



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO E MEIO
AMBIENTE - PRODEMA

POLLYANA MARIA PIMENTEL MONTE

ANÁLISE DE ECOEFICIÊNCIA DO ÓLEO EXTRAÍDO DA AMÊNDOA DE
CASTANHA DE CAJU

FORTALEZA

2021

POLLYANA MARIA PIMENTEL MONTE

ANÁLISE DE ECOEFICIÊNCIA DO ÓLEO EXTRAÍDO DA AMÊNDOA DE CASTANHA
DE CAJU

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Área de concentração: Organização do espaço e Desenvolvimento Sustentável.

Orientador: Prof. Dr. Rogério César Pereira de Araújo.

Coorientadora: Prof. Dra. Maria Cléa Brito de Figueirêdo.

FORTALEZA

2021

POLLYANA MARIA PIMENTEL MONTE

ANÁLISE DE ECOEFICIÊNCIA DO ÓLEO EXTRAÍDO DA AMÊNDOA DE CASTANHA
DE CAJU

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Área de concentração: Organização do espaço e Desenvolvimento Sustentável.

Aprovada em: 14/10/2021.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Rogério César Pereira de Araújo (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Maria Cléa Brito de Figueirêdo (Coorientadora)
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA)

Dr. Viviane da Silva Barros
Universidade Estadual do Ceará (UECE)

Dr. Raimundo Marcelino da Silva Neto
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA)

A Deus.

Aos meus pais, Ana e Valter

A minha avó, Maria Vilany (*in memoriam*)

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por todo suporte, principalmente em um momento difícil para todos, em meio a uma pandemia, me fortaleceu e me direcionou para alcançar meus objetivos.

Aos meus pais, Ana Pimentel e Valter Monte por todo apoio, cuidado, carinho e atenção, além de todo amor e bons ensinamentos ao longo da vida. Também a toda minha família pelo suporte e por tornar tudo possível.

Ao meu orientador, professor Rogério César Pereira de Araújo pela colaboração e disposição em ajudar. A minha coorientadora, professora Maria Cléa Brito de Figueirêdo, pela orientação e aprendizado.

A Viviane Barros e ao Marcelino da Silva Neto por aceitarem participar da banca de qualificação e contribuírem com a dissertação.

Aos meus amigos do mestrado, aos amigos do Grupo de Estudos da Embrapa e aos que compartilharam experiências e vivências ao longo da vida.

A Embrapa Agroindústria Tropical pela disponibilidade de infraestrutura e equipamentos que tornaram possível o desenvolvimento deste trabalho.

Aos gestores das minifábricas visitadas, pela disponibilidade em nos receber e em sanar as dúvidas sobre seu funcionamento. Ao Fábio Paiva por compartilhar seus conhecimentos sobre as minifábricas e providenciar a realização das entrevistas e a Elígenes pelo acompanhamento nas visitas.

Ao CNPq pela concessão da bolsa de estudos.

“A tarefa não é tanto ver aquilo que ninguém viu, mas pensar o que ninguém ainda pensou sobre aquilo que todo mundo vê” (Arthur Schopenhauer)

RESUMO

A região Nordeste do Brasil, principalmente o estado do Ceará, possui elevada produção de caju, do qual obtém-se a amêndoa da castanha de caju como principal produto exportado. O processamento da castanha de caju é realizado por grandes e pequenos produtores (minifábricas) e em ambos ocorre a quebra das amêndoas, reduzindo seu valor de mercado. Para agregar valor à amêndoa quebrada, pode-se extrair seu óleo que possui propriedades nutricionais semelhantes ao do azeite de oliva. O processo de extração do óleo de amêndoa de caju está atualmente em desenvolvimento. O objetivo dessa pesquisa é avaliar a ecoeficiência de 1 kg do óleo de amêndoa, considerando indicadores ambientais e econômicos, numa situação ex-ante, possibilitando a otimização de processos antes do uso em escala industrial. Para isso, calculou-se a ecoeficiência com base na relação entre o valor do sistema de produto, considerando o valor monetário de venda do óleo da amêndoa, e o valor do impacto ambiental, avaliado por meio das pegadas de carbono e hídrica da produção do óleo. Essa análise considerou a produção agrícola de caju, o processamento da castanha de caju em minifábricas e a extração do óleo, portanto, uma abordagem do berço ao portão. Avaliou-se a pegada de carbono, por meio da categoria de mudanças climáticas; e a pegada hídrica, por meio das categorias de impacto de escassez hídrica, toxicidade humana cancerígena e não cancerígena, eutrofização de água doce e marinha e ecotoxicidade de água doce. Foram propostos cenários de melhoria que possibilitaram identificar em qual situação a produção era mais ecoeficiente. Na avaliação de ecoeficiência, o resultado da situação de referência, que considera a produção agrícola, a produção de amêndoas quebradas em minifábricas de média produtividade, e a extração de óleo foi de 0,244 R\$/KgCO₂ eq e na pegada hídrica, esse valor variou entre 0,199 R\$/m³ e 73.347.000,000 R\$/CTUh. Na comparação entre os cenários observou-se uma redução desses valores na utilização de amêndoas inteiras ao invés das quebradas e na produção agrícola de baixo insumo, devido ao menor valor de impacto ambiental. Identificou-se que a pegada hídrica é maior oriunda da produção do óleo, variando entre 6,29% e 96,54%. E a produção agrícola foi a maior responsável pelo impacto na pegada de carbono, com contribuição de 80,6%. Os impactos são oriundos principalmente do uso de fertilizantes e diesel. Na extração de óleo, os impactos são provenientes do uso de hidróxido de sódio e no tratamento do efluente líquido gerado, enquanto o processamento da castanha, etapa menos impactante, gerou impactos referentes ao transporte de castanha e consumo de eletricidade. A análise de cenários alternativos de produção mostrou que a utilização de amêndoas inteiras ao invés de amêndoas quebradas reduziu as pegadas. Conclui-se que a

avaliação ex-ante de ecoeficiência pode ser utilizada para otimização de processos, por permitir observar o produto do ponto de vista empresarial, considerando seu valor econômico atrelado a preocupação ambiental.

Palavras-chave: avaliação de ciclo de vida, pegada de carbono e hídrica, óleo vegetal, impactos ambientais, castanha de caju.

ABSTRACT

The Northeast region of Brazil, mainly the state of Ceará, has a high production of cashew, from which the cashew nut almond is obtained as the main exported product. The processing of cashew nuts is carried out by large and small producers (mini-factories) and in both, the almonds are broken, reducing their market value. To add value to the broken almond, its oil can be extracted, which has nutritional properties similar to those of olive oil. The cashew almond oil extraction process is currently under development. The objective of this research is to evaluate the eco-efficiency of 1 Kg of almond oil, considering environmental and economic indicators, in an ex-ante situation, enabling the optimization of processes before use on an industrial scale. For this, the eco-efficiency obtained based on the relationship between the value of the product system, considering the monetary value of the sale of almond oil, and the value of the environmental impact, assessed through the carbon and water footprint of the oil production. This analysis considered agricultural cashew production, cashew nut processing in mini-factories and oil extraction, therefore, a cradle-to-gate approach. The carbon footprint was assessed through the climate change category; and the water footprint, through the impact categories of water scarcity, cancer and non-cancer human toxicity, freshwater and marine eutrophication, and freshwater ecotoxicity. Improvement scenarios were proposed that made it possible to identify in which situation the production was more eco-efficient. In the assessment of eco-efficiency, the result of the reference situation, which considers agricultural production, the production of broken almonds in medium productivity mini-factories, and the oil extraction was 0.244 R\$/KgCO₂ eq and in the water footprint, this value varied between 0.199 R\$/m³ and 73,470,000.000 R\$/CTUh. In the comparison between the scenarios, a reduction in these values was observed in the use of whole almonds instead of broken ones and in agricultural production with low input, due to the lower value of environmental impact. It was identified that the water footprint comes from oil production, varying between 6.29% and 96.54%. And agricultural production was the main responsible for the impact on the carbon footprint, with a contribution of 80.6%. The impacts come mainly from the use of fertilizers and diesel. In oil extraction, the impacts come from the use of sodium hydroxide and the treatment of the liquid effluent generated, while the processing of nuts, a less impactful step, generated impacts related to the transportation of nuts and electricity consumption. The analysis of alternative production scenarios showed that the use of whole almonds instead of broken almonds reduced footprints. It is concluded that the ex-ante eco-efficiency assessment can be used to optimize processes, as it allows observing the product

from a business point of view, considering its economic value linked to environmental concerns.

Keywords: life cycle assessment, carbon and water footprint, vegetable oil, environmental impacts, cashew nut.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	– Consumo mundial dos principais óleos vegetais	22
Figura 2	– Estrutura molecular dos principais ácidos graxos dos óleos vegetais	24
Figura 3	– Época de colheita nos principais produtores mundiais	32
Figura 4	– Países com maior produção de castanha de caju no ano de 2018	33
Figura 5	– Produção de castanha de caju no Brasil entre os anos de 2011 e 2019	33
Figura 6	– Mapa de localização da produção de castanha de caju no Ceará	35
Figura 7	– Linha do Tempo da Instalação de Minifábricas	37
Figura 8	– Estrutura da Avaliação do Ciclo de Vida	42
Figura 9	– Entradas e Saídas da ACV	44
Figura 10	– Fases da Pegada Hídrica	53
Figura 11	– Fases de uma avaliação de ecoeficiência	59
Figura 12	– Fronteira do Sistema	63
Figura 13	– Fluxograma do processamento da castanha de caju em minifábricas.....	65
Figura 14	– Etapas do processamento de castanha em minifábricas	67
Figura 15	– Fluxograma do processo de extração do óleo da amêndoa da castanha de caju.....	69
Figura 16	– Fluxograma de equipamentos modelados no SuperPRO	69
Figura 17	– Coprodutos do sistema de produção da cajucultura	71
Figura 18	– Pegada de carbono e hídrica na situação de referência	87
Figura 19	– Comparação dos impactos dos cenários	90

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 – Pegada de carbono e hídrica da situação de referência na obtenção do OAC	85
Gráfico 2 – Impactos ambientais referentes ao processamento da castanha de caju em minifábricas	87
Gráfico 3 – Impactos ambientais referentes a extração de OAC	89

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Ácidos graxos no óleo da amêndoa da castanha de caju	39
Tabela 2 – Quantidade de água utilizada na obtenção de produtos, de origem animal e agrícola	52
Tabela 3 – Relação entre as etapas do ciclo de vida do processo	68
Tabela 4 – Alocação mássica e econômica dos impactos da extração do OAC	72
Tabela 5 – Valor do OAC nos cenários avaliados	75
Tabela 6 – Ecoeficiências nas MFs	75
Tabela 7 – Fator de Ecoeficiência nas MFs	78
Tabela 8 – Ecoeficiência do azeite de oliva pela correlação de valor monetário e valor de impacto de Fernandez-Lobato (2021)	78
Tabela 9 – Comparação entre a produção do azeite de oliva e do OAC	79
Tabela 10 – Inventário do processamento de castanha nas minifábricas, com produção anual e produção por unidade funcional (1 kg de OAC)	81
Tabela 11 – Inventário da extração de 1 kg de OAC	83
Tabela 12 – Análise de Incerteza	95

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Matérias-primas para extração de óleo	27
Quadro 2 – Minifábricas de processamento de castanha de caju no estado do Ceará	37
Quadro 3 – Revisão de estudos sobre óleos vegetais	49
Quadro 4 – Objetivos da Ecoeficiência	58
Quadro 5 – Situação de referência e cenários alternativos na avaliação de impactos do OAC	74

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABCV	Associação Brasileira de Ciclo de Vida
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACC	Amêndoa da castanha de caju
ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
ADECE	Agência de Desenvolvimento do Estado do Ceará
AICV	Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida
AWARE	Available Water Remaining
CH ₄	Metano
Cl	Cloro
CO ₂	Dióxido de Carbono
CTUe	Unidade Comparativa de Toxicidade para o Ecossistema
CTUh	Unidade Comparativa de Toxicidade Humana
EAD	Eutrofização de água doce
EcAD	Ecotoxicidade de água doce
EH	Escassez hídrica
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EM	Eutrofização marinha
FC	Fator de Caracterização
FIEC	Federação das Indústrias do Estado do Ceará
GEE	Gases de Efeito Estufa
HDL	Lipoproteína de Alta Densidade
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICV	Inventário do Ciclo de Vida
ILCD	Sistema Internacional de Dados do Ciclo de Vida
IPCC	Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas
ISO	Organização Internacional para Padronização
LCC	Líquido da Casca da Castanha de Caju
LDL	Lipoproteína de Baixa Densidade
NBR	Norma Técnica brasileira
MC	Mudanças climáticas
MF	Minifábrica
MF _A	Minifábrica de alta produtividade

MF _B	Minifábrica de baixa produtividade
MF _M	Minifábrica de média produtividade
MP	Material Particulado
OAC	Óleo da amêndoa de caju
PC	Pegada de Carbono
PH	Pegada Hídrica
PTS	Partículas totais em suspensão
SETAC	Sociedade de Toxicologia Ambiental e Química
THC	Toxicidade Humana Cancerígena
THNC	Toxicidade Humana Não Cancerígena
UNEP	Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	18
2	OBJETIVOS	20
2.1	Objetivo geral	20
2.2	Objetivos específicos	20
3	REFERENCIAL TEÓRICO	21
3.1	Óleos vegetais extraídos de frutos	21
<i>3.1.1</i>	<i>Composição nutricional dos óleos</i>	23
<i>3.1.2</i>	<i>Métodos de extração de óleo vegetal</i>	26
<i>3.1.3</i>	<i>Aplicações de óleos vegetais</i>	28
3.2	A indústria do caju	29
<i>3.2.1</i>	<i>Importância e usos do caju</i>	29
<i>3.2.2</i>	<i>Produção de caju</i>	31
<i>3.2.3</i>	<i>Minifábricas de processamento de castanha de caju</i>	35
3.3	Óleo da amêndoa da castanha de caju	38
3.4	Avaliação do Ciclo de Vida	40
<i>3.4.1</i>	<i>Definição e importância da ACV</i>	40
<i>3.4.2</i>	<i>Fases da ACV</i>	42
<i>3.4.3</i>	<i>ACV ex-ante</i>	46
<i>3.4.4</i>	<i>ACV de óleos vegetais</i>	47
3.5	Pegadas	51
<i>3.5.1</i>	<i>Pegada Hídrica</i>	51
<i>3.5.1.1</i>	<i>Escassez hídrica</i>	53
<i>3.5.1.2</i>	<i>Eutrofização</i>	54
<i>3.5.1.3</i>	<i>Ecotoxicidade e toxicidade humana</i>	55
<i>3.5.2</i>	<i>Pegada de Carbono</i>	56
<i>3.5.2.1</i>	<i>Mudanças Climáticas</i>	57
3.6	Ecoeficiência	57
4	METODOLOGIA	60
4.1	Avaliação da ecoeficiência	60
4.2	Valor do sistema de produto	62
4.3	Valor do impacto ambiental	62
<i>4.3.1</i>	<i>Definição do objetivo e escopo</i>	62

