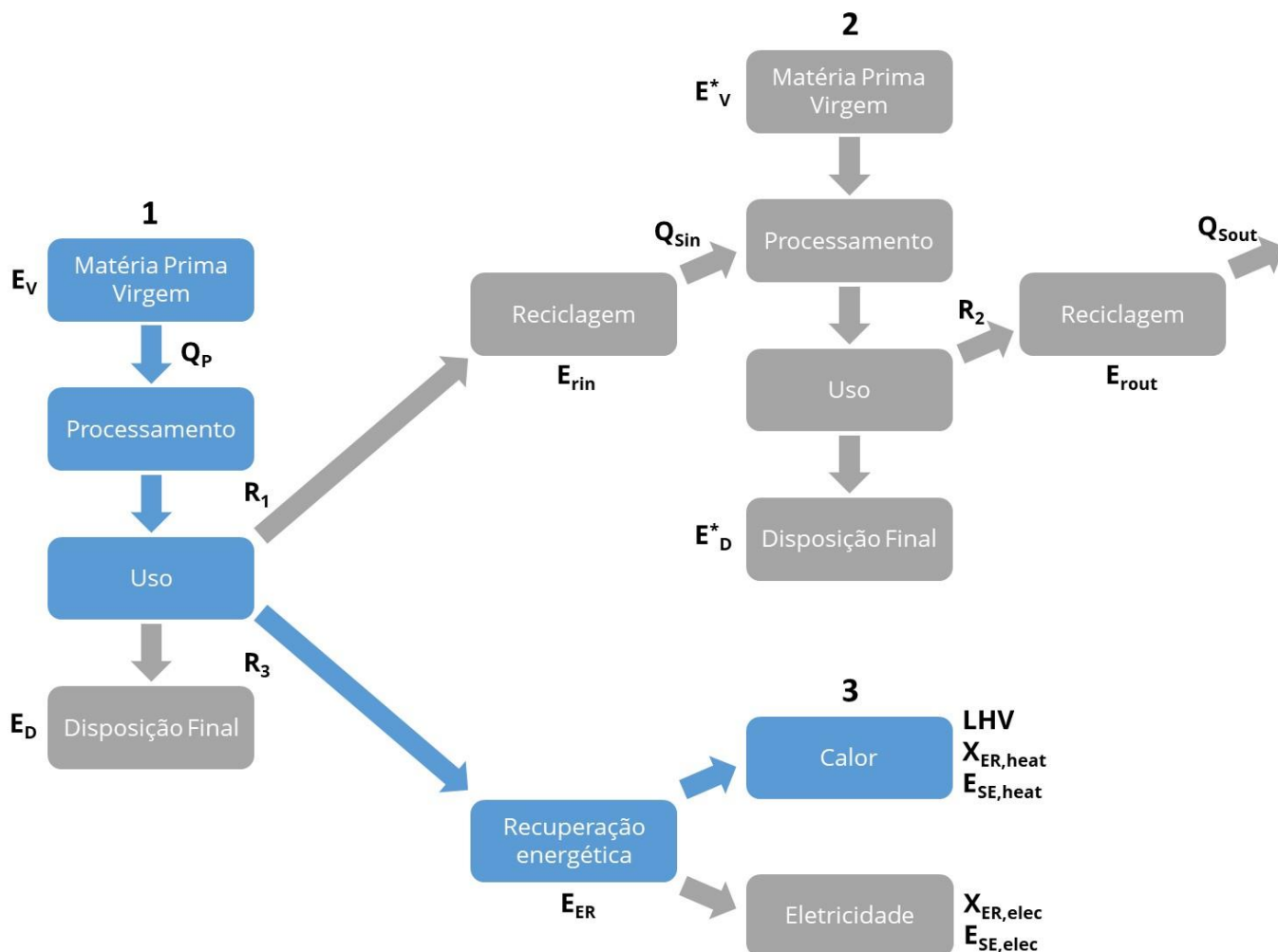
Onde,

- **A:** fator que representa o balanço mercadológico entre oferta e demanda pelo material reciclado [0,2-0,8];
- **B:** fator de alocação do processo de recuperação energética que se aplica as emissões e créditos;
- **Q<sub>sin</sub>:** qualidade do material reciclado que entra no ciclo de vida [0-1];
- **Q<sub>sout</sub>:** qualidade do material reciclado que sai do ciclo de vida [0-1];
- **Q<sub>p</sub>:** qualidade da matéria-prima virgem (primária);
- **R<sub>1</sub>:** proporção de material reciclado de um sistema anterior que entra na produção como input [0-1];
- **R<sub>2</sub>:** proporção de material contido no produto que será reciclado ou reutilizado em um sistema subsequente [0-1];
- **R<sub>3</sub>:** proporção de material no produto que será usada para recuperação energética no fim de vida [0-1];
- **Ed:** emissões e recursos consumidos (por unidade funcional) decorrentes da disposição final de resíduos no fim de vida do produto avaliado, sem considerar recuperação energética.
- **E<sub>reciclado</sub> (E<sub>rec</sub>):** emissões e recursos consumidos (por unidade funcional) decorrentes do processo de reciclagem (reuso) do material reciclado;
- **E<sub>reciclagemEoL</sub> (E<sub>recEoL</sub>):** emissões e recursos consumidos (por unidade funcional) decorrentes do processo de reciclagem (reuso) ao fim de vida (*end of life*) do produto;

- **$E_v$** : emissões e recursos consumidos (por unidade funcional) em função da aquisição e pré-processamento da matéria prima virgem;
- **$E_v^*$** : emissões e recursos consumidos (por unidade funcional) em função da aquisição e pré-processamento da matéria prima virgem que é substituída por materiais reciclados;
- **$E_{ER}$** : emissões e recursos consumidos (por unidade funcional) em função do processo de recuperação energética;
- **$E_{SE,heat}$  e  $E_{SE,elec}$** : emissões e recursos consumidos (por unidade funcional) em função da fonte de energia substituída na forma de calor e eletricidade, respectivamente;
- **$X_{ER,heat}$  e  $X_{ER,elec}$** : eficiência do processo de recuperação energética para calor e eletricidade, respectivamente;
- **LHV**: representa o poder calorífico mínimo (*Lower Heating Value*) da matéria prima [MJ/kg].

A primeira somatória da equação avalia a carga ambiental do uso de matéria prima virgem/primária, enquanto a segunda e terceira consideram, respectivamente, os ônus e ganhos em termos de carga ambiental da matéria prima secundária. A quarta soma representa os impactos do processo de reaproveitamento energético (calor ou eletricidade). Por fim, a quinta somatória considera o impacto ambiental da destinação dos resíduos remanescentes no fim de vida. A Figura 8 representa a aplicação da CFF para um sistema genérico no qual o material é utilizado para recuperação energética após a fase de uso do produto.

Figura 8: Ilustração da aplicação da CFF para um caso hipotético envolvendo a recuperação energética de um material após seu uso em um determinado produto. A cor cinza representa os processos e fluxos evitados por meio da recuperação energética (Adaptado de Ekvall et al., 2020).