4.3.2	<i>Análise de inventário</i>	63
4.3.2.1	<i>Coleta de Dados primários</i>	64
4.3.2.1.1	Minifábricas (MFs) de processamento	64
4.3.2.1.2	Extração do óleo de amêndoa de caju (OAC)	68
4.3.3	<i>Cálculo do transporte</i>	70
4.3.4	<i>Alocação</i>	70
4.3.5	<i>Avaliação das pegadas</i>	73
4.3.6	<i>Análise de incerteza</i>	73
4.4	<i>Análise de cenários de ecoeficiência</i>	73
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	75
5.1	Ecoeficiência	75
5.1.1	<i>Análise considerando o processamento de castanha em minifábricas</i>	75
5.1.1.1	<i>Fator de ecoeficiência</i>	77
5.2	Avaliação do valor do sistema de produto	79
5.3	Avaliação ambiental: inventários	80
5.3.1	<i>Processamento de castanha nas minifábricas</i>	80
5.3.2	<i>Extração do OAC</i>	82
5.4	Avaliação das Pegadas de carbono e hídrica do OAC	84
5.4.1	<i>Pegada de carbono e hídrica da situação de referência na obtenção do OAC</i>	84
5.4.2	<i>Pegadas ambiental do processamento da castanha de caju em minifábricas</i>	86
5.4.3	<i>Impactos ambientais do processo de extração de OAC</i>	88
5.4.4	<i>Pegadas de carbono e hídrica do OAC: Análise de cenários</i>	89
6	CONCLUSÕES	96
	REFERÊNCIAS	97
	APÊNDICE A	113

1. INTRODUÇÃO

Os óleos vegetais são uma fonte importante de calorías usados na preparação de margarinas, óleos de salada e frituras, e constituem formulações industriais e base biológica, incluindo lubrificantes, óleos secantes e biodiesel. Seu consumo mundial aumentou 50% na última década (LU *et al.*, 2011). Eles são benéficos para a saúde e adequados às necessidades nutricionais das pessoas, tornando-se alternativa de consumo às gorduras e óleos de origem animal (WANG *et al.*, 2019).

O Brasil, em razão de seu clima e extensão territorial, é reconhecido por sua grande capacidade de extração de óleos vegetais. Diversas são as culturas que possibilitam a extração de óleo. O cultivo de soja e algodão destacam-se nas regiões Sul, Sudeste e Centro-oeste, enquanto nas regiões Norte e Nordeste têm destaque a produção de palma, babaçu e mamona (MATOS, 2017).

No Estado do Ceará, pesquisadores da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) vêm desenvolvendo estudos acerca da extração de um óleo para consumo proveniente da amêndoa da castanha de caju (LIMA *et al.*, 2014), com características similares ao azeite de oliva, pelo alto valor nutricional e fonte saudável de lipídeos à dieta humana. Em comparação com o óleo de macadâmia, noz e castanha do pará, o óleo da amêndoa de caju apresentou maior aroma e aceitação global (NOBRE; MAGALHÃES; LIMA, 2015).

Do caju, obtêm-se a amêndoa da castanha de caju (ACC), o líquido da casca da castanha de caju (LCC) e o pedúnculo. A contribuição brasileira na produção mundial de castanha de caju foi de 2,4%, sendo a região Nordeste responsável por 99,7% de áreas colhidas em 2019 (IBGE, 2020a). A produção de castanhas no Ceará foi de aproximadamente 40.000 toneladas em 2019, exportada para países como Estados Unidos, Canadá, Alemanha e Itália (BRAINER; VIDAL, 2020), arrecadando-se 98.981.058 dólares (FIEC, 2020).

O processamento de castanha de caju no Nordeste é realizado por grandes e pequenas empresas (minifábricas), as quais possibilitam a inclusão das comunidades rurais na produção, e conseqüentemente, oferecem uma nova dimensão ao quadro social ao meio rural no que se refere à geração de emprego e renda (EMBRAPA, 2003).

É importante ressaltar que no processamento da castanha para extração de amêndoa, aproximadamente 20% das amêndoas são quebradas, o que reduz seu valor de mercado e potencial de exportação (COSTA, 2018). A extração de óleo a partir das amêndoas quebradas pode ser uma alternativa que agrega valor ao produto, pois trata-se de uma matéria-

prima produzida em larga escala no Brasil, além de contribuir para a oferta de alimentos mais saudáveis e funcionais.

Estudos anteriores avaliaram os impactos ambientais da produção agrícola de castanha de caju no Brasil (FIGUEIRÊDO *et al.*, 2016) e da produção de amêndoas de caju na Nigéria (SALAMI, 2019). Entretanto, a extração do óleo a partir da amêndoa é uma tecnologia ainda em desenvolvimento, requerendo avaliação do seu desempenho ambiental e econômico.

Esta avaliação é fundamental em etapa inicial do processo de desenvolvimento tecnológico, pois possibilita a identificação de pontos críticos e possibilidades de alteração em processos e produtos, promovendo a redução de impactos ambientais e aumento do valor econômico. De acordo com Baumann e Tillman (2006), a realização de mudanças na tecnologia quando ela está em desenvolvimento é bem mais rápida, barata e possível de ser efetuada do que quando já está em uso pela sociedade.

Nessa fase de desenvolvimento tecnológico, a metodologia da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) *ex-ante* vem sendo amplamente empregada para avaliar impactos ambientais de processos e produtos (GIESEN *et al.*, 2020). A ACV *ex-ante* também pode ser empregada em estudos de Pegada de Carbono e Hídrica, os quais mensuram, respectivamente, os impactos associados às mudanças climáticas e ao uso da água (ex. escassez hídrica, eutrofização e toxicidade).

Associando o estudo das pegadas ao do valor de um sistema de produto, permite-se a análise da sua ecoeficiência. Esta análise é uma ferramenta de gestão que permite identificar processos mais ecoeficientes nas cadeias de produção (ABNT, 2014), fornecendo informações importantes para formuladores de políticas sobre gestão sustentável e uso racional dos recursos naturais. A busca pela ecoeficiência deve se concentrar tanto na redução de custos de produção quanto nas melhorias ambientais, buscando a introdução de tecnologias inovadoras que promovam uma produção mais limpa (COLUCCIA *et al.*, 2020).

Diante do exposto, este trabalho tem como objetivo avaliar a ecoeficiência do óleo da amêndoa de caju, extraído em minifábricas no estado do Ceará. Para isto, a ACV é utilizada para mensurar as pegadas de carbono e hídrica e a ecoeficiência relaciona estes resultados com o valor do sistema de produto. Esta avaliação permite identificar os processos críticos e investigar cenários alternativos, os quais são construídos visando apontar elementos que contribuam para melhorar o desempenho econômico e ambiental desse óleo.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

- Avaliar a ecoeficiência do óleo da amêndoa da castanha de caju (OAC) produzido em minifábricas.

2.2 Objetivos Específicos

Os objetivos específicos a serem perseguidos neste estudo são quatro, a saber:

- Elaborar os inventários do processamento de castanha de caju em minifábricas no estado do Ceará e do processo de extração de OAC;
- Avaliar as pegadas de carbono e hídrica do OAC.
- Avaliar o valor do sistema de produto e sua ecoeficiência.
- Identificar processos críticos e cenários alternativos de produção;

3 REFERENCIAL TEÓRICO

Nesta seção encontra-se a revisão de literatura, que está subdividida em tópicos, permitindo conexão com a área de pesquisa em que o assunto desta dissertação está inserido. Os principais assuntos abordados foram o uso, aplicações, composição e funções dos óleos vegetais, a produção de caju e a importância desta cultura para o Nordeste brasileiro; a metodologia de ACV, sua estrutura e requisitos, e sua divisão em pegada hídrica e de carbono e a análise de ecoeficiência.

3.1 Óleos vegetais extraídos de frutos

Na última década, frutos e sementes silvestres geraram interesse por sua riqueza em óleos, apresentando-se como possibilidade de fontes alternativas de matéria-prima no processo industrial (LUZIA, 2012). Os óleos vegetais, historicamente foram aplicados como matéria-prima em vários setores industriais, como emulsificantes, adesivos, surfactantes, alimentos, produtos para cuidados pessoais, nutrição animal, biodiesel (SIDIBE *et al.*, 2020), detergentes e agentes antiderrapantes (VOURTE *et al.*, 2020).

Entende-se por óleos vegetais, segundo a Resolução nº 270 do Ministério da Saúde, de 22 de setembro de 2005, como produtos que se apresentam na forma líquida à temperatura de 25°C e são constituídos principalmente de glicerídeos de ácidos graxos de espécies vegetais. Nos últimos 150 anos, em razão do crescimento na produção e no consumo de óleos vegetais, ampliou-se o debate acerca dos possíveis efeitos à saúde desse aumento no consumo (SAVVA; KAFATOS, 2016).

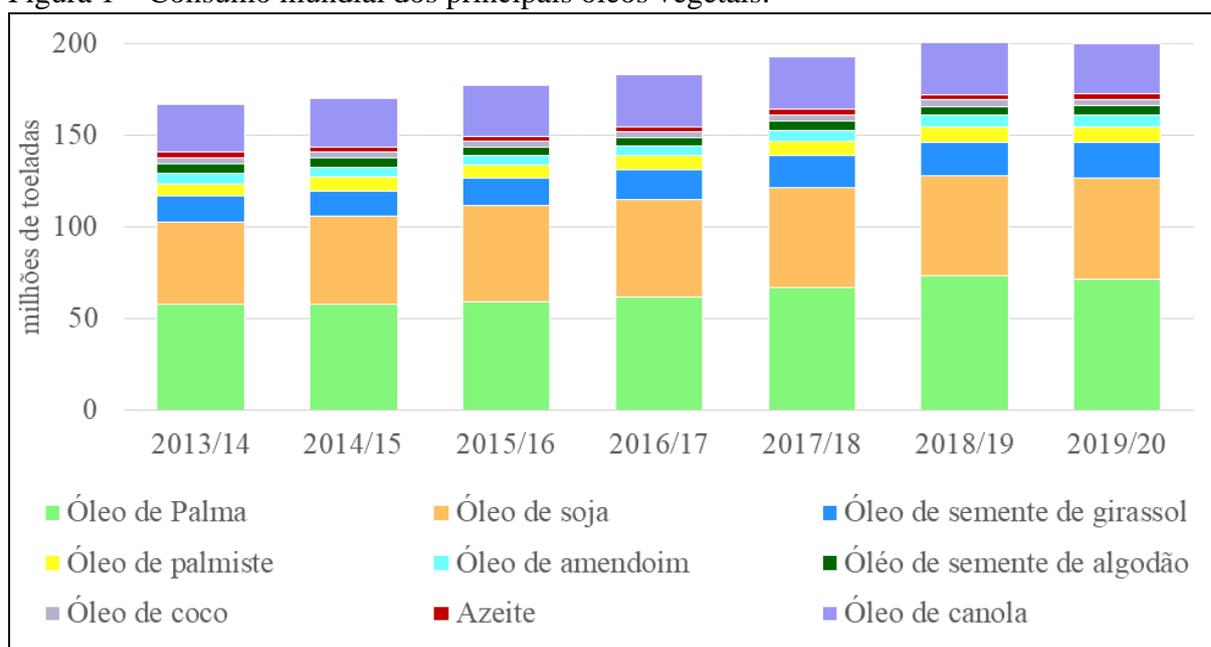
Os óleos vegetais apresentam elevadas quantidades de ácidos graxos insaturados, que promovem a diminuição no risco de várias doenças cardiovasculares e metabólicas, tornando-se altamente valorizados (HU *et al.*, 2020). Além dos benefícios à saúde, eles promovem a segurança e qualidade dos alimentos. Os óleos vegetais podem ser utilizados na alimentação humana, sendo o óleo de soja o mais consumido para fins de alimentação, sendo este o segundo óleo vegetal mais produzido (CASTRO, 2016).

A valorização econômica de óleos vegetais extraídos de frutos passa pelo melhoramento tecnológico de sua cadeia produtiva, envolvendo desde o cultivo, a extração dos óleos e a caracterização de suas propriedades que favoreçam aos interesses das indústrias que trabalham com estes produtos (PEREIRA, 2017). Esses óleos, definidos como óleos gourmet ou saudáveis, despertam muita atenção dos consumidores (TERAMUKAI *et al.*, 2020).

Atender a demanda dos diversos usos exigirá triplicar a produção global de óleos vegetais dos níveis atuais (CARLSSON, 2011). Nos últimos 10 anos, a produção mundial de oleaginosas aumentou em cerca de 1.552.590 toneladas (SANDE, 2017). A maioria dos óleos vegetais é capaz de cumprir primordialmente duas funções: utilização como óleo de cozinha ou para produção de combustível. Os tipos de óleo mais comuns incluem óleo de palma, óleo de soja, óleo de canola e óleo de girassol. O óleo de palma é extraído da polpa do fruto da palmeira, encontrado principalmente no clima tropical da África, América do Sul e Sudeste Asiático. Estima-se que cerca de 90% do óleo de palma seja usado para consumo alimentar, enquanto o consumo industrial, como produtos cosméticos ou combustível e diesel, correspondem aos 10% restantes (STATISTA, 2020a).

De acordo com os dados de Statista (2020b), registrados até o mês de maio de 2020, o consumo de óleos vegetais totalizou 200,27 milhões de toneladas em 2019/20 (FIGURA 1). O óleo que apresenta maior consumo é o óleo de palma. Em 2013/14 seu consumo era de 57,52 milhões de toneladas, houve um crescimento anual e em 2019/20, alcançando 71,48 milhões de toneladas, o que correspondeu à produção de óleo com maior crescimento no decorrer dos anos. O segundo maior consumo foi o óleo de soja, que obteve crescimento de 22,5%, resultando no aumento de 10,19 milhões de toneladas entre 2013/14 e 2019/20. Dentre os óleos analisados, o azeite registrou menor consumo, 2,97 milhões de toneladas em 2019/20.

Figura 1 – Consumo mundial dos principais óleos vegetais.



Fonte: adaptada de Statista, 2020b.

Algumas culturas, a exemplo da canola, soja e oliva são viáveis à extração de óleos vegetais para consumo humano (EMBRAPA, 2014a). Dados referentes a 2018 indicam que no cenário mundial, o óleo de canola fica com 14% da fatia do mercado, enquanto o óleo de soja representa 30% do consumo. No Brasil, a produção de canola, totalizou 50 mil toneladas. O maior consumo do óleo de soja está relacionado ao menor preço, que é até 60% inferior ao óleo de canola no varejo, e ao menor volume produzido de canola e maior incidência de impostos sobre este (EMBRAPA, 2019b).

Além do óleo de canola, destaca-se o azeite de oliva, cuja produção brasileira tem aumentado, atingindo mais de 160 mil litros em 2019, a maior já registrada no país (CANAL RURAL, 2019). Em 2017, este setor produziu 130 mil litros de azeite, a partir de cerca de 1.200 toneladas de azeitonas, principalmente nos estados do Rio Grande do Sul e Minas Gerais, os quais possuem forte tradição agrícola e destaque no primeiro estágio de desenvolvimento da olivicultura no Brasil (KIST; SANTOS; OLIVEIRA, 2018).

3.1.1 Composição nutricional dos óleos

Os óleos vegetais são constituídos predominantemente de triacilgliceróis (GIAKOUMIS, 2018), que são misturas de compostos com pesos moleculares semelhantes, mas com diferentes estruturas moleculares (WEI *et al.*, 2019). Os triacilgliceróis correspondem a mais de 95% em peso de óleos vegetais integrais e constituem-se de três moléculas de ácidos graxos conectadas a uma molécula de glicerol através de ligações ésteres (LUNELLI, 2018). Além disso, podem conter pequenas quantidades de outros lipídeos como fosfolipídios, constituintes insaponificáveis e ácidos graxos livres naturalmente presentes no óleo ou na gordura (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2005).

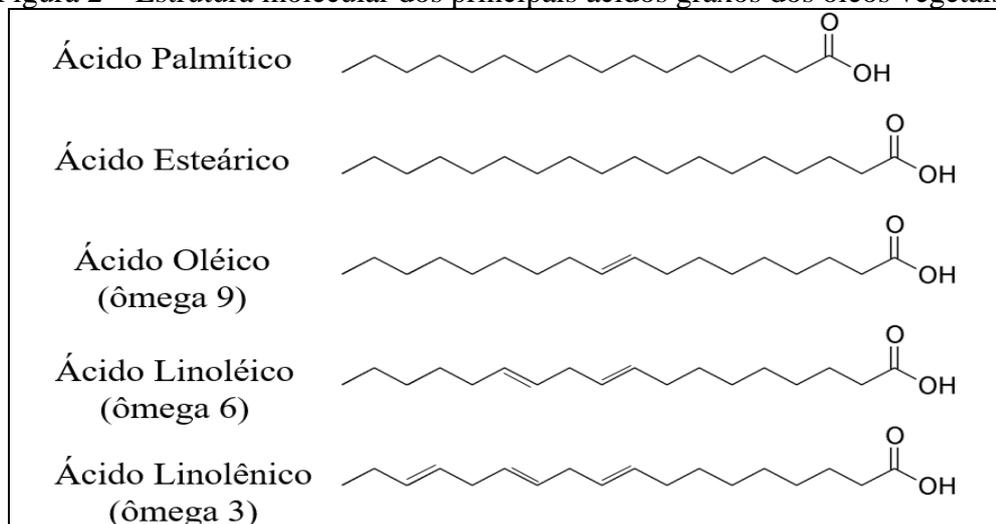
Os lipídeos, presentes nos óleos vegetais, são os nutrientes que mais fornecem energia para o corpo, cerca de 9 calorias/g (GANESAN; SUKALINGAM; XU, 2018), sendo constituídos principalmente por glicerídeos de ácidos graxos de espécie vegetal, que apresentam em sua composição triglicerídeos, fosfolipídios, ceras e álcoois graxos, esteróis, tocoferóis e carotenoides, sendo os triglicerídeos a classe mais significativa (TAVARES *et al.*, 2019).

O ácido graxo constitui os principais componentes da matéria biológica, além de proteínas e carboidratos. É sua composição que determina as propriedades físicas e químicas de um óleo (PLANK *et al.*, 2017). De acordo com a sua estrutura, pode ser categorizado em ácido graxo saturado, monoinsaturado e poliinsaturado (YANG *et al.* 2018). A ingestão desses ácidos monoinsaturados (ômega-9) ou poliinsaturados (ômega-6, -3) está relacionada aos

benefícios à saúde por apresentar funções cardiovasculares benéficas, incluindo anti-inflamatórios, antiarrítmicos e propriedades anti-hipertensivas, reduzindo o colesterol ruim, LDL (lipoproteína de baixa densidade) e o risco de doença arterial coronariana, (CUI *et al.*, 2017; VIRIATO *et al.*, 2020). Estes últimos (ômega-6 e 3) são os chamados ácidos graxos essenciais por não serem sintetizados pela espécie humana, eles desempenham papéis importantes na fisiologia, sendo sua carência responsável por deficiências de ordem dermatológica, visual e neurológica (SILVA, 2018).

Os óleos vegetais são uma mistura complexa de vários ácidos graxos saturados e insaturados, fosfatos, pigmentos, esteróis e tocoferóis. No entanto, cada óleo vegetal tem uma distribuição específica de ácidos graxos, dependendo da fonte da planta (GOMES *et al.*, 2020). Os ácidos graxos são ácidos monocarboxílicos de cadeia longa e linear, com número par de átomos de carbono. Podem ser saturados, como o palmítico (C16:0) e o esteárico (C18:0) ou insaturados, como oléico (C18:1(9)), linoléico (C18:2(9,12)) e linolênico (C18:3(9,12,15)) (CARVALHO, 2017). A Figura 2 apresenta a estrutura molecular dos principais ácidos graxos dos óleos vegetais.

Figura 2 – Estrutura molecular dos principais ácidos graxos dos óleos vegetais.



Fonte: adaptada de Carvalho, 2017.

A presença de constituintes em fontes vegetais, como compostos bioativos, ácidos linolênicos, linoleicos e fibras, atuam na prevenção do tratamento de patologias com destaque às doenças crônicas não transmissíveis e doenças cardiovasculares (PEREIRA, 2017), além de promover o aumento dos níveis de colesterol bom, HDL (lipoproteína de alta densidade), (SANDE *et al.*, 2017). Com isso, pode-se estabelecer a utilização de óleos vegetais, ressaltando-se que devem ser obedecidas suas propriedades físicas e químicas, o que os

caracteriza de acordo com sua função específica (seja para saladas, frituras, gordura sofisticada, dentre outras) (CASTRO, 2016).

Observa-se ainda que óleos e gorduras atuam como transportadores de vitaminas lipossolúveis A, D, E e K (MÉJEAN *et al.*, 2013) e fornecem ácidos graxos. No entanto, o consumo de ácidos graxos trans, provenientes de gorduras parcialmente hidrogenadas, e de gorduras de origem animal, aumentam os riscos de muitas doenças, entre elas, as cardiovasculares e a obesidade (VALLERIO, 2014). As gorduras trans devem representar até 1% do valor energético total diário, correspondendo a no máximo 2 g/dia para uma dieta de 2.000 kcal. É importante que profissionais de saúde informem sobre os diferentes tipos de óleos e gorduras e seus distintos impactos sobre a saúde (COSTA, 2014).

Diversos estudos apresentam a composição de diferentes óleos. Tan (2019), por exemplo, apresentou o benefício no consumo do abacateiro (*Persea americana* Mill.), no tratamento de doenças crônicas, como hipertensão, diabetes e doenças hepáticas gordurosas, devido a presença dos componentes ácidos oleicos, linoleico e palmítico. Fine *et al.*, (2016) analisou a composição dos óleos refinados de colza e girassol, que contém 98% de triacilgliceróis de ácidos graxos, e os 2% restantes, compostos principalmente de micronutrientes. O azeite de oliva, com suas propriedades anti-inflamatórias e antioxidantes, é um dos óleos vegetais mais consumidos, sendo rico em gordura monoinsaturada, especialmente ácido oleico, e outros componentes menores, incluindo vitamina E, polifenóis e moléculas lipídicas (GUASCH-FERRÉ, 2020).

No âmbito nacional, dois produtos da região amazônica apresentam destaque, são eles o açaí e o pequi. O açaí (*Euterpe oleracea*) apresenta macronutrientes em seu óleo sendo predominantemente composto por ácidos graxos insaturados, com destaque ao oleico (monoinsaturado), pelo linoleico e palmitoleico (polinsaturados), e por ácidos saturados, como o esteárico e o palmítico (GUIMARÃES *et al.*, 2020). Há ainda componentes que atuam na prevenção da saúde humana com ações sobre diversos tipos de câncer, como polifenóis e ácidos fenólicos (CEDRIM, 2018). Já o pequi (*Caryocar brasiliense* Camb), apresenta em seu teor de óleos uma composição de ácidos oleico, palmítico, linoleico, linolênico, esteárico e araquídico. Ele apresenta alta concentração de antioxidante, atuando no retardo do envelhecimento e a perda gradual de neurônios (CARVALHO; PEREIRA, ARAUJO, 2015).

Um dos óleos de cozinha mais utilizados, denominado óleo de canola, ou de colza, apresenta como vantagem sua composição química, constituída de uma quantidade maior de ácidos graxos ômega-3 (ácido linolênico) e ômega-6 (linoléico) e menor em ácidos

graxos insaturados (STATISTA, 2020b). Há ainda o óleo de palma, livre de gorduras trans e com efeito de conservante natural, ampliando a vida útil dos produtos alimentícios. Ele é muito utilizado na cozinha, por possuir excelentes propriedades de cozimento, mantendo-as mesmo sob altas temperaturas (WANTUIL, 2016).

Por sua composição com ácidos graxos insaturados, os óleos vegetais são susceptíveis a oxidação (CHEN; MCCLEMENTS; DECKER, 2011). Esses óleos podem ser degradados por condições inadequadas de embalagem, armazenamento e pelo aquecimento. A presença de algumas espécies químicas, como metais e compostos fenólicos, também pode acelerar os processos oxidativos, diminuindo a qualidade do produto (CAMPOS; CASSELLA, 2018). Os efeitos da oxidação do óleo são as mudanças notáveis nas cores, nos sabores e nos ingredientes dos óleos vegetais, perdas nutricionais, deterioração da qualidade do óleo, geração e acúmulo de alguns sabores desagradáveis e até compostos tóxicos e nocivos. Por isso, é realizado o controle da qualidade dos óleos vegetais, verificando a estabilidade oxidativa, que se trata de um índice qualitativo, que se refere à resistência dos lipídios ao oxigênio e à temperatura (LI *et al.*, 2018).

3.1.2 Métodos de extração de óleo vegetal

O sabor, o valor nutricional e as propriedades físico-químicas dos óleos vegetais dependem, além da matéria-prima, também do método de extração (MAJCHRZAK *et al.*, 2018). Pela diversidade de sementes oleaginosas existentes, o processo de extração escolhido varia conforme as características do grão (TAVARES *et al.*, 2019). Alguns métodos de extração disponíveis são o mecânico, enzimático aquoso, com solvente via aparelho Soxhlet, auxiliado por microondas, com auxílio de ultrassom, com solvente pressurizado e extração com fluido supercrítico (OLADIPO; BETIKU, 2019). Comercialmente, os processos mais utilizados são a prensagem, extração por solventes e extração aquosa (TAVARES *et al.*, 2019).

A prensagem contínua ou a frio, é um método rápido, fácil e de baixo custo, em que o material é triturado, liberando o óleo. Óleos extraídos a frio retêm elevados níveis de antioxidantes, podendo agregar maior valor nutricional aos alimentos processados (ANANTH *et al.*, 2019) e elevada vida de prateleira sem a adição de antioxidantes sintéticos, promovendo benefícios à saúde. Estudos comprovam que alguns componentes dos óleos extraídos por prensagem têm a capacidade de reforçar o sistema imunológico (CLARA, 2019).

O método de extração por solventes é utilizado a fim de se obter um maior rendimento em relação à prensagem e minimizar as perdas no processo. Neste método, inicialmente as matérias graxas são trituradas para facilitar a percolação do solvente em seu

interior. A circulação do solvente pela matéria graxa é realizada para a extração dos lipídios e, por fim, o solvente é removido (ALUYOR; OBOH, 2014; DIJKSTRA; VAN DUIJN, 2016). O n-hexano, é o solvente orgânico mais utilizado como extrator por possuir alta estabilidade, ter uma estreita faixa de ebulição e resulta em um baixo teor residual nas tortas. Porém, tem como pontos negativos sua inflamabilidade, maior toxicidade e custo e a perda de nutrientes essenciais no processo de remoção do solvente (SOUZA; MIRANDA; SOUSA, 2019).

Estudos promovem a substituição do n-hexano como solvente, Ibrahim, Omilakin e Betiku (2019) encontraram o acetato de etila como o mais eficiente ($72,20 \pm 0,35\%$ em peso) seguido da acetona ($57,90 \pm 1,27\%$ em peso), ambos superaram os valores obtidos com o n-hexano ($56,25 \pm 1,77\%$ em peso). Quando comparada à extração por solvente, a prensagem mecânica total de oleaginosas resulta em um rendimento de óleo significativamente menor. No entanto, preocupações ambientais e de saúde associadas ao uso de solventes perigosos, como o n-hexano, bem como considerações econômicas relacionadas ao consumo de energia e produção de resíduos, elevaram o interesse pela prensagem mecânica como meio para a extração contínua de óleo vegetal. Além disso, há um alto valor para os óleos vegetais naturais que não entraram em contato com solventes ou produtos químicos, principalmente para a indústria de alimentos e cosméticos (UITTERHAEGEN; EVON, 2017).

A extração aquosa-enzimática utiliza a água como meio de transferência do óleo. A oleaginosa é triturada, diluída com água e as enzimas são adicionadas para romper a parede celular e liberar o óleo, a uma temperatura que varia de 40° a 60°C . Após o contato sob agitação, há centrifugação, com o objetivo de separar a fase sólida e líquida, seguida de nova centrifugação para separar o óleo e água. Os sólidos devem ser direcionados a outros processos para recuperação de proteína, dependendo da oleaginosa, seguido de sua secagem ou de outros processos de recuperação e a água deve ser tratada como efluente. Este processo encontra inconvenientes quanto a emulsificação que ocorre entre água e óleo e o custo das enzimas (EMBRAPA, 2020). O Quadro 1 apresenta diferentes matérias-primas que permitem a extração de óleo, o material utilizado para a extração e seu respectivo teor de óleo.

Quadro 1 – Matérias-primas para extração de óleo.