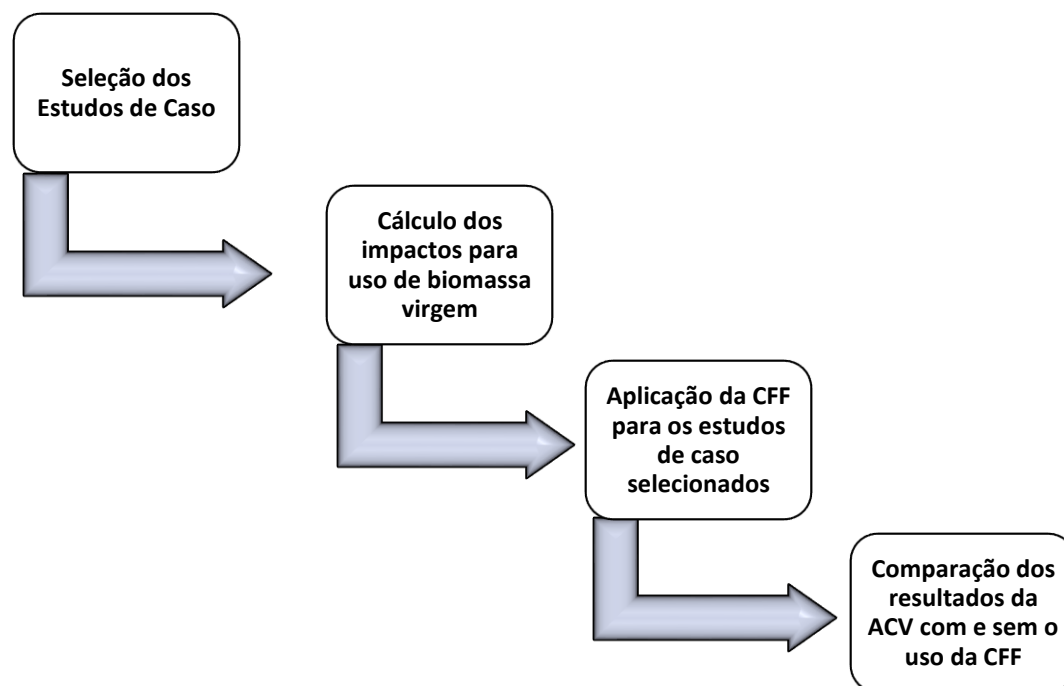


### 3.2.2. Desenvolvimento do estudo

O desenvolvimento deste estudo se deu a partir das fases que compõem uma ACV atribucional (ISO 14040:2009). O diagrama apresentado na Figura 9 ilustra as etapas executadas nesta pesquisa, as quais se dividem entre a seleção dos estudos de caso utilizados, adaptação dos resultados da ACV para aplicação da CFF, cálculo dos impactos ambientais decorrentes do uso de biomassa virgem (não residual), cálculo dos resultados da ACV com a aplicação da CFF e finalmente, a comparação entre os resultados da ACV com e sem o uso do método CFF.



Figura 9: Diagrama representativo das atividades executadas no desenvolvimento do estudo.



Os resultados da ACV foram calculados por meio do software OpenLCA e utilizaram a base de dados Ecoinvent 3.7 ‘*cut-off*’ para os dados de segundo plano (*background*). Foram avaliadas as mesmas sete categorias de impacto analisadas no artigo da Seção 2, calculadas a partir dos métodos CML Baseline e *Cumulative Energy Demand* (CED), sendo estas:

1. Depleção de recursos abióticos potencial (ADPe);
2. Potencial de Acidificação (AP);
3. Potencial de Eutrofização (EP);
4. Potencial de aquecimento global em 100 anos (GWP);
5. Depleção da camada de ozônio potencial (ODP);
6. Potencial de degradação fotoquímica (POCP); e
7. Demanda acumulada de energia (CED) não renovável.








### 3.2.3. Seleção dos estudos de caso

A etapa inicial do estudo se deu pela seleção dos estudos de caso. Foram selecionados sete dos onze estudos de caso apresentados na Seção 2 desta dissertação, todos considerando a produção de pellets e briquetes no Brasil (3), Chile (3) e México (1), bem como sua respectiva distribuição/transporte até o porto de Rotterdam na Europa, que se baseia em um sistema do berço até a distribuição do produto – *Cradle-to-product-distribution*.

O critério de seleção utilizado pautou-se pela escolha dos casos cuja madeira residual é a principal fonte de biomassa utilizada na composição dos biocombustíveis sólidos, sejam eles pellets ou briquetes. Isto se deve ao fato de que outras fontes de biomassa apresentadas nos estudos de caso excluídos (i.e., biomassa proveniente do óleo de palma, cascas de amendoim e mix de carvão com eucalipto) não são utilizadas amplamente em escala nacional se comparado a madeira.

Desta forma, a Tabela 4 lista os estudos de caso selecionados nesta pesquisa. Por questões de padronização, optou-se por manter a nomenclatura e numeração inicialmente adotadas para cada caso conforme descrito ao longo da Seção 2.

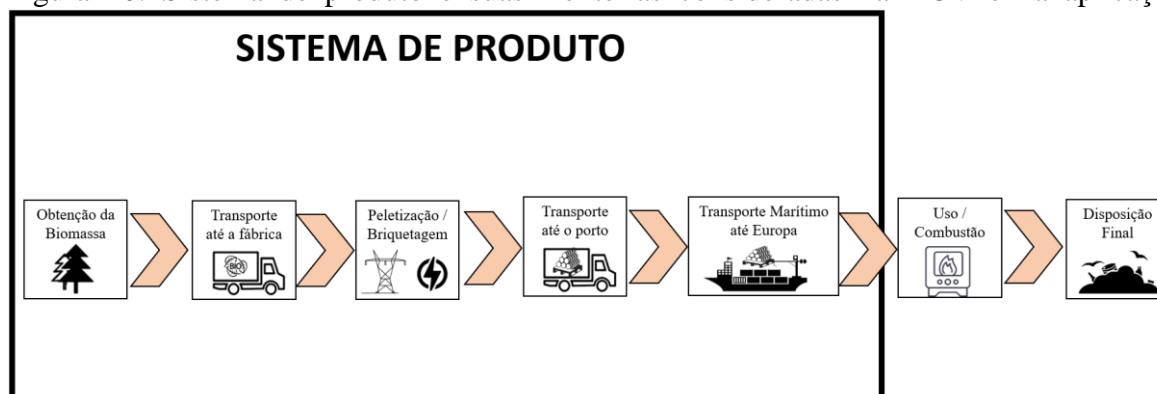
Tabela 4: Listagem dos estudos de caso selecionados para aplicação da CFF.

<b>Código</b>	<b>Estudo de caso</b>	<b>Fonte</b>
C2 	Briquetes de resíduos de poda urbana	Araújo et al. (2018)
C3 	Pellets de madeira residual de eucalipto	Pereira et al. (2018)
C4 	Pellets de madeira residual de pinus	Hernández et al. (2019)
C5 	Pellets de madeira residual de polpus	Hernández et al. (2019)
C6 	Pellets a partir do mix de madeira residual de alperujo (70%) e pinus (30%)	Hernández et al. (2019)
C9 	Pellets de madeira residual de pinheiro	Musule et al. (2021)
C11 	Pellets de madeira residual de pinus	Primária – Entrevista com empresa do Paraná

#### **3.2.4. Adaptação dos resultados da ACV para aplicação da CFF**

Foram necessárias algumas adaptações no sistema de produto e nos resultados da ACV previamente calculados na Seção 2 para os sete estudos de caso selecionados, a fim de adequá-los para aplicação da CFF. Neste sentido, a Figura 10 representa o sistema de produto considerado no presente estudo, não incorporando os impactos decorrentes da fase de uso e disposição final dos biocombustíveis sólidos avaliados.

Figura 10: Sistema de produto e suas fronteiras consideradas na ACV e na aplicação da CFF.










Ainda que contidos no sistema de produto representado na Figura 10, os impactos ambientais das atividades de transporte do produto final também não foram incorporados nos parâmetros utilizados na CFF, sendo acrescentados ao resultado final como mostra a Equação 2, apresentada na Seção 3.2.7. Entre os estágios que se encontram além das fronteiras do sistema apresentado na Figura 10, foram calculados somente os impactos da disposição final da madeira proveniente de cultivo dedicado, sendo estes, incorporados à CFF pelo parâmetro “Ed”.

### 3.2.5. Cálculo dos impactos ambientais para matéria-prima virgem





Na Seção 3.2.3 foram explicados os critérios utilizados para a seleção dos estudos de caso, os quais mandatoriamente deveriam ter madeira residual como principal fonte de biomassa dos pellets/briquetes. Com isto, foram calculados os impactos ambientais evitados pelo uso da biomassa residual na geração de energia, em detrimento do uso de madeira virgem proveniente de cultivo energético dedicado. A partir dos dados de inventário do ciclo de vida para cada estudo de caso, segundo a Seção 2 desta dissertação, a Tabela 5 exprime as demais informações relevantes para cada um dos sete estudos de caso selecionados, tais como as distâncias de transporte em cada etapa do ciclo de vida, e os dados do poder calorífico inferior (LHV) da biomassa residual e de origem primária.

Tabela 5: Dados relevantes utilizados para cada estudo de caso, para aplicação da CFF.