Matéria-prima	Material utilizado para extração do óleo	Teor de óleo (%)
Soja (<i>Glycine max</i>)	Semente inteira	18-20
Girassol (<i>Helianthus annuus</i>)	Semente inteira ou descascada	30 – 50
Canola / colza de baixo erúxico (<i>Brassica spp.</i>)	Semente inteira	40 – 50
Palma (<i>Elaeis guineensis</i>)	Polpa	25 – 27

Palma (<i>Elaeis guineensis</i>)	Amêndoa	40 – 50
Babaçu (<i>Orbynia oleífera</i>)	Amêndoa	40 – 50
Arroz (<i>Oryza sativa</i>)	Farelo	15 – 20
Milho (<i>Zea mays</i>)	Gérmen	20 – 50
Abacate (<i>Persea americana</i>)	Polpa	8 – 12
Mamona (<i>Ricinus communis</i>)	Semente inteira	40 – 50
Pinhão manso (<i>Jatropha curcas</i>)	Semente inteira	20 – 25
Pinhão manso (<i>Jatropha curcas</i>)	Amêndoa	50
Macadâmia (<i>Macadamia integrifolia</i>)	Amêndoa	50 – 60
Castanha-do-Brasil (<i>Bertholletia excelsa</i>)	Amêndoa	50 – 60
Macaúba (<i>Acrocomia aculeata</i>)	Polpa	20 – 27
Macaúba (<i>Acrocomia aculeata</i>)	Amêndoa	40 – 50
Uva (<i>Vitis vinifera</i>)	Semente	6 – 20
Maracujá (<i>Passiflora edulis</i>)	Semente	20 – 25

Fonte: Embrapa, 2020.

Diferentes estudos mostram as formas de extração utilizadas. Gouveia *et al.*, (2018) utilizou prensagem a frio, com auxílio de uma prensa hidráulica para a extração do óleo extra virgem de amêndoa do coco catolé (*Syagrus oleracea* Mart.). Após a obtenção, foi efetuada a filtragem do óleo para a separação de sólidos que foram arrastados no processo de extração mecânica. As sementes de tomate podem ser utilizadas como óleo vegetal, e sua extração ocorreu por solvente, com o uso de etanol quente, seguido de hexano quente (ELLER *et al.*, 2010).

A extração do óleo de soja ocorre inicialmente em prensas contínuas, seguida de uma extração com solvente orgânico. O solvente é recuperado e o óleo separado do solvente é misturado ao óleo bruto que foi retirado na prensagem. Essa mistura dos dois óleos é submetida a uma filtração, para eliminar mecanicamente suas impurezas (MANDARINO; HIRAKURI; ROESSING, 2015).

3.1.3 Aplicações de óleos vegetais

O mercado de óleos vegetais possui grande potencial em países que dispõem de uma grande biodiversidade, como o Brasil. Diversos estudos apontam as diferentes utilizações de óleos vegetais. Mota (2014) utilizou a *Moringa oleífera* Lam (moringa) na adsorção de herbicidas bastantes utilizados (glifosato e diuron), em água contaminada. Esta espécie também é utilizada nos setores alimentício, medicinal e forrageiro e na produção de biocombustível (RODRIGUES *et al.*, 2016). Por sua vez, Moura *et al.* (2019) testaram a utilização de babaçu (*Orbignya phalerata*), buriti (*Mauritia flexuosa*), macaúba (*Acrocomia aculeata*) e pinhão manso (*Jatropha curcas*) na produção de biodiesel.

O azeite de oliva produzido a partir da prensagem dos frutos da oliveira (*Olea europaea*) é uma cultura mediterrânea principalmente cultivada em países do Mediterrâneo, com destaque para Espanha, Grécia e Itália. O cultivo desta cultura traz dois produtos importantes: azeitona e o azeite (RAJAEIFAR *et al.*, 2014), sendo o azeite um óleo vegetal com aplicações em medicamentos, cosméticos, produtos farmacêuticos, dentre outros (MOUSAVI; MAJLES ARA; GHAFARY, 2020). Trata-se de um produto muito apreciado pelos consumidores, pelo conteúdo sensorial e alto teor de compostos oleicos e fenóis, estando associado à redução do conteúdo de colesterol no sangue, riscos cardiovasculares e doenças como obesidade e diabetes (TAMBALIS *et al.*, 2019).

Outro óleo utilizado nas indústrias cosmética, alimentícia e de processamento de alimentos é proveniente do fruto da *Persea americana* Mill., que é o abacate. Ele contém uma alta quantidade de lipídios e minerais essenciais como magnésio, potássio e fósforo. São produzidos principalmente no México, República Dominicana, Peru, Colômbia e Indonésia. A cada 1000 kg de abacate processado, gera-se 80 kg de óleo (PERMAL *et al.*, 2020) sendo o inconveniente da fabricação a elevada quantidade de resíduo sólido gerado (WANG *et al.*, 2019).

Há também o óleo de coco virgem, Dias *et al.* (2018) avaliaram os benefícios desse óleo na alimentação e definiram que ele tem efeitos antioxidantes e antimicrobianos, que são benéficos, porém, seu consumo em doses elevadas aumentou o risco de desenvolvimento de doenças crônicas não transmissíveis, não sendo comprovada uma dose segura para o consumo humano, necessitando a realização de mais testes para verificar a melhor quantidade e comprovar seus benefícios.

Kobori e Jorge (2005) avaliaram o óleo bruto do tomate, laranja, maracujá e goiaba e concluíram que estes possuem características físico-químicas semelhantes a alguns óleos comestíveis, podendo ser uma nova fonte de óleos para o consumo humano. Os benefícios da utilização destes óleos na alimentação, seria a menor geração de resíduo nas indústrias de processamento, o aumento na renda sobre a matéria-prima e necessidade de se expandir a produção de alimentos para a população.

3.2 A indústria do caju

3.2.1 Importância e usos do caju

O cajueiro (*Anacardium occidentale* L.), espécie pertencente à família das anacardiáceas, apresenta dispersão em zonas costeiras, praias, dunas e restingas do Nordeste, principalmente nos estados do Ceará, Piauí, Rio Grande do Norte e Bahia (FIGUEIRÊDO *et*

al., 2016). A cajucultura (cultivo e comercialização do caju) encontra-se bem difundida nesta região por ser uma atividade agrícola propícia às regiões de clima quente e seco, em que há fluxo monetário na fase do ano na qual praticamente não existe outra produção (MELO *et al.*, 2018).

O cajueiro, é originário das regiões tropicais da América do Sul e coloniza grande parte dos estados brasileiros (ALMEIDA *et al.*, 2017). No mundo o consumo de caju está aumentando, e espera-se que essa tendência continue, motivada pela importância socioeconômica do caju. Esta atividade tem contribuído para gerar empregos no campo, aproximadamente 55 mil empregos, principalmente em período de entressafra das culturas tradicionais como milho, feijão e algodão, e consequentemente, diminuir o êxodo rural (MEDEIROS, 2019).

No período colonial, os indígenas que habitavam o litoral brasileiro, realizavam o plantio do cajueiro com o objetivo de extrair madeira para construção e produzir de lenha, e fonte de frutos, o qual era considerado refrescante, medicinal e nutritivo. Em meados do século XVI, o cajueiro foi levado à África e Ásia, onde a cultura do caju foi disseminada e relevância foi alcançada nesses continentes. Na última década, os maiores produtores de caju são o Brasil, a Índia, Moçambique e Indonésia (ARAÚJO, 2019).

A produção de caju visava atender uma escala local e regional no Brasil, e só se desenvolveu no cenário econômico nacional e internacional com a industrialização do Ceará, durante a Segunda Guerra Mundial, a partir do uso do LCC pelo exército estadunidense como isolante na fabricação de cabos de alta tensão (LEITE, 1994).

Com o declínio da demanda de LCC, após o final da Segunda Guerra Mundial, a cajucultura foi impulsionada pela inserção da região Nordeste na política desenvolvimentista brasileira, na década de 1970. Esta política viabilizou o financiamento de empreendimentos nos estados do Piauí, Rio Grande do Norte e Ceará que resultou na implantação de, aproximadamente, 300.000 hectares de cajueiros e 10 grandes indústrias processadoras de castanha de caju. Esses estados possuíam as condições edafoclimáticas favoráveis ao cultivo do caju – solos adequados e precipitação pluviométrica anuais entre 600 mm e 3.000 mm (MATOS, 2017; BOMTEMPO; SILVA, 2018).

A variabilidade genética do cajueiro é agrupada em função do porte, sendo ele comum e anão. O tipo comum apresenta porte elevado, altura da copa entre 8 e 15 m e expansão da copa de 20 m (OLIVEIRA, 2008). No entanto, por apresentar baixa produção, frente a um mercado crescente de derivados do caju, a Embrapa Agroindústria Tropical instituiu um programa de pesquisa visando o melhoramento genético do cajueiro. O propósito

desta mudança foi o aumento de sua produtividade, que deram origem aos primeiros clones do tipo (caju) anão precoce (ALENCAR *et al.*, 2018).

O cajueiro anão apresenta porte baixo e altura da copa inferior a 4 m (OLIVEIRA, 2008). Por apresentar menor porte, o cajueiro anão permitiu a colheita manual, impedindo que os frutos caiam de elevadas alturas (cajueiro comum) no solo e reduzindo a perda do pedúnculo. No ano de 2012, por exemplo, o cajueiro anão obteve produtividade média de castanha de 226 kg/hectare, enquanto o tipo comum obteve produtividade de 67 kg/hectare (EMBRAPA, 2014).

Além disso, o início da frutificação difere entre os tipos de cajueiro. O cajueiro comum inicia sua frutificação e produção apenas a partir do 3º ao 5º ano, enquanto o cajueiro anão inicia a partir de 10 a 18 meses (INSTITUTO AGRONÔMICO, 1998). Portanto, o cajueiro anão precoce permite que o produtor obtenha receita logo a partir do primeiro ano de cultivo, o que representa rápido retorno do capital investido.

3.2.2 Produção de caju

A castanha de caju é o verdadeiro fruto do caju, enquanto o pedúnculo, parte comestível, é o falso fruto (COSTA, 2018). A castanha de caju é composta por um líquido escuro quase preto e inflamável, chamado de líquido da casca da castanha de caju (LCC) (MAZZETTO; LOMONACO; MELE, 2009). Da castanha, remove-se a amêndoa da castanha de caju (ACC) e a película, que reveste a amêndoa (BRAINER; VIDAL, 2018).

A amêndoa, juntamente com o LCC, são os produtos mais explorados da cultura do cajueiro, sendo considerados uma das principais fontes de receita de exportação dos países produtores. O LCC é considerado uma alternativa renovável aos derivados do petróleo, com aplicações em tintas anticorrosivas, materiais à prova d'água e revestimentos de superfícies, além de atuar na produção de surfactantes (MAPURUNGA, 2019).

Do pedúnculo, retira-se insumo para fazer suco, polpa e outros produtos, comercializados apenas no mercado nacional devido ao seu baixo valor agregado (ALMEIDA *et al.*, 2017). Apesar do baixo custo valor agregado, o aproveitamento do pedúnculo apresenta relevância para o mercado doméstico. França (2013) comparou o rendimento de frutas para a produção de sucos, e concluiu que o caju é a fruta, dentre as analisadas, com maior aproveitamento (80,1%), em comparação com abacaxi (71,6%), graviola (55,5%), manga (30,6) e goiaba (28,4%).

O plantio de caju é realizado em 32 países, incluindo 7 na América Latina, 8 na Ásia e 17 divididos entre África e Austrália. Os principais países produtores são Vietnã, Índia,

Brasil e Indonésia (OLUYOLE; AGBENIYI; AYEGBONYIN, 2017). Os países do hemisfério Sul contribuem com 80% da produção mundial de caju, enquanto os países do hemisfério Norte fornecem cerca de 20% da safra e colheita global (INSTITUTO CAJU BRASIL, 2019a). A Figura 3 apresenta os principais produtores e o período de colheita, a depender das condições climáticas de cada país produtor.

Figura 3 – Época de colheita nos principais produtores mundiais.

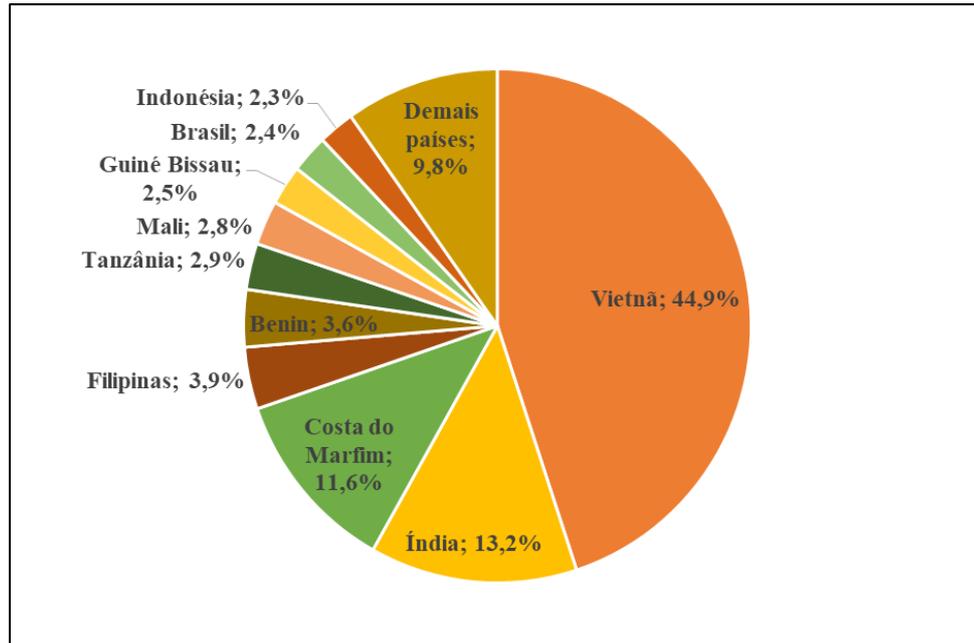
	País	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Hemisfério Norte	Nigéria			Amarelo	Vermelho	Vermelho	Amarelo						
	Benim			Amarelo	Vermelho	Vermelho	Amarelo						
	Gana			Amarelo	Vermelho	Vermelho	Amarelo						
	C. Marfim			Amarelo	Vermelho	Vermelho	Amarelo	Amarelo					
	Togo			Amarelo	Vermelho	Vermelho	Amarelo						
	Índia		Amarelo	Vermelho	Vermelho	Amarelo	Amarelo						
	Vietnã		Amarelo	Vermelho	Vermelho	Amarelo							
	Camboja		Amarelo	Vermelho	Vermelho	Amarelo							
	G. Bissau		Amarelo	Amarelo	Vermelho	Vermelho	Amarelo						
	Gâmbia		Amarelo	Amarelo	Vermelho	Vermelho	Amarelo	Amarelo					
	Senegal		Amarelo	Amarelo	Vermelho	Vermelho	Amarelo						
Hemisfério Sul	Indonésia	Amarelo	Amarelo						Amarelo	Amarelo	Vermelho	Vermelho	Amarelo
	Brasil	Amarelo	Amarelo						Amarelo	Amarelo	Vermelho	Vermelho	Vermelho
	Tanzânia	Amarelo	Amarelo								Amarelo	Vermelho	Vermelho
	Quênia	Amarelo	Amarelo								Amarelo	Vermelho	Vermelho
	Moçambique	Amarelo	Amarelo								Amarelo	Vermelho	Vermelho

Período de colheita, variável conforme as condições climáticas
 Pico de colheita

Fonte: adaptada de Instituto Caju Brasil, 2019a.