Estudo de caso	Fonte de biomassa	Distância até a fábrica (Km)	Distância até o porto (Km)	Distância marítima (Km)	LHV Biomassa virgem (MJ/kg)	LHV biomassa residual (MJ/kg)
C2 	Mix de madeira dura e macia	60	200	7.776,54	16,3 Cesprini et al. (2019)	18,84 Ruiz et al. (2018)
C3 	Madeira macia	6,74	300	10.368,51	19,1 Cesprini et al. (2019)	15,8 Pereira et al. (2018)
C4 	Pinus	5	300	14.104,33	19,5 Cesprini et al. (2019)	17,87 Nunes et al. (2021)
C5 	Madeira Macia	5	300	14.104,33	19,1 Cesprini et al. (2019)	18,35 De Souza et al. (2020)
C6 	Mix de madeira dura e macia	56,5	300	14.104,33	16,3 Cesprini et al. (2019)	18,27 Nunes et al. (2021) & Garcia et al. (2019)
C9 	Pinus	60	880	9.610,82	19,5 Cesprini et al. (2019)	15,16 Musule et al. (2021)
C11 	Pinus	6	383	10.282,03	19,5 Cesprini et al. (2019)	18,8 Entrevistado

A partir dos dados da Tabela 5, foram calculados os impactos ambientais desagregados para cada estágio do ciclo de vida destes produtos, tais quais: os impactos da (i) obtenção de biomassa virgem, proveniente de cultivo energético dedicado (impacto evitado); (ii) transporte rodoviário e marítimo da biomassa virgem e do produto acabado (*inbound* e *outbound*); (iii) da eletricidade consumida no processo de moagem e densificação da biomassa, equivalente a 0,057 kWh, com base nos dados apresentados em Silva (2016); e (iv) da disposição final da em aterro (impacto evitado). Os resultados da ACV desagregados para cada estágio do ciclo de vida do produto foram calculados e seguem na Tabela 6.

Tabela 6: Resultados da ACV desagregados para cada estágio do ciclo de vida dos biocombustíveis sólidos fabricados com madeira virgem.

Estágio	Descrição	Fluxo de Referência	ADPe (mg Sb eq)	AP (g SO <sub>2</sub> eq)	EP (g PO <sub>4</sub> eq)	GWP (g CO <sub>2</sub> eq)	ODP (mcg CFC-11 eq)	POCP (g C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> eq)	CED (MJ eq)
 Obtenção da biomassa virgem	Madeira de Pinus	1 Kg	0,728	2,400	0,600	387,640	55,728	0,130	67,629
	Madeira Macia	1 Kg	0,203	0,081	0,033	16,660	2,522	0,016	14,745
	Mix de madeira dura e macia	1 Kg	0,327	0,078	0,057	19,370	3,103	0,062	15,672
 Processamento	Eletricidade	0,057 kWh	0,073	0,240	0,027	9,300	1,495	0,006	0,128
 Transporte	Terrestre	1 t*km	4,585	0,800	0,200	164,40	30,120	0,024	2,704
	Marítimo	1 t*km	0,036	0,060	0,011	11,570	0,665	0,003	0,015
 Disposição final em aterro	Madeira disposta em aterro	1 Kg	0,000	0,310	1,810	490,30	2,259	0,160	0,958

### 3.2.6. Cálculo dos resultados da ACV com aplicação da CFF

Como os resultados da Tabela 6 estão apresentados para um fluxo de referência equivalente a 1 kg e 1 t\*km, estes foram adaptados para cada estudo de caso conforme as respectivas distâncias e quantidades mássicas de biomassa virgem e densificadas necessárias para se produzir 1 MJ de pellets e briquetes (rever Tabela 5). Estes valores foram adequados para a unidade mássica de biocombustível associada geração de 1MJ em cada estudo de caso, o que se deu a partir dos valores de LHV para cada fonte de biomassa associada.

### 3.2.7. Comparação dos resultados da ACV com e sem o uso da CFF

A comparação dos resultados obtidos para os sete estudos de caso e todas as categorias de impacto avaliadas se deu a partir de quatro perspectivas, sendo:

- (i) Impactos calculados pela ACV sem a aplicação do CFF (adaptado da Seção 2);
- (ii) Impactos associados às atividades de transporte na fase de distribuição do produto acabado, de cada fábrica situada na América Latina, até a Europa;
- (iii) Impactos calculados por meio da aplicação da CFF sob os resultados da ACV, mas sem a inclusão dos impactos de transporte do produto final até a Europa; e

- (iv) Impactos calculados por meio da aplicação da CFF sob os resultados da ACV, acrescentados dos impactos do transporte terrestre e marítimo do produto acabado, das fábricas até a Europa;

Para a quarta perspectiva, foram incorporados à Equação 1, os impactos das atividades de transporte rodoviário e marítimo levantados a partir das distâncias em cada estudo de caso, sendo representado pela Equação 2:

$$CFF \text{ com Transportes} = CFF + ACV \text{ transporte rodoviário} + ACV \text{ transporte marítimo} \quad (2)$$

### 3.3. Resultados e discussão

O comportamento da aplicação do CFF aos biocombustíveis sólidos está ilustrado no quadrante principal da Tabela 7, onde estão destacadas em negrito as operações que resultaram em valores não-nulos e que por sua vez, compuseram os resultados finais. Na mesma tabela estão descritos os racionais utilizados para atribuição dos valores de cada parâmetro da CFF, sejam eles nulos ou não. É importante destacar que os parâmetros que foram zerados estão tachados e se mantiveram, independente da categoria de impacto analisada pela ACV, afinal, neste caso o que está sendo mensurada é a circularidade do produto e não o impacto potencial atribuído ao mesmo.

Tabela 7: Comportamento da CFF aplicada aos biocombustíveis sólidos, acompanhado da lógica utilizada na atribuição (ou não) dos valores para cada parâmetro da equação.


$CFF = [(1 - R_1) \times E_v] + \{R_1 \times [A \times E_{rec} + (1 - A) \times E_v \times Q_{sin}/Q_p]\} + [(1 - A) \times R_2 \times (E_{out} - E_v^* \times (Q_{sout}/Q_p))] + \{[(1 - B) \times R_3 \times [(E_{er} - LHV \times X_{er,heat} \times E_{se,heat}) - (LHV \times X_{er,elec} \times E_{se,elec})]] + [(1 - R_2 - R_3) \times E_d]\}$	
PARÂMETRO	VALOR ATRIBUÍDO
Fator A	Utilizado valor intermediário de 0,5 para todos os estudos de caso conforme recomendado pelo Guia PEF (EC, 2018), para os produtos que não constam na relação apresentada no Anexo C do próprio Guia.
E <sub>d</sub>	Igual a carga ambiental da etapa de disposição final em aterro da madeira.
E <sub>rec</sub>	Equivalente aos resultados da ACV da Seção 2 e adaptados conforme explicado na Seção 3.2.4.
E <sub>rec<sub>EoL</sub></sub>	Considerado nulo, tendo em vista que não há um processo estabelecido para reciclagem dos biocombustíveis sólidos após seu uso.
E <sub>v</sub>	Considerado nulo, uma vez que os estudos de caso se remetem aos pellets e briquetes fabricados com biomassa residual, sem o uso de matéria-prima virgem.
E <sub>v</sub> *	Equivalente a somatória dos impactos dos estágios de obtenção da biomassa virgem, transporte até a fábrica e seu processamento, sem a inclusão da distribuição final.
R <sub>1</sub>	No contexto analisado, os pellets e briquetes não apresentam um processo de reciclagem, mas sim, apenas o reaproveitamento para uso energético. Portanto, este parâmetro foi anulado.
R <sub>2</sub>	Considerado nulo, pois os biocombustíveis sólidos não são reciclados ou reutilizados em cascata após a fase de uso (combustão).
R <sub>3</sub>	Igual a 1, tendo em vista que toda biomassa residual utilizada nos pellets e briquetes se destina a recuperação energética, para os casos estudados.
Q <sub>p</sub>	Definida como o poder calorífico da biomassa virgem associada a cada estudo de caso, com base no LHV (ver Tabela 5).
Q <sub>sin</sub>	Definida como o poder calorífico da biomassa residual associada a cada estudo de caso, com base no LHV (ver Tabela 5).
Q <sub>sout</sub>	Considerado nulo, ou seja, não há material reciclável no fim do ciclo de vida dos pellets e briquetes.
B	Utilizado valor padrão igual a 0 (nulo), conforme recomendado pelo Guia PEF (EC, 2018).
E <sub>er</sub>	Equivalente aos impactos calculados na ACV da Seção 2. Similar ao parâmetro E <sub>rec</sub> .
LHV	Valores associados ao poder calorífico inferior (LHV) de cada fonte de biomassa residual (ver Tabela 5). Similar ao Q <sub>sin</sub> .
X <sub>ER,heat</sub>	Igual a 1, pois assume-se que não há perdas ou ineficiências em nenhum dos processos de recuperação energética avaliados, neste caso, os processos de fabricação dos pellets e briquetes abordados em cada estudo de caso.
E <sub>SE,heat</sub>	Equivalente a somatória dos impactos dos estágios de obtenção da biomassa virgem, transporte até a fábrica e processamento, sem a inclusão do transporte para distribuição final. Similar ao parâmetro E <sub>v</sub> *
X <sub>ER,elec</sub>	Considerado nulo, uma vez que o produto final se baseia em uma UF energética igual a 1 MJ, não necessariamente destinada à geração de energia elétrica.
E <sub>SE,elec</sub>	Considerado nulo, uma vez que o produto final se baseia em uma UF energética igual a 1 MJ, não necessariamente destinada à geração de energia elétrica.