O produto comercial de maior importância é a amêndoa do caju, obtida da castanha, a qual apresenta ampla produção mundial. O maior produtor é o Vietnã, seguido por Índia, Costa do Marfim e Filipinas (FIGURA 4). O Brasil era o 9º maior produtor em 2018, com produção de 141 mil toneladas, 2.523 mil toneladas a menos que o Vietnã (BRAINER; VIDAL, 2020).

Figura 4 – Países com maior produção de castanha de caju no ano de 2018.

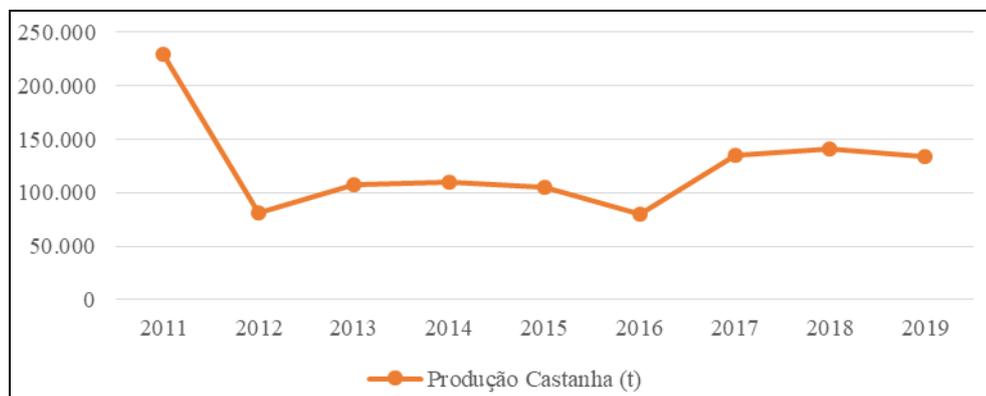


Fonte: adaptada de Brainer e Vidal, 2020.

No Brasil, os estados que concentram quase a totalidade da produção e comércio da castanha de caju, respondendo por 90,5% da produção, são Ceará, Piauí e Rio Grande do Norte (MARQUES *et al.*, 2017). A produção restante (9,5%) é gerada por oito estados, sendo eles Pernambuco, Maranhão, Bahia, Paraíba, Pará, Alagoas, Mato Grosso e Tocantins (IBGE, 2020b).

O mercado externo tem sido o destino de quase toda a produção de castanha de caju brasileira. Com a crise econômica de 2014, que retraiu o consumo mundial, prejudicando as exportações, as indústrias voltaram-se ao mercado interno (BANCO DO BRASIL, 2018). A Figura 5 mostra as variações na produção de castanha no Brasil, registradas entre os anos de 2011 e 2019.

Figura 5 – Produção de castanha de caju no Brasil entre os anos de 2011 e 2019.



Fonte: adaptada de IBGE, 2020b.

O declínio da produção de castanha a partir de 2012 pode ser explicado pela longa estiagem que perdurou até 2016, quando se observou uma redução da área plantada. No Piauí, a produção de castanha por hectare em 2012 foi quase 80% inferior à obtida em 2011, saindo de 267 kg/ha para apenas 54 kg/ha. No Rio Grande do Norte, a queda no rendimento da cultura nesse mesmo ano foi de 67,7%, ou seja, perda de 291 kg de castanha/ha. No Ceará, a produtividade saiu de 278 kg/ha para 96 kg/ha, queda de 65,5%, que representou um prejuízo de 182 kg/ha para o produtor (BRAINER; VIDAL, 2018).

Alguns fatores têm afetado negativamente o desempenho da indústria do caju, como a concentração da formação da renda a partir da comercialização da castanha, predominância de cajueirais antigos de baixa produtividade, baixos preços da castanha praticados ao nível de produtor, baixo nível tecnológico ao longo da cadeia produtiva, assistência técnica ao produtor insuficiente e fatores climáticos adversos (VIDAL, 2017).

Apesar das adversidades que afetam a cajucultura, o Ceará apresentou-se como o maior exportador de castanha de caju nos anos de 2010 a 2013, obtendo nesse período US\$ 154,25 milhões (EMBRAPA, 2016). No ano de 2016, o Brasil despontava como o quinto maior exportador mundial de castanha de caju. No primeiro quadrimestre de 2018, o Ceará arrecadou cerca de US\$ 35,6 milhões com a exportação de castanha de caju, o que representa 81% do valor das exportações pelo Brasil. Em 2018, as exportações brasileiras de castanha de caju atenderam a demanda de 58 países, dentre os quais, Estados Unidos, Holanda, Canadá, México e Argentina (FIEC, 2018).

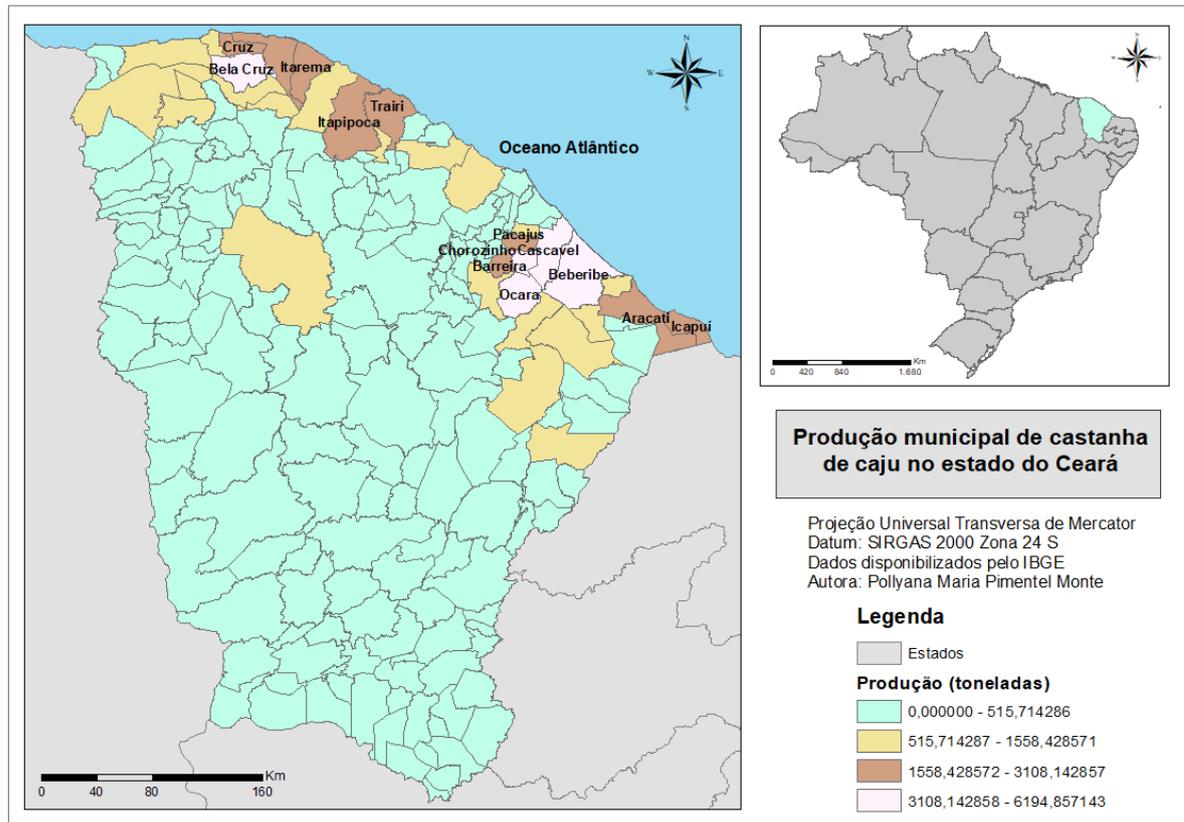
Nos últimos 5 anos, o estado do Ceará manteve-se como o maior produtor de castanha de caju, e os estados de Piauí e Rio Grande do Norte revezaram-se como segundos e terceiros colocados. No ano de 2019, a produção de castanha de caju, em toneladas, foi de 87.659, superando os estados de Piauí (21.631 t) e Rio Grande do Norte (16.862 t) e com produções bem menos expressivas, aparecem Pernambuco (4.099 t), Maranhão (3.946 t) e Bahia (2.438 t) (IBGE, 2020b).

A produção anual média de castanha de caju no estado do Ceará, entre os anos de 1999 e 2019, segundo o IBGE (2020c), apresenta como principais produtores os seguintes municipais: Beberibe, com produção de 6.194,8 toneladas, seguido pelos municípios de Bela Cruz (6.029,3 t), Chorozinho (4.409,5 t) Ocara (4.257,6 t), Cascavel (3.831,5 t), Pacajus (3.108,1 t), Aracati (2.517,3 t) e Barreira (2.514,3 t).

O valor bruto da produção, entre 1999 e 2019 (expresso em R\$ 1.000,00) variou entre os municípios produtores, a saber: Beberibe (R\$ 10.836,71), Bela Cruz (R\$ 10.716,9), Chorozinho (R\$ 5.989) Ocara (R\$ 6.758,19), Cascavel (R\$ 6.535,857), Pacajus (R\$

4.763,81), Aracati (R\$ 4.358,048) e Barreira (R\$ 4.119,524). A Figura 6 apresenta como destaque os principais municípios produtores de castanha de caju no estado do Ceará.

Figura 6 – Mapa de localização da produção de castanha de caju no Ceará.



Fonte: elaborada pela autora, 2020.

Estimativas para o período de 2014 a 2025 demonstram que a receita esperada com a exportação de amêndoa de castanha de caju atingirá R\$ 7,5 bilhões, a produção de madeira e, principalmente, pedúnculo alcançarão o valor de mais de R\$ 320 milhões e de castanha de caju, R\$ 435 milhões (ADECE, 2013).

3.2.3 Minifábricas de processamento de castanha de caju

O processamento de castanha de caju na região Nordeste do Brasil, atividade tradicional com registros por mais de 50 anos, é realizado por grandes e pequenas empresas, estas últimas utilizando minifábricas. A extração e o processamento de castanha de caju representam atividades com potencial considerável para a geração de emprego, tanto na propriedade rural quanto nas agroindústrias (GUANZIROLI *et al.*, 2009).

A tecnologia empregada nas minifábricas foi proposta pela Embrapa Agroindústria Tropical, em 1994, com o objetivo de incluir o pequeno produtor no mercado

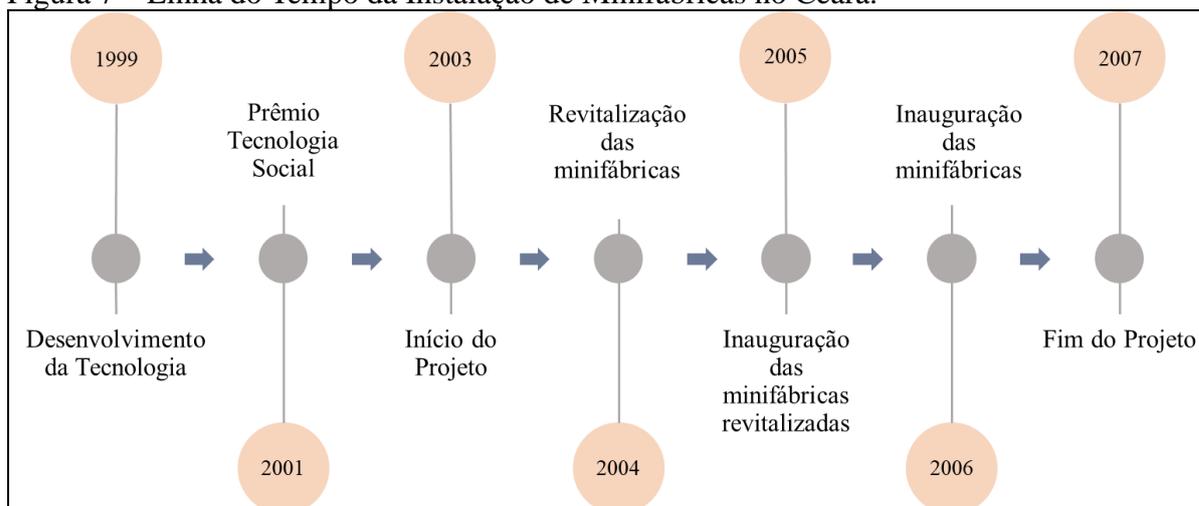
internacional. Essa tecnologia incorporou avanços em equipamentos e processos, permitindo a obtenção de amêndoas em maior proporção e com melhor qualidade, com níveis de processamento adaptados às condições de pequena e média escala de produção (LIMA, 2017). A introdução de minifábricas (MFs) buscou envolver comunidades rurais na produção e, conseqüentemente, ofereceu uma nova dimensão ao quadro social no meio rural no que se refere à geração de emprego e renda no agronegócio do caju (EMBRAPA, 2003).

A Embrapa conduziu o projeto de implantação das minifábricas, denominado Minifábrica de Castanha de Caju – Módulo Agroindustrial Múltiplo de Processamento e Comercialização de Amêndoa de Castanha de Caju, o qual tinha como objetivo elaborar, implantar e acompanhar as unidades de processamento de castanha em associações e cooperativas de produtores rurais da agricultura familiar, incluindo ainda o desenvolvimento, produção e entrega de novos equipamentos, obras e instalações, acompanhados de capacitações técnicas.

No ano de 2001, a Embrapa foi agraciada pela Fundação Banco do Brasil com o Prêmio Tecnologia Social, em reconhecimento ao Projeto Minifábricas de Castanha de Caju, o que lhe rendeu também uma parceria com esta Fundação. O estado do Ceará foi o primeiro a implantar o referido projeto por ser o maior produtor de caju e já contar com diversas minifábricas artesanais (ARAÚJO *et al.*, 2017).

No ano de 2003, foram realizados estudos de viabilidade econômica e social para a implantação das minifábricas. No ano seguinte, ocorreu a revitalização das minifábricas, readequando esses espaços já existentes, nos municípios de Chorozinho, Icapuí, Tururu e Aquiraz. Em 2005, iniciou-se a construção das minifábricas nos municípios de Aracati, Ocara, Tururu e da cooperativa central, todas elas inauguradas em 2006. Ainda nesse ano, foram assinados contratos com cada associação de minifábricas, repassando as instalações físicas e os equipamentos, sendo finalizado o projeto no ano de 2007 (ARAÚJO *et al.*, 2017). A Figura 7 apresenta a linha do tempo do processo de implantação das minifábricas no estado do Ceará.

Figura 7 – Linha do Tempo da Instalação de Minifábricas no Ceará.



Fonte: adaptada de Araújo *et al.*, 2017.

Silvestre *et al.*, (2016) visitaram a Cooperativa Agroindustrial Che Guevara (COPAC), minifábrica localizada no município de Ocara-CE e observaram que a maioria dos trabalhadores eram mulheres, visto que os homens geralmente trabalham no ramo agropecuário. O trabalho em minifábricas não exige qualificação profissional e são direcionadas aos jovens auto capacitações dentro e fora da fábrica. O Quadro 2 lista as minifábricas existentes até o ano de 2017, os municípios onde estão localizadas e a quantidade de cooperados.

Quadro 2 – Minifábricas de processamento de castanha de caju no estado do Ceará.

Município	Comunidade	Cooperativa	Nº de cooperados
Pacajus	Todas as comunidades das cooperativas singulares	Central de Cooperativas COPACAJU Ltda	600 (incluindo familiares)
Ocara	Assentamento Che Guevara	COPAC – Cooperativa Agroindustrial Che Guevara Ltda	52
Aracati	Assentamento Aroeira Vilany	COPAV – Cooperativa Agroindustrial Aroeira Vilany Ltda	48
Chorozinho	Assentamento Zé Lourenço	COPAZEL - Cooperativa Agroindustrial Zé Lourenço Ltda.	23
Tururu	Cemoaba	COACE - Cooperativa Agroindustrial Cemoaba Ltda.	53
Tururu	Assentamento Novo Horizonte	COPANH - Cooperativa Agroindustrial Novo Horizonte Ltda.	33
Icapuí	Assentamento P.A. Redonda	COPAR – Cooperativa Agroindustrial Redonda Ltda.	27
Aquiraz	Distrito de Justiniano	COOPFRUTOS - Cooperativa	29

	de Serpa	Agroindustrial de Frutos Regionais Ltda.	
Granja	Vila Sambaiba	COPAISA - Cooperativa Agroindustrial Sambaiba Ltda.	35
Fortim	Guajiru	COPAG - Cooperativa Agroindustrial Guajiru Ltda.	24
Barreira	Barreira Caiana, Cajazeiras e Alto Santo	COPACAIANA - Cooperativa Agroindustrial Caiana Ltda.	22

Fonte: Lima, 2017.

O objetivo principal do processamento da castanha é obter amêndoas inteiras, totalmente despelculadas, de cor branco-marfim e sem manchas. Esses atributos influenciam a cotação de preços no mercado interno e externo. Uma amêndoa inteira chega a ter o dobro do valor de uma amêndoa quebrada (PAIVA *et al.*, 2006).

No Nordeste brasileiro, o processamento da castanha de caju, para obtenção da amêndoa, abrange uma cadeia produtiva formada por 195 mil produtores, cinco grandes fábricas e outras 120 pequenas unidades. Estas últimas possuem capacidade de produção de 270 mil toneladas/ano. No entanto, em 2019, as MFs foram responsáveis pela produção de 22 mil t de castanha, destinadas ao mercado interno.

Os quatro polos principais na região Nordeste, que beneficiam a castanha em sistema de MF, são: o Polo de Pacajus-Barreira-Ocara, no Ceará, que concentra 50% das MFs; o Polo de Pio IX-Monsenhor Hipólito-Francisco Santo, no Piauí, com cerca de 15% das MFs; o Polo da Serra do Mel-Apodi, no Rio Grande do Norte, que representam 20% das MFs; e o Polo de Cícero Dantas-Itapicuru-Ribeira do Pombal, na Bahia, com cerca de 10% das MFs (INSTITUTO CAJU BRASIL, 2020b).

Apesar da expectativa inicial de crescimento no mercado, no ano de 2020, o contexto de incertezas trazidas pela pandemia do Covid-19 desacelerou as atividades nas MFs. Até meados de 2021, as pequenas unidades de processamento ainda não tinham retomado plenamente as atividades em virtude do retorno gradual das atividades em hotéis, restaurantes e turismo no estado (INSTITUTO CAJU BRASIL, 2020c).

3.3 Óleo da amêndoa da castanha de caju

No processamento da castanha de caju, observa-se o elevado índice de quebra deste produto, tanto no sistema mecanizado (40%) quanto no manual (20%), o que reduz seu preço de mercado. Porém, as amêndoas quebradas, por apresentar em sua composição, em torno de 46% (base úmida) de lipídeos totais (COSTA, 2018), podem ser usadas para a

extração de óleo, sendo esta uma forma de agregar valor à cadeia do caju (LIMA; BRUNO, 2007).

O óleo da amêndoa da castanha de caju possui alto teor de ácidos graxos, sendo considerado ideal para o consumo humano e de alto valor nutricional. Este óleo é fonte saudável de lipídeos para a dieta humana, sendo uma alternativa atrativa ao mercado alimentício e substituto ao azeite de oliva (NOBRE; MAGALHÃES; LIMA, 2015). Porém, apesar de se reconhecer suas vantagens, o óleo de amêndoa da castanha de caju ainda não é comercializado (IDAH; IMOLOGIE, 2014).

Lima *et al.* (2014) avaliou as características e estabilidade do óleo da amêndoa da castanha de caju, em comparação com os óleos comerciais de macadâmia, castanha-do-brasil e noz. Todos os óleos avaliados apresentaram acidez e índice de peróxidos dentro do exigido pela legislação brasileira, assim como alto teor de ácidos graxos insaturados (75,4% a 89,4%). Na análise sensorial, o óleo de amêndoa de castanha de caju foi avaliado com a maior pontuação em aroma (6,82 frente a 5,12 de noz); e aceitação global (7,28 frente a 5,40 ao de macadâmia), numa escala de 9 pontos.

Lima, Pinto e Magalhães (2018) avaliaram os processos de extração para a obtenção do óleo da amêndoa de caju – prensagem, extração por solventes e extração aquosa – e todos apresentaram rendimento satisfatório, com variação de 29% a 33%. No entanto, em função das características sensoriais, os métodos de extração aquosa e prensagem foram os mais indicados para obtenção do óleo da amêndoa da castanha-de-caju para uso alimentício.

Lafont, Páez e Portacio (2011) analisaram diferentes métodos de extração do óleo da amêndoa da castanha de caju e caracterizaram suas propriedades físico-químicas. Os métodos testados foram prensagem, por imersão e percolação em éter de petróleo, por refluxo (soxhlet) com acetato de etila e por refluxo (soxhlet) com hexano. Os autores concluíram que o método mais eficiente foi a percolação por imersão usando n-hexano como solvente, em que se obteve rendimento de $(97,78 \pm 1,12)$ %. Do ponto de vista da caracterização físico-química, obteve-se alta concentração de ácido oleico (61,36 %), sendo este um ácido graxo essencial (ômega 9). Ainda segundo este estudo, o óleo extraído pelo método de prensagem poderia ser usado na indústria de alimentos, e apesar do rendimento obtido pelo método de soxhlet, este último não foi o melhor para fins comestíveis. A Tabela 1 apresenta o percentual de ácidos graxos presentes no óleo da amêndoa da castanha de caju.

Tabela 1 – Ácidos graxos no óleo da amêndoa da castanha de caju

Ácidos graxos	Nome comum	Ácido graxo (%)
C6:0	Caprónico	0,00

C8:0	Caprílico	0,00
C10:0	Cáprico	0,00
C12:0	Láurico	0,00
C14:0	Mirístico	0,00
C16:0	Palmítico	10,43
C16:1	Palmitoleico	0,00
C18:0	Esteárico	8,21
C18:1	Oleico	61,36
C18:1 trans	Elaidico	0,00
C18:2	Linoleico	19,48
C18:3	Linolênico	0,52
C20:0	Araquídico	0,00

Fonte: Lafont, Páez e Portacio, 2011.

Os dados de Chandrasekara e Shahidi (2011) corroboram com os resultados obtidos em Lafont, Páez e Portacio (2011), pois na composição do óleo de ACC, foram encontradas quantidades semelhantes as mencionadas, como ácido oleico (60% a 61%), ácido linoleico (16% a 17%), ácido palmítico (10%) e ácido esteárico (9% a 10%).

3.4 Avaliação do Ciclo de Vida

3.4.1 Definição e importância da ACV

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma ferramenta de avaliação de impacto ambiental reconhecida internacionalmente que busca promover ações de melhoria de desempenho e inovação nos sistemas de produção (COELHO FILHO; SACCARO JUNIOR; LUEDEMANN, 2019)

A ACV avalia os aspectos ambientais e os possíveis impactos associados a um produto, por meio da realização de um inventário de entradas e saídas relevantes de um sistema de produto em todo seu ciclo de vida (QUINTEIRO *et al.*, 2019). O impacto ambiental geral de qualquer processo não está completo se apenas uma operação for considerada (BICER *et al.*, 2016), portanto, sua metodologia aborda a coleta de dados desde a produção até o descarte final de produtos e serviços (BLANCO, MARQUES, BODEGOM, 2018), o que permite a classificação e avaliação dos impactos potenciais.

A ACV é regulamentada pela NBR 14.040 (Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura) e NBR 14.044 (Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações).

O primeiro estudo envolvendo a análise de todas as fases na obtenção de um produto foi realizado na empresa Coca-Cola, cujo objetivo era quantificar os impactos das

embalagens no intuito de obter um produto com o menor lançamento de efluentes no ambiente e menor consumo de recursos naturais (SANTANA, GERIBELLO, AMARANTE, 2018). Porém, durante o período de concepção da ACV, sua aplicação era limitada pelo fato dos estudos aplicarem abordagens e terminologias diferentes, o que inviabilizava a comparação dos resultados (GUINÉE *et al.*, 2011).

No início da década de 90, a demanda por estudos sobre impactos ambientais cresceu devido à crise do petróleo e a preocupação com a geração de resíduos. Portanto, no decorrer da década ocorreu a normatização dos estudos de ACV, por intermédio do surgimento dos primeiros métodos de avaliação do impacto ambiental, responsáveis por padronizar os resultados obtidos em diferentes estudos de ACV. Em 1993, Comitê Técnico (TC 207) foi instituído para elaborar as normas que estabeleceram as diretrizes para um sistema de gestão ambiental e desenvolvimento sustentável (CHERUBINI; RIBEIRO, 2015).

No início do século XXI, com o crescimento da consciência ambiental, houve o crescimento da realização dos estudos ambientais (CHERUBINI; RIBEIRO, 2015). No Brasil, apenas no ano de 2001, foi lançada a versão nacional da ISO, a NBR ISO 14.040, a qual regulamentou, além das práticas de Gestão Ambiental, a metodologia para a realização de estudos de ACV (SANTOS *et al.*, 2011). Em 2003, o Comitê Brasileiro de Gestão Ambiental foi criado, assim como a Associação Brasileira do Ciclo de Vida (ABCV) que tem como objetivo difundir a ACV no país.

A abordagem da ACV é passível de utilização em muitos campos, como na gestão ambiental e na produção industrial (PAVAN, 2019), principalmente quando se objetiva comparar o desempenho ambiental de diferentes produtos, escolher os materiais mais adequados e para fins de marketing (PAPADASKALOPOULOU *et al.*, 2019).

Como instrumento de gestão, a ACV permite ao responsável pela decisão escolher uma alternativa considerando seus aspectos técnicos e seu desempenho ambiental, além de auxiliar na identificação de oportunidades de melhoria no ciclo de vida em estudo. Também pode ser aplicada em pontos como a análise da origem de um problema relacionado a um produto ou serviço específico, o detalhamento dos limites do processo de um produto e a determinação da energia embutida em um produto (TAVARES, 2006).

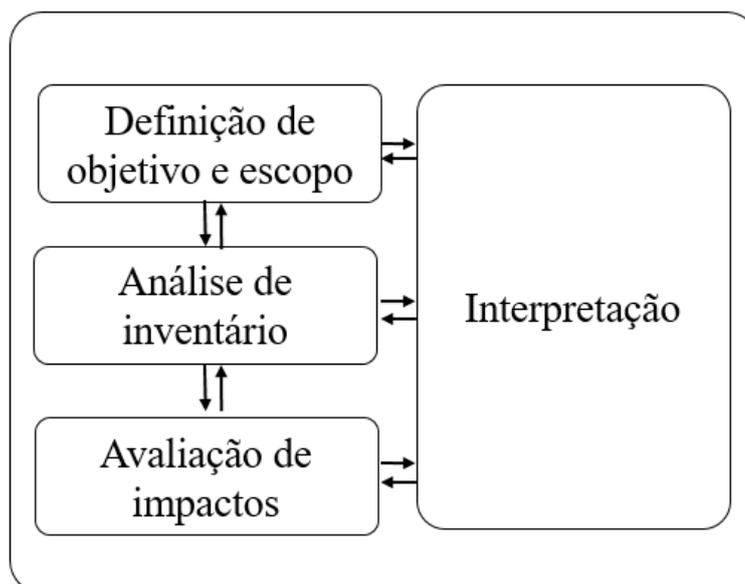
Ainda há um amplo horizonte a ser explorado pela ACV em diversas áreas (RESENDE, 2018). A ACV tem se mostrado importante para mostrar que a responsabilidade, seja de empresas ou governos, não se limita apenas a produção, mas a toda a cadeia de ciclo do produto, podendo identificar pontos críticos e oportunidades de melhorias nos processos produtivos de consumo e pós-consumo, combinando-se de maneira mais eficiente aspectos

econômicos e ambientais (ANDRADE, 2016).

3.4.2 Fases da ACV

As normas ISO apresentam a avaliação e interpretação do ciclo de vida de um produto por meio do cumprimento de um roteiro padrão válido internacionalmente. A ISO 14.040 permite avaliar as intervenções ambientais e os impactos potenciais de um produto, seguindo quatro etapas, a saber: (i) definição do objetivo e escopo; (ii) análise de inventário; (iii) avaliação de impacto; e (iv) interpretação (MARQUES, 2010; JESWANI; AZAPAGIC, 2019). O fluxograma das etapas da ACV é representado na Figura 8.

Figura 8 – Estrutura da Avaliação do Ciclo de Vida



Fonte: ABNT, 2009.

A seguir, cada uma das fases é descrita:

Fase 1 – Definição de objetivo e escopo:

A aplicação pretendida para os resultados da ACV é considerada durante a definição do objetivo e escopo (ABNT, 2009). Ao se determinar o escopo, deve-se identificar os limites do sistema, a unidade funcional, as categorias de impacto a serem investigadas e os cenários relevantes a serem desenvolvidos e examinados (GIESEN *et al.*, 2020).