Pela tabela acima, os impactos ambientais dos pellets e briquetes de biomassa residual calculados pelo método CFF provém exclusivamente do processo de recuperação energética associado a estes produtos, o que condiz com a finalidade destes produtos quando fabricados. Nota-se que ao aplicar o CFF para estes tipos de produtos, deve-se equiparar alguns parâmetros: E<sub>rec</sub> e E<sub>er</sub>, assim como E<sub>SE,heat</sub> e E<sub>v</sub>\* tiveram o mesmo valor atribuído. Isto se deve ao fato da biomassa residual valorizada na forma de pellets e briquetes se caracterizar tanto pelo seu reaproveitamento por meio do uso em cascata, como pelo seu reaproveitamento com finalidade energética. A equivalência de diferentes parâmetros também pode ser observada entre o LHV e Q<sub>sin</sub>, tendo em vista que o poder calorífico é o que melhor descreve a qualidade da biomassa residual / matéria prima (Q<sub>sin</sub>) utilizada na composição dos pellets e briquetes.

Os resultados obtidos por meio da aplicação do método de alocação CFF com e sem o acréscimo dos impactos das atividades de transporte (rever Equação 2) estão mostrados na Tabela 8. De modo

geral, a CFF resulta em valores negativos (impactos evitados) para todos estudos de caso e categorias de impacto analisadas, quando excluídos os impactos de transporte. As únicas exceções se deram nos casos C9 e C11, que tiveram resultados positivos para AP e POCP, respectivamente, o que indica que nestes casos não houveram impactos evitados.

Tabela 8: Resultados da aplicação da CFF com e sem a inclusão dos impactos de transporte.

Estudo de caso		 C2 <sup>b</sup>	 C3 <sup>c</sup>	 C4 <sup>d</sup>	 C5 <sup>d</sup>	 C6 <sup>d</sup>	 C9 <sup>g</sup>	 C11 <sup>h</sup>
ADPe (mg SB-eq)	CFF + Transporte	-0,418	-0,082	-0,172	-0,185	-0,464	-0,144	-0,189
	CFF	-0,509	-0,193	-0,295	-0,310	-0,611	-0,387	-0,317
AP (g SO2 -eq)	CFF + Transporte	-0,011	0,100	0,131	0,130	0,109	0,347	0,066
	CFF	-0,135	-0,042	-0,055	-0,060	-0,114	0,193	-0,076
EP (g PO4 -eq)	CFF + Transporte	-0,054	-0,020	-0,022	-0,024	-0,040	0,022	-0,036
	CFF	-0,069	-0,038	-0,045	-0,047	-0,067	0,000	-0,054
GWP 100y (g CO2 -eq)	CFF + Transporte	-63,547	-39,810	-7,585	-10,470	-97,499	-66,437	-11,689
	CFF	-70,001	-47,441	-16,841	-19,920	-108,572	-78,439	-19,822
ODP (mcg CFC -11 -eq)	CFF + Transporte	-4,335	-0,900	-1,238	-1,357	-3,230	-1,354	-1,657
	CFF	-5,418	-2,184	-2,783	-2,934	-5,078	-3,450	-3,037
POCP (g C2H4 -eq)	CFF + Transporte	-0,069	-0,046	-0,051	-0,053	-0,064	-0,035	0,061
	CFF	-0,072	-0,050	-0,056	-0,058	-0,069	-0,039	0,057
CED Não Renovável (MJ -eq)	CFF + Transporte	-4,110	-2,983	-7,825	-8,243	-8,252	-7,840	-7,193
	CFF	-4,132	-3,010	-7,899	-8,318	-8,327	-7,962	-7,250

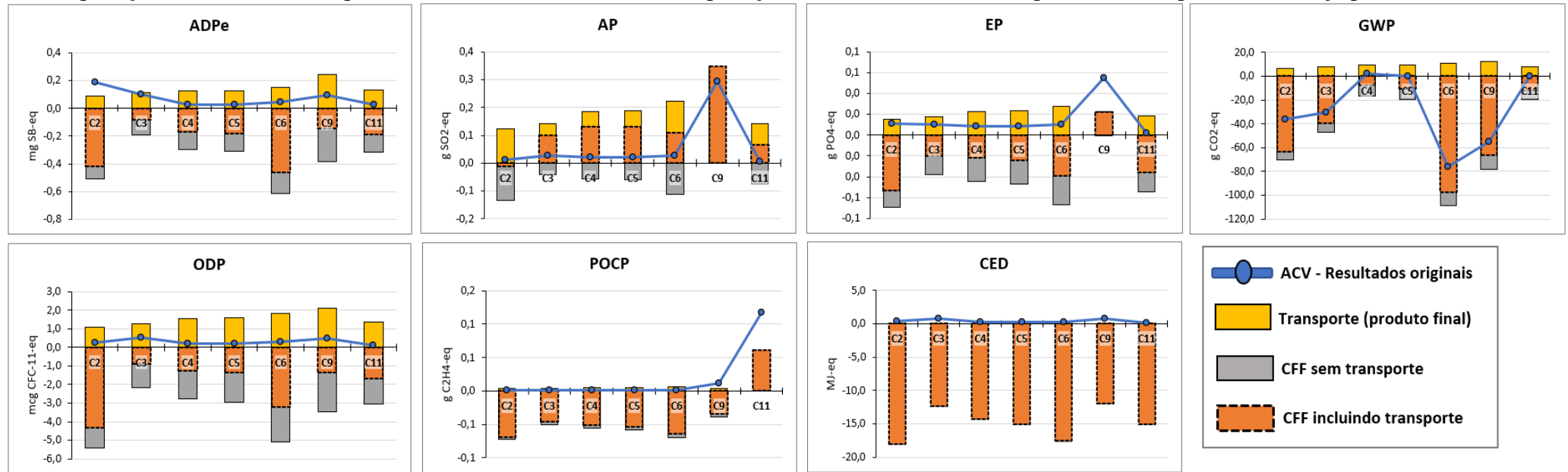
<sup>b</sup>Araújo et al. (2018); <sup>c</sup>Pereira et al. (2018); <sup>d</sup>Hernández et al. (2019); <sup>e</sup>Musule et al. (2021); <sup>h</sup>Case studies gathered from primary data sourcing.

Os resultados da ACV aplicando a CFF, com e sem os impactos de transporte, mostram os benefícios ambientais decorrentes da demanda evitada por madeira virgem para geração de 1 MJ de energia sob a forma de pellets e briquetes, que para os produtos analisados, provém do reaproveitamento da biomassa residual. Neste sentido, Millward-Hopkins & Purnell (2019), Taskhiri et al (2019) e Song et al (2020) destacam a necessidade de se ter os biocombustíveis obtidos majoritariamente a partir de resíduos, evitando a prática de cultivos energéticos dedicados à geração de biomassa em detrimento de outros cultivos, pois assim os benefícios ambientais seriam maximizados na ACV, e principalmente quando combinada com o CFF.



Todavia, nota-se pela Tabela 8 que se incluídos os impactos do transporte rodoviário e marítimo para distribuição destes produtos, os impactos evitados são amenizados, anulados ou até mesmo convertidos em impacto potencial, o que se observa principalmente nos resultados da categoria de Potencial de Acidificação (AP). Em vista dos resultados da ACV com o CFF para os diferentes estudos de caso, com e sem a inclusão dos impactos da distribuição do produto, na Figura 11 foram plotados os impactos calculados por cada uma das perspectivas de avaliação supracitadas na Seção 3.2.7, a fim de se comparar visualmente os resultados.

Figura 11: Comparação entre os resultados obtidos para cada estudo de caso e categoria de impacto a partir de quatro perspectivas diferentes: (i) Resultados da ACV da Seção 2 adaptados para o LHV (em azul); (ii) Impacto das atividades de transporte para a distribuição final dos produtos (em amarelo); (iii) ACV com a aplicação da CFF, sem transporte (em cinza); e (iv) ACV com a aplicação da CFF e somados os impactos de transporte (em laranja pontilhado).