Os impactos potenciais são avaliados quando for definida a fronteira do sistema, ou seja, os processos elementares que fazem parte de um sistema de produto (ABNT, 2009). Quando se analisa toda a cadeia do ciclo de vida do produto, define-se que a fronteira do sistema é do berço ao túmulo (MEDEIROS; DURANTE; CALLEJAS, 2018). Além desta

fronteira, conforme a conveniência do estudo, pode-se avaliar parcialmente os impactos potenciais por duas abordagens: do berço ao portão, quando se refere às etapas de extração de matéria-prima, recursos e a produção; ou do portão ao portão, quando se considera apenas a fase dos processos de fabricação.

Deve-se determinar a unidade funcional do estudo, que consiste na unidade de referência de um estudo de ACV, ou seja, é uma referência usada para normalizar os fluxos ambientais e permitir a comparação entre diferentes sistemas (BATLLE-BAYER *et al.*, 2019). A unidade funcional fornece uma descrição quantitativa das funções fornecidas pelo sistema em estudo. A escolha inadequada desta unidade pode levar a resultados e conclusões incorretas sobre o desempenho ambiental de um processo em estudo (SILLS, *et al.*, 2020).

Nesta fase também se determina a ocorrência de alocação em um estudo. Segundo a NBR 14040, alocação consiste na repartição dos fluxos de entrada ou saída de um processo ou sistema de produto entre o sistema de produto em estudo e outro(s) sistema(s) de produto, ou seja, distribuir os encargos e créditos de cada processo, obtendo como resultado final o impacto do produto final que consta no objetivo e escopo do estudo (CIVANCIK-USLU *et al.*, 2019).

Não é correto predizer que todo o impacto ambiental decorrente do processo será atribuído a um único produto, visto que além deste, outros produtos e resíduos foram gerados. Portanto, a alocação pode ser realizada baseada em propriedades físicas, como massa e energia e baseada em fatores econômicos, avaliando, respectivamente, a massa, o conteúdo energético e os valores comerciais dos produtos (SILVA *et al.*, 2015b).

Fase 2 – Análise de inventário

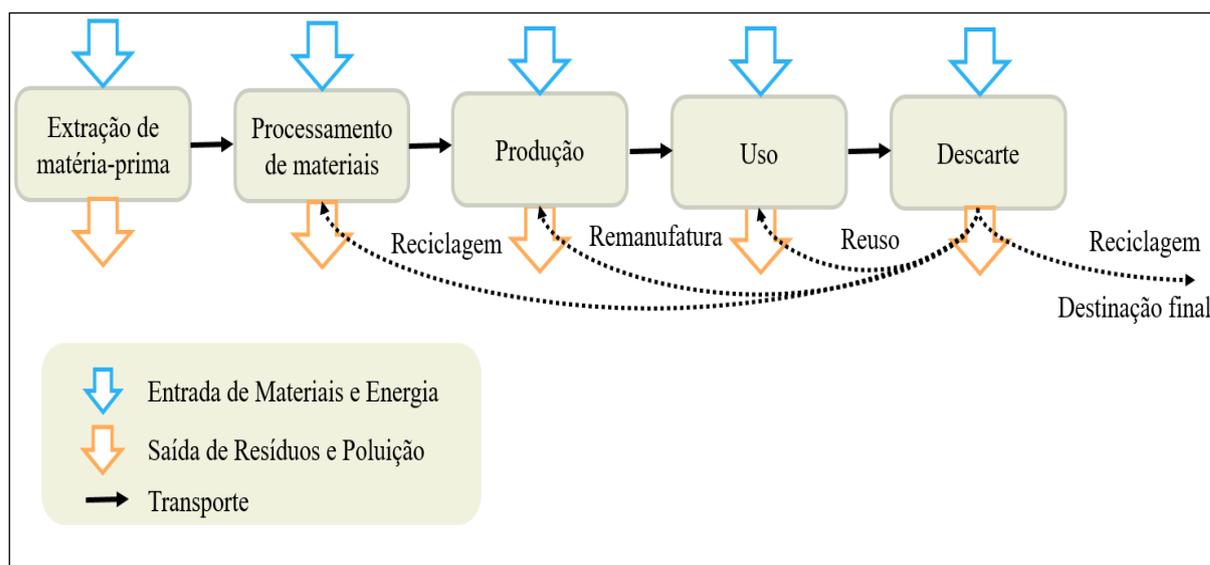
A metodologia da ACV é realizada por meio do levantamento e quantificação de energia e materiais necessários (entradas) e das emissões e resíduos liberados ao meio ambiente (saídas) (TAVARES, 2006). Para isto, faz-se o Inventário do Ciclo de Vida (ICV) que é uma ferramenta comumente usada e essencial para avaliar os impactos ambientais dos produtos (PYAY, 2019).

No ICV, contabilizam-se o processamento da matéria prima, manufatura, transporte e distribuição, uso/reuso/manutenção, reciclagem e disposição final. Esta verificação de entradas e saídas permite atribuir pontuações ambientais para as categorias de impacto definidas, como o aquecimento global, a destruição do ozônio e a acidificação (SILVA, 2019).

As entradas de um estudo de ACV incluem a energia e as matérias-primas

necessárias, enquanto as saídas são basicamente resíduos sólidos, líquidos e gasosos que são liberados no ambiente como consequência do processo (KYLILI; FOKAIDES, 2016). Harvey, Meijer e Kendall (2014) apresentam um modelo genérico do ciclo de vida de um produto (Figura 9), em que são mostradas as entradas e saídas de cada etapa.

Figura 9 – Entradas e Saídas da ACV.



Fonte: adaptada de Harvey; Meijer; Kendall, 2014.

Fase 3 – Avaliação de Impacto

Na Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV), são feitas a caracterização e avaliação dos efeitos dos fluxos identificados na fase anterior, com a avaliação sistemática dos impactos, determinando a contribuição potencial do produto (ARAÚJO; OLIVEIRA; SILVA, 2014). O objetivo desta etapa é fornecer informações adicionais para a definição e compreensão da significância ambiental das entradas e saídas do estudo, em termos das categorias de impacto investigadas.

Nesta fase, os dados de emissão do inventário são convertidos em indicadores de danos ou em possíveis impactos ambientais, incluindo a classificação e caracterização, os subprocessos opcionais de normalização, bem como o agrupamento e ponderação (KYLILI; FOKAIDES, 2016).

Várias metodologias padrão de ACV foram propostas, sendo os mais utilizados o International Reference Life Cycle Data System (ILCD), o CML, ReCipe, TRACI, IMPACT 2002+, CED etc. (BICER *et al.*, 2016; FARJANA *et al.*, 2019). Esses métodos diferenciam-se entre si quanto aos fatores de caracterização e normalização, cobertura geográfica, categorias de impacto e identificação da apresentação de seus resultados.

A categoria de impacto ambiental pode ser dividida em dois níveis de avaliação, a saber: (i) ponto médio (*midpoint*); e (ii) ponto final (*endpoint*). A caracterização *midpoint* usa indicadores localizados ao longo do mecanismo ambiental, que é entendido como o sistema de processos físicos, químicos e biológicos para uma dada categoria de impacto, vinculando os resultados da análise do inventário do ciclo de vida aos indicadores de categoria. Já a caracterização *endpoint* considera todo o mecanismo ambiental até o seu ponto final, ou seja, refere-se a um dano específico relacionado com a área mais ampla de proteção, que pode ser saúde humana, ambiente natural ou recursos naturais (MENDES; BUENO; OMETTO, 2015).

Pela enorme quantidade de categorias, deve-se observar a importância de cada uma, de acordo com o objetivo do estudo (ESNOUF *et al.*, 2019). As principais categorias de impacto são: mudanças climáticas, toxicidade humana (efeitos de câncer e não-cancerígenos), eutrofização terrestre, eutrofização de água doce, acidificação, radiação ionizante, material particulado, esgotamento de fósseis minerais e recursos renováveis e uso da terra (FARJANA *et al.*, 2019). No entanto, algumas categorias raramente são estudadas, pelas limitações metodológicas e escassez de dados existente, como é o caso da biodiversidade (MYLLYVIITA *et al.*, 2019).

Fase 4 – Interpretação

Nesta fase, os resultados do estudo são resumidos e discutidos como base para tirar conclusões, fazer recomendações, apontar limitações do estudo e auxiliar a tomada de decisão, de acordo com o objetivo inicial e a fase de definição do escopo (KYLILI; FOKAIDES, 2016).

A análise de sensibilidade é uma prática relevante por avaliar a influência dos parâmetros de entrada, avaliar a robustez dos resultados, aprimorar o entendimento em relação a estrutura, garantir a transparência, confiabilidade e credibilidade dos resultados e contribuir ao processo de tomada de decisão (LACIRIGNOLA *et al.*, 2017). O método de análise de sensibilidade de cenário envolve a construção de diferentes cenários visando analisar a influência dos parâmetros de entrada nos resultados de saída (GUO; MURPHY, 2012).

As incertezas dos dados, que podem ser causadas por lacunas temporais, geográficas ou tecnológicas, também são mensuradas nesta fase. A análise de incerteza é feita por meio da matriz Pedigree, a qual foi introduzida na base de dados do Ecoinvent. Esta matriz faz a transformação dos indicadores de qualidade dos dados em distribuições de probabilidade (lognormal). As incertezas nos dados de inventário são descritas pelos

parâmetros (ou características) de confiabilidade, completude, correlação temporal geográfica e tecnológica e tamanho da amostra. Cada característica é dividida em cinco níveis, cada uma recebendo uma pontuação (1 a 5), e um fator de incerteza, expressa em termos de contribuição para o quadrado do desvio padrão geométrico (SD) (FRISCHKNECHT *et al.*, 2007).

A simulação de Monte Carlo é aplicada para estimar as incertezas dos resultados que são introduzidas pela variabilidade estatística. Com base na incerteza dos dados, a função Monte Carlo é executada por meio de 1.000 iterações em um nível de significância de 95% (GUO; MURPHY, 2012). A simulação de Monte Carlo é feita pelo software SimaPro.

3.4.3 ACV *ex-ante*

As avaliações da produção podem ser feitas sob duas perspectivas, *ex-ante* ou *ex-post*. Essas abordagens diferenciam quanto ao momento no tempo em que os impactos ocorrem.

A análise *ex-ante* é realizada antes de um produto ou tecnologia ser implementado em escala comercial, portanto, antes dos impactos ocorrerem. Este tipo de avaliação oferece várias vantagens, a saber: permite antecipar e evitar impactos ambientais potenciais; possibilita mudanças significativas e menos dispendiosas no produto (GIESEN *et al.*, 2020); reduz encargos ambientais e custos; e evita investimentos e futuras substituições nas tecnologias.

A análise *ex-post* é realizada depois da produção ser implantada, portanto, depois dos impactos ocorrerem. Esta análise possibilita acessar as reais alterações ambientais advindas com a adoção da tecnologia, contribuindo com o processo de melhoria contínua.

A análise de sustentabilidade de tecnologias em desenvolvimento é de grande importância, pois permite a identificação de processos críticos, a discussão e a implementação de mudanças que promovam melhoria de desempenho ambiental.

De acordo com Baumann e Tillman (2006), a realização de mudanças na tecnologia, quando esta encontra-se em desenvolvimento, é menos onerosa e possível do que quando já está em uso pela sociedade. Com isso, a ACV, realizada de forma antecipada, promete várias vantagens e ajuda a superar desafios durante o desenvolvimento do produto, tais como a disponibilidade de dados, inclusão de partes interessadas, avaliação de riscos e problemas (GÖSWEIN *et al.*, 2020).

Portanto, a análise *ex-ante* assume sua relevância por permitir avaliar uma variedade de cenários possíveis que definem o espaço em que a tecnologia pode operar (CUCURACHI; GIESEN; GUINEÉ, 2018). Neste sentido, a abordagem *ex-ante* orientada à

decisão permite identificar a opção mais promissora de alternativas concorrentes em um contexto ambiental específico, além de priorizar mais esforços de pesquisa e desenvolvimento para informar a seleção das opções ambientalmente preferíveis de tecnologia alternativa para comercialização (RAVIKUMAR *et al.*, 2018).

Roffeis *et al.* (2020), Tan *et al.* (2018) e outros utilizaram a abordagem *ex-ante* para analisar o desenvolvimento de novos produtos. Roffeis *et al.* (2020) avaliaram o desempenho da produção de alimentos à base de insetos no contexto geográfico da África Ocidental, visando identificar aspectos ambientalmente críticos da produção, revelar trade-offs entre diferentes sistemas e auxiliar futuras atividades de pesquisa e desenvolvimento, oferecendo sugestões para melhorar o desempenho ambiental dos projetos de produção atuais. Tan *et al.* (2018) realizaram a avaliação ambiental em escala laboratorial de nanocristais de celulose, um material com ótimas propriedades mecânicas.

Na prática, os resultados dessas avaliações são frequentemente esquecidos devido ao longo tempo transcorrido entre pesquisa, desenvolvimento e produção final. No entanto, é importante que os impactos ambientais sejam continuamente observados e monitorados ao longo do projeto, permitindo a comparação dos impactos decorrentes em diferentes estágios de desenvolvimento, seja em escala laboratorial, produção em escala de bancada e processo em escala crescente.

Somado a isto, os resultados da análise *ex-ante* tem maior grau de incerteza, devido à ausência de dado reais e testes operacionais das tecnologias (BLANCO *et al.*, 2020). Além disso, os resultados podem ser afetados pelos efeitos combinados da variabilidade dos dados, medições erradas, estimativas erradas, dados não representativos ou ausentes e premissas de modelagem (CLAVREUL; CHRISTENSEN, 2012).

Em relação a ACV sob a perspectiva *ex-ante*, os resultados obtidos são avaliados quando as incertezas dos dados no intuito de oferecer cursos alternativos de ação para o tomador de decisão. Desta forma, a ACV *ex-ante* permite julgar a significância das diferenças nas comparações entre produtos, avaliar a qualidade e representatividade dos dados e garantir que os fluxos declarados nos inventários sejam compatíveis com o sistema de produto considerado (SILVA *et al.*, 2017). Assim, os resultados devem fornecer as incertezas envolvidas na análise, visto que, negligenciar o impacto da incerteza nos estudos de ACV pode resultar na redução da confiança nos resultados (ALYASERI; ZHOU, 2019).

3.4.4 ACV de óleos vegetais

Alguns estudos realizaram a Avaliação de Ciclo de Vida de óleos vegetais, mas a

maioria dos estudos encontrados sobre o tema está relacionado a avaliação do azeite de oliva, (AVRAAMIDES; FATTA, 2008; RINALDI; BARBANERA; LASCARO, 2014; PATTARA; SALOMONE; CICHELLI, 2016; EL HANANDEH; GHARAIBEH, 2016, PROIETTI *et al.* 2017; GUARINO *et al.*, 2019; FERNANDEZ-LOBATO *et al.*, 2021), óleo de canela (KHANALI *et al.*, 2018), girassol (NUCCI *et al.*, 2014) e palma (SCHIMDT; DE ROSA, 2020).