Pela Figura 11, nota-se que o estágio de transporte / distribuição do produto teve maiores impactos em todas as categorias, superando inclusive os impactos calculados por meio da ACV adaptada com os resultados originais da Seção 2, que foi a perspectiva com o segundo maior impacto potencial em todas as categorias, de modo geral. Comparado aos resultados da aplicação da CFF com e sem as atividades de transporte, os impactos calculados por meio da ACV com os resultados da Seção 2 (em azul) foram maiores em todas categorias analisadas, com exceção feita para a AP.

Este fenômeno se deve a grande influência (impacto) que o estágio de transporte teve para esta AP em específico, o que corrobora com a discussão feita anteriormente acerca dos resultados da Tabela 8. Nestes casos, as emissões devido às atividades de transporte superam os impactos evitados pelo uso de biomassa residual na fabricação dos pellets e briquetes. Neste sentido, os resultados da ACV com uso do CFF, sem o acréscimo dos impactos de transporte, foram sempre inferiores aos resultados incluindo o transporte (em laranja pontilhado).

Sendo assim, a Figura 1 evidencia que a integração da EC com a ACV por meio da CFF tende a amplificar os ganhos ambientais (impactos evitados) se aplicada a sistemas bioenergéticos, como os estudos de caso aqui analisados. Enquanto a ACV apresentada na Seção 2 foi baseada na alocação mássica para se evitar a multifuncionalidade (estudos de caso colombianos), os impactos evitados no consumo de matéria-prima virgem são potencializados mediante a aplicação da CFF, evitando ainda os impactos relacionados à geração de energia a partir de madeiras provenientes de cultivos energéticos dedicados.

### **3.4. Conclusão**

Pela primeira vez na literatura, o método de alocação CFF foi aplicado em conjunto com a ACV para diferentes estudos de caso envolvendo a produção de pellets e briquetes na América Latina. Por meio desta integração, foram calculados os resultados para sete estudos de caso e categorias de impacto. Os impactos calculados pela CFF resultaram das operações relacionadas a recuperação energética destes produtos. As operações que calculam os impactos decorrentes do material utilizado e da disposição final do produto foram anuladas, o que se deve ao caráter e ao uso dos biocombustíveis sólidos.

A CFF contém um alto nível de complexidade, uma vez que o método se caracteriza por conter múltiplos parâmetros, abrangendo a qualidade do material utilizado, aspectos mercadológicos, energéticos e outros. A aplicação inédita da CFF para os biocombustíveis sólidos de biomassa residual evidenciou a necessidade de se adaptar e equiparar alguns parâmetros da fórmula, tendo sido identificadas algumas práticas necessárias à aplicação do método em produtos desta natureza, sendo:

- Se utilizada uma Unidade Funcional (UF) energética, deve-se adaptar a quantidade mássica de material / produto equivalente a UF, com base no poder calorífico deste (LHV), evitando assim o cálculo em duplicidade destes parâmetros;

- Assumir valores equivalentes para os parâmetros  $E_{rec}$  e  $E_{er}$ , assim como para o  $E_{SE,heat}$  e  $E_v^*$ , uma vez que a biomassa residual valorizada na forma de pellets e briquetes se caracteriza por promover o reaproveitamento de recursos por meio do reuso em cascata e por meio da geração de energia a partir destes;

- Os parâmetros LHV e  $Q_{sin}$  também devem ter mesmo valor, tendo em vista que a qualidade da biomassa residual / matéria prima ( $Q_{sin}$ ) usada na fabricação dos pellets e briquetes é mensurada por meio do seu poder calorífico, no caso, LHV;

-  $E_v$  deve ser igual a zero para o caso dos pellets e briquetes de biomassa residual, que não utilizam matéria prima virgem em sua composição;

- Atribuição de valor igual a zero para o  $R_1$ , em função dos pellets e briquetes serem destinados ao reaproveitamento energético e não ao processo de reciclagem;

- Valor nulo para  $E_{recEoL}$ ,  $Q_{sout}$  e  $R_2$ , uma vez que os biocombustíveis sólidos não podem ser reciclados e/ou reutilizados em cascata após a fase de uso (queima);

Comparando os resultados obtidos para as sete categorias de impacto analisadas, em todos estudos de caso nota-se a significativa influência das atividades de transporte sobre os impactos do ciclo de vida *cradle-to-product distribution* calculados por meio da CFF. A categoria de Acidificação Potencial foi a mais influenciada pelas atividades de transporte. Ainda assim, os resultados da ACV empregando o CFF, sem a inclusão do transporte foram negativos, em sua maioria. Isto remete aos impactos evitados nas diferentes categorias analisadas, o que se deve ao reaproveitamento energético da biomassa residual na forma de pellets e briquetes.

De modo geral, a integração da EC com ACV por meio da aplicação da CFF potencializa os impactos evitados pelo uso de biomassa residual se comparados aos impactos calculados originalmente pela ACV, uma vez que a CFF apresentou majoritariamente impactos menores do que aqueles calculados para cada estudo de caso pela ACV tradicional. Isto se deu pelo fato de que na ACV tradicional, é comum se adotar a alocação mássica ou energética, ao passo que com a aplicação da CFF se contabiliza os impactos evitados pelo uso de matéria prima residual em detrimento do cultivo dedicado a produção de madeira, destinada à geração de energia. Este estudo não é livre de limitações e serve como direcionador para trabalhos futuros, que podem aplicar a CFF para outras fontes de

bioenergia utilizando as adequações sugeridas neste artigo e comparando ainda, os impactos calculados para os pellets e briquetes com outros produtos concorrentes, como o carvão vegetal.

## Referências

ALLMAN, Andrew; LEE, Che; MARTÍN, Mariano; ZHANG, Qi. Biomass waste-to-energy supply chain optimization with mobile production modules. **Computers and Chemical Engineering**, vol. 150, p. 107326, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.compchemeng.2021.107326>.

ARAÚJO, Yuri R., GÓIS, Monijany L., COELHO JUNIOR, Luiz M., CARVALHO, Monica. Carbon footprint associated with four disposal scenarios for urban pruning waste. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25 (2), p. 1863–1868. 2018. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0613-y>

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR ISO 14040**: Gestão ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida – Princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2009.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR ISO 14044**: Gestão ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida – Requisitos e orientações. Rio de Janeiro, 2009.

BARROS, Murillo Vetroni; SALVADOR, Rodrigo; DE FRANCISCO, Antonio Carlos; PIEKARSKI, Cassiano Moro. Mapping of research lines on circular economy practices in agriculture: From waste to energy. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, vol. 131, no. August 2019, p. 109958, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.109958>

CALDERÓN, Cristina; GAUTHIER, Gilles; JOSSART, Jean-Marc. **Bioenergy Europe - Statistical Report 2018**. Brussels: 2018, 201 p.

CORONA, Blanca, et al.. Towards sustainable development through the circular economy—a review and critical assessment on current circularity metrics. **Resour. Conserv. Recycl.** 151, 104498, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104498>

DASTJERDI, Behnam et al. A systematic review on life cycle assessment of different waste to energy valorization technologies. **Journal of Cleaner Production**, v. 290, p. 125747, 2021.

ELLEN MACARTHUR FOUNDATION AND GRANTA DESIGN. Circularity Indicators: An approach to measuring circularity. Methodology. Ellen MacArthur Foundation, v. 23, n. 1, p. 1–98, 2015.

EUROPEAN COMMISSION. Guidance document. Product Environmental Footprint Category Rules Guidance (PEFCR), version 6.3. 2018.

EKVALL, Tomas; ALBERTSSON, Gustav Sandin; JELSE, Kristian. Modeling recycling in life cycle assessment. 2020. Disponível em <<https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1549446/FULLTEXT01.pdf>>. Acessado em 10 de fevereiro de 2022.

EKVALL, Tomas, et al. Modelling incineration for more accurate comparisons to recycling in PEF and LCA. **Waste Management**. v. 136, p. 153–161, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.09.036>

GARCIA, Dorival Pinheiro. Cresce a produção de pellets no Brasil. **O Papel**, vol. 1, n. 1, p. 1-4, 2017.

GARCIA, Dorival Pinheiro et al. Mapa dos Produtores Brasileiros de Biocombustíveis Pellets. **Brazilian Journal of Biosystems Engineering**. vol. 12, n. 4, p. 333-339, 2018.

GARCIA, Dorival Pinheiro et al. Assessment of plant biomass for pellet production using multivariate statistics (PCA and HCA). **Renewable Energy**. vol 139, p. 796–805, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.02.103>

GEISSDOERFER, Martin et al. The Circular Economy—A new sustainability paradigm? **Journal of Cleaner Production**, v. 143, p. 757-768, 2017.

GIL, Antonio Carlos. **Métodos e técnicas de pesquisa social**. 6ª ed. São Paulo: Atlas; 2008.

GONÇALVES, Mariana; FREIRE, Fausto; GARCIA, Rita. Material flow analysis of forest biomass in Portugal to support a circular bioeconomy. **Resources, Conservation and Recycling**, vol. 169, no. January, p. 105507, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105507>

GONTARD, Nathalie et al. A research challenge vision regarding management of agricultural waste in a circular bio-based economy. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, vol. 48, no. 6, p. 614–654, 2018. <https://doi.org/10.1080/10643389.2018.1471957>

HAAS, Willi et al. How circular is the global economy? An assessment of material flows, waste production, and recycling in the European Union and the world in 2005. **Journal of Industrial Ecology**, v. 19, n. 5, p. 765-777, 2015. <https://doi.org/10.1111/jiec.12244>

HERMANSSON, Frida., JANSSEN, Matty., SVANSTRÖM, Magdalena. Allocation in life cycle assessment of lignin. **Int. J. Life Cycle Assess.** v. 25, p. 1620–1632, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11367-020-01770-4>

HERNÁNDEZ, D., et al. Evaluation of sustainable manufacturing of pellets combining wastes from olive oil and forestry industries. **Industrial Crops and Products**, vol. 134, p. 338–346. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2019.04.015>

ISTRATE, Ioan-Robert et al. Environmental life cycle assessment of the incorporation of recycled high-density polyethylene to polyethylene pipe grade resins. **Journal of Cleaner Production**, vol. 319, p. 128580, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128580>

KORHONEN, Jouni; HONKASALO, Antero; SEPPÄLÄ, Jyri. Circular Economy: The Concept and its Limitations. **Ecological Economics**, vol. 143, p. 37–46, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.06.041>

MARTINEZ-BURGOS, Walter José et al. Agro-industrial wastewater in a circular economy: Characteristics, impacts and applications for bioenergy and biochemicals. **Bioresource Technology**, v. 341, p. 125795, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125795>

MILLWARD-HOPKINS, Joel; PURNELL, Phil. Circulating blame in the circular economy: The case of wood-waste biofuels and coal ash. **Energy Policy**, vol. 129, no. February, p. 168–172, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2019.02.019>

MIRZAIE, Sahar; THURING, Mihaela; ALLACKER, Karen. End-of-life modelling of buildings to support more informed decisions towards achieving circular economy targets. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, vol. 25, n. 11, p. 2122-2139, 2020.

MORAES, Mariana et al. Bioenergia com resíduos do desdobro da madeira de Pinus caribaea var. hondurensis. **Revista de Ciências Agrárias**, vol. 42, n. 2, p. 241–250, 2019.

MUSULE, Ricardo, et al. Cradle to Grave Life Cycle Assessment of Mexican Forest Pellets for Residential Heating. **BioEnergy Research**, 2021. <https://doi.org/10.1007/s12155-021-10337-6>

NAVARE, Kranti. et al. Circular economy monitoring – How to make it apt for biological cycles? **Resources, Conservation and Recycling**, vol. 170, no. August 2020, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105563>

NUNES, Leonel et al. Energy recovery of agricultural residues: Incorporation of vine pruning in the production of biomass pellets with enplus® certification. **Recycling**, vol. 6, no. 2, 2021. <https://doi.org/10.3390/RECYCLING6020028>

OMRAN, Basma A.; BAEK, Kwang-Hyun. Valorization of agro-industrial biowaste to green nanomaterials for wastewater treatment: Approaching green chemistry and circular economy principles. **Journal of Environmental Management**, v. 311, p. 114806, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114806>

PEREIRA, Matheus F., NICOLAU, Vicente P., BAZZO, Edson. Exergoenvironmental analysis concerning the wood chips and wood pellets production chains. **Biomass and Bioenergy**, v. 119, p. 253–262. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2018.09.022>

PRADHAM, Priyabrata; MAHAJANI, Sanjay M.; ARORA, Amit. Production and utilization of fuel pellets from biomass: A review. **Fuel Processing Technology**, vol. 181, [s.n.], p. 215-232, 2018.

RIGAMONTI, Lucia; MANCINI, Eliana. Life cycle assessment and circularity indicators. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 26, n. 10, p. 1937-1942, 2021. <https://doi.org/10.1007/s11367-021-01966-2>

RINGSRED, Anna; VAN DYK, Susan; SADDLER, John (Jack). Life-cycle analysis of drop-in biojet fuel produced from British Columbia forest residues and wood pellets via fast-pyrolysis. **Applied Energy**, vol. 287, n.11, p. 116587, 2021.

RUFÍ-SALÍS, Martí; PETIT-BOIX, Anna; VILLALBA, Gara; GABARRELL, Xavier; LEIPOLD, Sina. Combining LCA and circularity assessments in complex production systems: the case of urban agriculture. **Resources, Conservation and Recycling**, vol. 166, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105359>.

RUIZ, Diego.; SAN MIGUEL, Guillermo.; CORONA, Blanca.; LÓPEZ, Francisco Ramón. LCA of a multifunctional bioenergy chain based on pellet production. **Fuel**, vol. 215, p. 601–611, 2018. DOI 10.1016/j.fuel.2017.11.050. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2017.11.050>.

SCHRIJVERS, Dieuwertje L.; LOUBET, Philippe; WEIDEMA, Bo P. To what extent is the Circular Footprint Formula of the Product Environmental Footprint Guide consequential? **Journal of Cleaner Production**, vol. 320, no. September 2020, p. 128800, 2021. DOI 10.1016/j.jclepro.2021.128800. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128800>.

SILVA, Diogo Aparecido Lopes. Gestão do ciclo de vida de produtos por meio da avaliação e do monitoramento ambiental dos processos de manufatura: Procedimento e estudos de caso. 2016. Tese (Doutorado) – **Programa de pós-graduação em Engenharia de Produção**, Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2016

SILVA, Diogo Aparecido Lopes; FILLETI, Remo Augusto Padovezzi; MUSULE, Ricardo; MATHEUS, Thiago Teixeira; FREIRE, Fausto. A systematic review and life cycle assessment of biomass pellets and briquettes production in Latin America. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, vol. 157, p.112042, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.112042>.

SILVA, Thiago Cardoso. Uso da biomassa de poda urbana da cidade do Recife-PE para Geração de energia. Dissertação de mestrado - Universidade Federal Rural de Pernambuco, **Programa de Graduação em Ciências Florestais**, Recife/PE, Brasil. 2019. Disponível em: <[http://www.ppgcf.ufrpe.br/sites/www.ppgcf.ufrpe.br/files/documentos/thiago\\_cardoso\\_silva.pdf](http://www.ppgcf.ufrpe.br/sites/www.ppgcf.ufrpe.br/files/documentos/thiago_cardoso_silva.pdf)>.

SONG, Chengfang et al. Thermochemical liquefaction of agricultural and forestry wastes into biofuels and chemicals from circular economy perspectives. **Science of the Total Environment**, vol. 749, no. March 2021, p. 141972, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141972>.

DE SOUZA, Hector Jesus Pegoretti Leite et al. Pelletization of eucalyptus wood and coffee growing wastes: Strategies for biomass valorization and sustainable bioenergy production. **Renewable Energy**, vol. 149, p. 128–140, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.12.015>.

TASKHIRI, Mohammad Sadegh; JESWANI, Harish; GELDERMANN, Jutta; AZAPAGIC, Adisa. Optimising cascaded utilisation of wood resources considering economic and environmental aspects.



**Computers and Chemical Engineering**, vol. 124, p. 302–316, 2019.  
<https://doi.org/10.1016/j.compchemeng.2019.01.004>.

VELASCO-MUÑOZ, Juan F.; MENDOZA, Joan Manuel F.; AZNAR-SÁNCHEZ, José A.; GALLEGO-SCHMID, Alejandro. Circular economy implementation in the agricultural sector: Definition, strategies and indicators. **Resources, Conservation and Recycling**, vol. 170, no. April, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105618>.

VENKATESH, G. Circular Bio-economy—Paradigm for the Future: Systematic Review of Scientific Journal Publications from 2015 to 2021. [S. l.]: **Circular Economy and Sustainability**, 2021. <https://doi.org/10.1007/s43615-021-00084-3>.

ZAMPORI, Luca. et al. Circular footprint formula. **Issue paper, EU Joint Research Centre, Ispra, Italy**, 2016.

ZABANIOTOU, Anastasia. Redesigning a bioenergy sector in EU in the transition to circular waste-based Bioeconomy-A multidisciplinary review. **Journal of Cleaner Production**, vol. 177, p. 197–206, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.172>.

#### 4. CONSIDERAÇÕES FINAIS DO ESTUDO

Preenchendo uma lacuna dentro da literatura associada a análise do desempenho ambiental dos pellets e briquetes, este estudo exploratório analisou o desempenho ambiental dos pellets e briquetes de biomassa combinando a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) com e sem o uso do método *Circular Footprint Formula* (CFF). Ao todo, onze estudos de caso foram modelados utilizando a abordagem do berço até a distribuição do produto (*cradle-to-product-distribution*). Foram calculados os impactos associados a 1 MJ de energia obtida a partir dos pellets e briquetes produzidos em diferentes contextos e países da América Latina (Brasil, Chile, Colômbia e México), contemplando ainda, os impactos do estágio de transporte / distribuição destes produtos até o porto de Rotterdam, na Holanda.

Sete categorias de impacto foram analisadas, todas elas vistas como relevantes para o contexto dos biocombustíveis sólidos. Os resultados calculados pela ACV não indicam uma distinção conclusiva entre a pegada ambiental dos pellets e briquetes, ou seja, não se pode afirmar que a geração de energia a partir dos pellets é mais ou menos benéfica do ponto de vista ambiental, se comparada aos briquetes. Portanto, ambos podem ser considerados como equivalentes do ponto de vista dos resultados da ACV. Em contrapartida, a análise de *hotspots* mostra que a fonte e quantidade de biomassa utilizada, assim como as distâncias de transporte assumidas para distribuição do produto, são os principais fatores que influenciam na pegada ambiental destes produtos.

Os resultados variaram conforme a categoria de impacto analisada, sendo a biomassa o que mais influencia os resultados do Potencial de Aquecimento Global (GWP), melhorando a pegada de carbono dos pellets e briquetes devido ao uso e transformação da terra nos cultivos das biomassas, que servem como matéria-prima para os produtos em questão promovendo créditos de carbono em vista da sua absorção. Neste sentido, o GWP foi a única categoria que resultou em valores negativos (impacto evitado) pela ACV, o que foi observado em oito dos onze estudos de casos. Este fenômeno indica que os créditos de carbono decorrentes do uso da biomassa residual superam as emissões, mesmo considerando a etapa do transporte até a Europa, fortalecendo a associação de *net zero carbono emissions* (zero emissões líquidas de carbono).

Em contrapartida, as outras seis categorias de impactos analisadas resultaram valores positivos pela ACV sem o uso do CFF, sendo o estágio de transporte do produto final até a Europa o principal *hotspot* em todas elas. Enquanto a ADPe é mais afetada pelo transporte rodoviário, o transporte marítimo figura como principal fator na geração de impactos para as outras categorias (AP, EP, ODP, POCP e CED), fenômeno que se explica pelas longas distâncias percorridas do país de origem até o centro consumidor considerado neste estudo (i.e., mercado europeu), sendo as maiores distâncias de transporte observadas nos casos chilenos. Contudo, mesmo considerando o transporte marítimo, a

Demanda Acumulada de Energia (CED) não renovável foi inferior a 1 MJ em todos estudos de caso, indicando um balanço energético positivo.

Sendo assim, os benefícios ambientais associados aos biocombustíveis sólidos feitos de biomassa residual podem não compensar os impactos decorrentes do transporte / distribuição do produto final, sendo a pegada ambiental destes produtos majoritariamente influenciada pela fonte de biomassa, bem como pelas distâncias de transporte necessárias à distribuição final dos produtos. Por exemplo, a adoção de diferentes estratégias de transporte, utilizando-se de caminhões maiores e do uso de biodiesel em detrimento ao diesel comum poderiam trazer benefícios principalmente em termos de Acidificação e Eutrofização Potencial, bem como da Depleção de Recursos abióticos associadas aos pellets e briquetes.

A partir da aplicação da CFF para sete estudos de caso, nos quais os pellets e briquetes são compostos majoritariamente de madeira residual, sugere-se algumas adaptações necessárias à equação original da CFF, quando aplicada aos biocombustíveis sólidos:

- (i) Equiparação dos parâmetros relacionados a qualidade da biomassa que compõe o biocombustível ( $Q_{sin}$ ) e o seu respectivo poder calorífico mínimo (LHV);
- (ii) Equivalência entre os impactos da recuperação energética ( $E_{ER}$ ) e do processo de reciclagem / reaproveitamento ( $E_{rec}$ ) da matéria prima, que devem ser iguais aos impactos do processamento dos pellets e briquetes de biomassa residual, calculados pela ACV;
- (iii) Equiparação das emissões relacionadas a fonte de energia substituída ( $E_{SE,heat}$ ) e das emissões associadas ao processamento da matéria-prima virgem substituída por material reciclável ( $E_{v^*}$ ), sendo estas, iguais aos impactos do processamento dos pellets e briquetes de biomassa virgem, calculados pela ACV.

Ainda, em se tratando de biocombustíveis sólidos produzidos com biomassa residual, os parâmetros  $E_v$ ,  $R_1$ ,  $R_2$ ,  $E_{recEoL}$  e  $Q_{sout}$  devem ser iguais a zero, uma vez que estes produtos não utilizam matéria prima virgem em sua composição e tampouco são reciclados / reutilizados após a fase de uso, não registrando desta forma, impactos associados à estas atividades. Estas descobertas permitem que o método CFF seja aplicado aos resultados da ACV em estudos futuros, que devem explorar outros tipos de biocombustíveis, considerando ainda uma abordagem do berço ao túmulo (*cradle to grave*).

Comparando os impactos calculados pela ACV com e sem o uso da CFF, nota-se que a intersecção entre o pensamento circular e a ACV por meio do método CFF catalisa os benefícios ambientais de sistemas bioenergéticos circulares, como no caso dos pellets e briquetes de biomassa residual. Como exemplo, ao contrário dos resultados da ACV tradicional dispostos na Seção 2, cujos

valores negativos se observaram somente para a categoria GWP, os resultados calculados por meio da ACV utilizando a CFF na Seção 3, tiveram valores negativos (impactos evitados) em todas as categorias analisadas, mesmo considerando os impactos de transporte para exportação até a Europa.

A partir desta dissertação, foram elucidados os principais aspectos que afetam de maneira positiva ou negativa a pegada ambiental dos pellets e briquetes de biomassa além de aplicado pela primeira vez o método CFF na avaliação da pegada ambiental dos pellets e briquetes. Por meio dos resultados apresentados, espera-se que órgãos públicos, regulatórios e privados inseridos no contexto de bioenergia e bioeconomia possam direcionar suas estratégias e tomadas de decisão com relação principalmente aos aspectos mercadológicos dos pellets e briquetes de biomassa, que se fazem mais eficientes do ponto de vista ambiental, quando reduzidas as distâncias de transporte (i.e., consumidos próximo ao local de fabricação) e utilizado biomassa residual como matéria prima.

## Referências

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR ISO 14040**: Gestão ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida – Princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2009.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR ISO 14044**: Gestão ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida – Requisitos e orientações. Rio de Janeiro, 2009.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR ISO 13065:2015**. Critérios de sustentabilidade em Bioenergia. Rio de Janeiro, 2021.

BAJWA, D. S. et al. A review of densified solid biomass for energy production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 96, p. 296-305, 2018.

BARROS, M. V.; SALVADOR, R.; DE FRANCISCO, A. C.; PIEKARSKI, C. M. Mapping of research lines on circular economy practices in agriculture: From waste to energy. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, vol. 131, no. August 2019, p. 109958, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.109958>

BRANDÃO M., HEIJUNGS R., COWIE A.L. On quantifying sources of uncertainty in the carbon footprint of biofuels: crop/feedstock, LCA modelling approach, land-use change, and GHG metrics. **Biofuel Research Journal**. v. 34, p. 1608-1616, 2022. DOI: 10.18331/BRJ2022.9.2.2

CALDERÓN, C.; GAUTHIER, G.; JOSSART, J. **Bioenergy Europe - Statistical Report 2018**. Brussels: 2018, 201 p.

D'AMATO, D.; GAIO, M.; SEMENZIN, E. A review of LCA assessments of forest-based bioeconomy products and processes under an ecosystem services perspective. **Science of Total Environment**. v. 706, [s.n.], 2020.

DE SOUZA, H. J. P. L. et al. Pelletization of eucalyptus wood and coffee growing wastes: Strategies for biomass valorization and sustainable bioenergy production. **Renewable Energy**, vol. 149, p. 128–140, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.12.015>.

EKPENI, L.E.N. et al. Energy diversity through renewable energy source (RES)–A case study of biomass. *Energy Procedia*, v. 61, p. 1740-1747, 2014.

ELLEN MACARTHUR FOUNDATION AND GRANTA DESIGN. *Circularity Indicators: An approach to measuring circularity. Methodology*. Ellen MacArthur Foundation, v. 23, n. 1, p. 1–98, 2015.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (EPE). **Demanda de energia 2050**. Nota técnica 13/15, MME. Rio de Janeiro, 2016.

GARCIA, D. P.; CARASCHI, J. C.; VENTORIM, G.; VIEIRA, F.H.A. Trends and challenges of origin brazilian agroforestry pellets industry. **Cerne**. v. 22, n. 3, p. 233-240, 2016.

GARCIA, D. P.; CARASCHI, J. C.; VENTORIM, G. O setor de pellets de madeira no Brasil. **Rev Ciência da Madeira - RCM**. v. 8, p. 21-28, 2017.

GARCIA, D.P. Cresce a produção de pellets no Brasil. **O Papel**, vol. 1, n. 1, p. 1-4, 2017.

of

GARCIA, D.P. et al. Mapa dos Produtores Brasileiros de Biocombustíveis Pellets. **Brazilian Journal of Biosystems Engineering**. v. 12, n. 4, p. 333-339, 2018.

HAAS, W. et al. Spaceship earth's odyssey to a circular economy-a century long perspective. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 163, p. 105076, 2020.

HEINIMÖ, J.; LAMERS, P.; RANTA, T. International trade of energy biomass—an overview of the past development. **Natural gas**, v. 114, p. 21, 2013.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO 17225-6**. Solid Biofuels – Fuel Specifications and classes – Part 6: Graded non-woody pellets. Genebra, Suíça. 2014. 7p.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO 17225-7**. Solid Biofuels – Fuel Specifications and classes – Part 7: Graded non-woody briquettes. Genebra, Suíça. 2014. 6p.

JAPHET, J. A. et al. The potential of wood and agricultural waste for pellet fuel development in Nigeria — A technical review. **Int. J. Eng. Appl. Sci. Technol**, v. 4, p. 598-607, 2020.

KANG, K. et al. Co-densification technology as a critical strategy for energy recovery from biomass and other resources-A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 116, p. 109414, 2019.

KIRCHERR, Julian; REIKE, Denise; HEKKERT, Marko. Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions. **Resources, Conservation and Recycling**, vol. 127, no. September, p. 221–232, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.09.005>.

KORHONEN, J.; HONKASALO, A.; SEPPÄLÄ, J. Circular Economy: The Concept and its Limitations. **Ecological Economics**, vol. 143, p. 37–46, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.06.041>.

LIMA, M.A., et al. Renewable energy in reducing greenhouse gas emissions: Reaching the goals of the Paris agreement in Brazil. **Environmental Development**. v. 33, [s.n.], Campo dos Goytacazes, 2020.

LONCA, G.; MUGGÉO, R.; IMBEAULT-TÉTREAU, H.; BERNARD, S.; MARGNI, M. Does material circularity rhyme with environmental efficiency? Case studies on used tires. **Journal of Cleaner Production**, vol. 183, p. 424–435, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.02.108>.

MACARTHUR, E. et al. Towards the circular economy. **Journal of Industrial Ecology**, v. 2, p. 23-44, 2013.

- MARTÍN-GAMBOA, M.; MARQUES, P.; FREIRE, F.; ARROJA, L.; DIAS, A.C. Life cycle assessment of biomass pellets: A review of methodological strategies and results. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, vol. 133, no. August, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110278>.
- MILLWARD-HOPKINS, J.; PURNELL, P. Circulating blame in the circular economy: The case of wood-waste biofuels and coal ash. **Energy Policy**, vol. 129, no. February, p. 168–172, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2019.02.019>.
- MORAES, M.D.A. et al. Bioenergia com resíduos do desdobro da madeira de Pinus caribaea var. hondurensis. **Revista de Ciências Agrárias**, vol. 42, n. 2, p. 241–250, 2019.
- MUAZU, R.I.; BORRION, A.; STEGEMANN, J.A. Life cycle assessment of biomass densification systems. **Biomass and Bioenergy** 107, 384–397. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2017.10.026>.
- NAVARE, K. et al. Circular economy monitoring – How to make it apt for biological cycles? **Resources, Conservation and Recycling**, vol. 170, no. August 2020, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105563>.
- PRADHAM, P; MAHAJANI, S. M.; ARORA, A. Production and utilization of fuel pellets from biomass: A review. *Fuel Processing Technology*, v. 181, [s.n.], p. 215-232, 2018.
- POTTING, J.; HEKKERT, M.; WORRELL, E.; HANEMAAIJER, A. Circular Economy: Measuring innovation in the product chain - Policy report. **PBL Netherlands Environmental Assessment Agency**, n. 2544, p. 42, 2017.
- RINGSRED, A.; VAN DYK, S.; SADDLER, J. Life-cycle analysis of drop-in biojet fuel produced from British Columbia forest residues and wood pellets via fast-pyrolysis. **Applied Energy**, vol. 287, n.11, p. 116587, 2021.
- RUFÍ-SALÍS, M.; PETIT-BOIX, A.; VILLALBA, G.; GABARRELL, X.; LEIPOLD, S. Combining LCA and circularity assessments in complex production systems: the case of urban agriculture. **Resources, Conservation and Recycling**, vol. 166, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105359>.
- SAIDANI, M.; KIM, H. Nexus Between Life Cycle Assessment, Circularity, and Sustainability Indicators—Part I: a. **Review. Circular Economy and Sustainability**, no. 0123456789, 2022. DOI 10.1007/s43615-022-00159-9. Available at: <https://doi.org/10.1007/s43615-022-00159-9>.
- SHERIDAN, K. Making the Bioeconomy Circular: The Biobased Industries' Next Goal? **Industrial Biotechnology**, v. 12, n. 6, p. 339-340, 2016.
- SILVA, D.A.L.; FILLETI, R.A.P.; MUSULE, R.; MATHEUS, T.T.; FREIRE, F. A systematic review and life cycle assessment of biomass pellets and briquettes production in Latin America. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, vol. 157, p.112042, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.112042>.

SILVA, F. A.; SIMIONI, F. J.; HOFF, D. N. Diagnosis of circular economy in the forest sector in southern Brazil. **Science of the Total Environment**, vol. 706, p. 135973, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135973>.

SONG, C. et al. Thermochemical liquefaction of agricultural and forestry wastes into biofuels and chemicals from circular economy perspectives. **Science of the Total Environment**, vol. 749, no. March 2021, p. 141972, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141972>.

STELTE, W. et al. Coir Fibers as Valuable Raw Material for Biofuel Pellet Production. **Waste and Biomass Valorization**, 2019. V. 10, p, 3535–43.

TAURO, R. et al. The potential for sustainable biomass pellets in Mexico: An analysis of energy potential, logistic costs and market demand. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 82, p. 380-389, 2018.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP). **Life Cycle Assessment: What it is and How to do it**. 1 ed., 92 p., Paris, 1996.

VENKATESH, G. Circular Bio-economy—Paradigm for the Future: Systematic Review of Scientific Journal Publications from 2015 to 2021. [S. 1.]: **Circular Economy and Sustainability**, 2021. <https://doi.org/10.1007/s43615-021-00084-3>.

VOM BERG, C. et al. The Biomass Utilisation Factor (BUF): a new metric combining cascading use and production efficiency into one indicator for the circular bioeconomy. **Nova Institute**, 2022, nova paper #16 on renewable carbon.

WELFLE, A. Balancing growing global bioenergy resource demands - Brazil's biomass potential and the availability of resources for trade. **Biomass & Bioenergy**. v. 105, n.6, p. 83-95, 2017.