Os estudos apresentam como principais objetivos avaliar os impactos da produção do óleo (AVRAAMIDES; FATTA, 2008; RINALDI; BARBANERA; LASCARO, 2014; NUCCI *et al.*, 2014; EL HANANDEH; GHARAIBEH, 2016; KHANALI *et al.*, 2018; GUARINO *et al.*, 2019; FERNANDEZ-LOBATO *et al.*, 2021), quantificar as emissões de gases do efeito estufa (PATTARA, SALOMONE, CICHELLI, 2016), inovar a cadeia produtiva do azeite (PROIETTI *et al.*, 2017) e comparar os impactos da produção do óleo certificado e não certificado (SCHIMDT; DE ROSA, 2020).

As unidades funcionais encontradas nos estudos relacionam-se com a obtenção, em massa (1 kg) ou volume (1 L) dos óleos gerados. O escopo dos estudos compreende a abordagem do berço ao portão, considerando a produção agrícola, o transporte e a produção do óleo, desconsiderando o consumo e o descarte final dos resíduos, enquanto apenas o estudo de Rinaldi *et al.* (2014), compreende a abordagem de todo o ciclo de vida, ou seja, do berço ao túmulo

O método de avaliação de impactos utilizado nos estudos foi principalmente o ILCD e o IPCC. Os resultados encontrados nos estudos identificaram a etapa agrícola como a maior impactante no ciclo de produção do óleo, em razão principalmente do uso de fertilizantes e a produção das garrafas de vidro para envase dos produtos também e um ponto que impacta as categorias avaliadas. Já no refino do óleo de girassol, as etapas de branqueamento, a produção de vapor a partir do gás natural e a estação de tratamento de efluentes representam os maiores impactos.

O Quadro 3 apresenta um resumo mostrando os autores, o objetivo dos trabalhos, unidade funcional, método de avaliação de impactos e os principais resultados.

Quadro 3 – Revisão de estudos sobre óleos vegetais

Autores	Objetivo	Unidade funcional	Escopo	Método de avaliação	Resultados
Khanali <i>et al.</i> (2018)	Avaliar os impactos ambientais de diferentes operações de produção de canola e avaliar a produção do óleo no Irã.	1 t de óleo de canola	Berço ao portão	IPCC	A fase agrícola é o ponto mais impactante no sistema de produção do óleo de canola, com as emissões decorrentes do uso de fertilizantes e consumo de diesel nas operações agrícolas, com contribuição nas categorias de aquecimento global, acidificação e eutrofização
Rinaldi; Barbanera; Lascaro, (2014)	Avaliar os impactos do consumo de energia e as emissões de GEE associadas à produção de azeite de oliva produzido na província de Perugia.	1 L de azeite extra-virgem 1 ha de oliva	Berço ao túmulo	IPCC	Impactos influenciados pelo transporte aéreo para exportação do produto. Os outros principais pontos identificados foram a fertilização do olival, o congelamento do azeite durante o seu armazenamento na fábrica do lagar e a fabricação de garrafas de vidro.
Pattara, Salomone, Cichelli (2016)	Quantificar as emissões de gases de efeito estufa relacionadas ao cultivo de azeitonas e à produção de azeite de oliva em Abruzzo, na Itália	5 L de azeite de oliva	Berço ao portão	IPCC	Agricultura responsável por emissões de CO ₂ eq variando de 3,34 a 7,74 kg (principalmente devido aos tratamentos de fertilizantes e pesticidas), seguido pelo processo de embalagem na fase industrial para o qual as emissões de CO ₂ eq variam de 1,13 kg a 3,20 kg (para o qual garrafas de vidro representam a maior carga).
Guarino <i>et al.</i> (2019)	Avaliar impactos energéticos e ambientais envolvendo diferentes cultivos na produção de azeite de oliva na Itália.	Garrafa de vidro de 0,75 L de azeite extra virgem	Berço ao portão	ILCD	Impactos na etapa agrícola (70 – 90%), principalmente causado por fertilizantes e impacto e energia (80 – 90%) na produção de garrafas.
Nucci <i>et al.</i> (2014)	Avaliar os impactos ambientais da produção de óleo de girassol comestível com foco especial nas fases de processamento e embalagem.	Óleo vegetal refinado comercializado em garrafas plásticas de 1 litro.	Berço ao portão	ReCiPe	Impactos na fase de refino (etapa de branqueamento, a produção de vapor a partir do gás natural e a estação de tratamento de efluentes). Uma melhoria ambiental nas fases de processamento e embalagem pode ser obtida reduzindo a energia e o consumo de material (branqueamento de terra e água) exigidos pelos processos de refino de petróleo e reduzindo os materiais usados para

					a embalagem do produto final.
Proietti <i>et al.</i> (2017)	Inovar a cadeia produtiva de oliva com processos mais sustentáveis, do olival à transformação e embalagem do produto na Itália	1 L de azeite de oliva	Berço ao portão	IPCC	Foram emitidas entre 0,667 e 4,475 kg CO ₂ eq/Lóleo.
Avraamides; Fatta (2008)	Avaliar consumo de matérias-primas e as emissões de poluentes da produção em Chipre.	1 L de azeite extra-virgem	Berço ao portão	-	A produção de fertilizantes inorgânicos utilizados na fase agrícola de produção de azeite e a eliminação de efluentes líquidos dos lagares para tanques de evaporação foram considerados processos de “ponto quente” não só em termos de consumo de recursos, mas também em termos de emissões no meio ambiente.
El Hanandeh; Gharaibeh, (2016).	Avaliar os impactos ambientais do estado atual das práticas de micro-cultivo de azeite na região norte Jordânia e sugerir práticas alternativas para melhorar a sustentabilidade da indústria	1 kg de azeite de oliva	Berço ao portão	ReCiPe	A eficiência do setor de produção de azeites pequenos e micro-oliva da Jordânia se deve ao baixo nível de água, energia e uso de produtos químicos na fase agrícola e ao uso eficiente de resíduos na produção de energia para deslocar os combustíveis fósseis.
Schimdt; De Rosa (2020)	Aliar os impactos da produção do óleo de palma certificado e não certificado, produzido na Indonésia e Malásia.	1 kg de óleo de palma refinado	Berço ao portão	Impact 2002+ EDIP 2003	A produção certificada alcança a maior redução de emissões de GEE devido aos rendimentos mais altos, ou seja, menos uso da terra por unidade de produto, menos dendê cultivado em solo turfoso e maior participação de efluentes de fábrica de óleo de palma tratados com tecnologias de captura de biogás.
Fernandez-Lobato <i>et al.</i> (2021)	Avaliar o impacto ambiental da produção de azeite virgem espanhol	1 kg de azeite virgem	berço ao portão	ILCD	Impacto na fase de cultivo, em termos de potencial de alterações climáticas, são as categorias de produtos fitofarmacêuticos e herbicidas (24,11%) e fertilizantes (20,01%). No entanto, o impacto ambiental da fase industrial é relativamente constante, com um valor de 0,547 a 0,554 kg de CO ₂ equivalente.

3.5 Pegadas

A avaliação do Ciclo de Vida aborda as categorias de impactos ambientais por meio de dois componentes: a Pegada Hídrica e a Pegada de Carbono. A Pegada Hídrica permite avaliar tanto a quantidade, como a qualidade dos efluentes do processo, sendo, portanto, subdividida nas categorias de escassez hídrica, eutrofização, toxicidade humana e ecotoxicidade. Já a Pegada de Carbono compreende a categoria de mudanças climáticas, que quantifica as emissões de gases do efeito estufa gerados na produção.

3.5.1 Pegada Hídrica

A água é um recurso natural essencial para a produção de bens, serviços e sobrevivência das espécies. No entanto, sua intensa utilização de forma desordenada, a ocorrência de poluição e contaminação dos corpos hídricos, reduzindo sua qualidade, resulta na falta de abastecimento em determinadas regiões do planeta (SILVA *et al.*, 2020).

A escassez de água é considerada um dos desafios mais urgentes que a sociedade humana enfrenta no século XXI (ARTO; ANDREONI; RUEDA-CANTUCHE, 2016). A escassez surge quando a demanda por recursos locais e regionais excede a oferta disponível (WICHELNS, 2017). Seu maior consumo ocorre por meio de atividades humanas, especialmente nos setores agrícola e industrial (SABLI *et al.*, 2017).

A agricultura irrigada é responsável por mais de 70% do uso total de água (XU *et al.*, 2019). Além da grande quantidade de água para produção de alimentos, os efeitos das mudanças climáticas, com variações na sazonalidade, a diminuição da quantidade de chuvas e a poluição da água são responsáveis por esta escassez (CASTRO *et al.*, 2018). Esta preocupação é ainda maior na região Nordeste do Brasil, que historicamente apresenta escassez de água e irregularidade de chuvas.

Logo, como forma de avaliar as responsabilidades quanto a problemas de falta de água, surgiu a Pegada Hídrica (PH) (NEZAMOLESLAMI; MAHDIHOSSEINIAN, 2020). Ela consiste numa ferramenta para medir a quantidade de água doce consumida direta e indiretamente, e a água contaminada no processo de produção em um determinado período (HOEKSTRA; HUNG, 2002; HOEKSTRA *et al.*, 2011), por meio da compilação e avaliação das entradas, saídas e dos impactos ambientais potenciais relacionados ao uso de água (ABNT, 2017).

A avaliação de pegada hídrica é constituída por três componentes: azul, verde e cinza. A azul corresponde à água doce de superfície ou subterrânea, trata-se da água que evapora e que é incorporada ao produto. A PH verde se refere à precipitação, que é

armazenada no solo ou fica temporariamente no topo do solo ou vegetação, e consiste na água proveniente da chuva que é consumida durante a produção. A cinza pode ser expressa em termos do volume de água necessário para diluir os poluentes de forma que eles se tornem inofensivos (HOEKSTRA *et al.*, 2011).

A pegada hídrica total é calculada pela soma das suas três componentes (SARAIVA *et al.*, 2020). Estes cálculos contribuem para a discussão sobre o consumo, alocação sustentável e equitativa dos recursos hídricos, possibilitando avaliar os impactos ambientais socioeconômicos locais (BRANDÃO, 2020).

O cálculo da pegada hídrica de um produto contabiliza o volume total de água doce usada diretamente ou indiretamente em sua produção. A Tabela 2 apresenta as quantidades encontradas na fabricação de determinados produtos, de origem animal e agrícola.

Tabela 2 – Quantidade de água utilizada na obtenção de produtos, de origem animal e agrícola.

Produtos de origem animal		Produtos de origem agrícola	
Produtos	Volume de água (L/Kg)	Cultura	Volume de água (L/Kg)
Couro bovino	16.600	Arroz	3.400
Carne de boi	15.500	Amendoim (com casca)	3.100
Carne de carneiro	6.100	Trigo	1.300
Queijo	5.000	Milho	900
Porco	4.800	Maçã ou Pêra	700
Leite em pó	4.600	Laranja	460
Carne de cabra	4.000	Batata	250
Galinha	3.900	Repolho	200
Ovos	3.300	Tomate	180
Leite	1.000	Alface	130

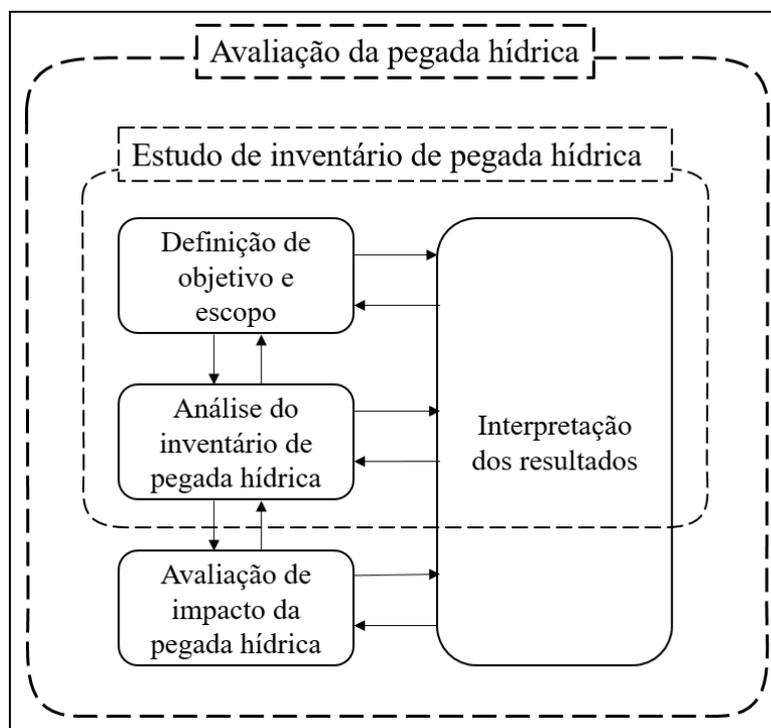
Fonte: Hoekstra *et al.*, 2011.

Assim, para regulamentar os estudos de pegada hídrica, foi criada a ABNT NBR ISO 14.046, de Gestão Ambiental – Princípios, requisitos e diretrizes da Pegada Hídrica. Esta ISO, que se baseia na ACV, estabelece diretrizes para a identificação dos impactos relacionados à água e indica as quantidades utilizadas, assim como sua mudança de qualidade. A pegada hídrica pode ser realizada de forma única ou associada a estudos de ACV, os quais abordam outras categorias de impacto (ABNT, 2017).

Similarmente à ACV, a pegada hídrica é conduzida de acordo com quatro fases: 1. Definição de objetivo e escopo; 2. Análise do inventário de pegada hídrica; 3. Avaliação de

impacto da pegada hídrica; e 4. Interpretação dos resultados (FIGURA 10). A PH, quanto a suas fases de execução, difere da ACV apenas quanto ao objeto analisado, que aqui consiste na avaliação das demandas hídricas. A PH pode ainda envolver a realização de um estudo de inventário de pegada hídrica, o qual se restringe à realização das fases 1, 2 e 4.

Figura 10 – Fases da Pegada Hídrica



Fonte: ABNT, 2017.

3.5.1.1 Escassez hídrica

Escassez hídrica, segundo a NBR 14.046, representa a comparação, em determinada área, com relação a demanda por água e o seu reabastecimento, desconsiderando a sua qualidade. Esta norma apresenta os requisitos e diretrizes relacionadas com a avaliação da pegada hídrica de produtos, processos e organizações com base na avaliação do ciclo de vida (ACV). Entretanto, esta norma não reuniu consenso em torno do impacto da escassez de água, restringindo-se apenas a listar exemplos de pegada de escassez de água que não eram diretamente comparáveis pelo fato de usar diferentes escalas, variáveis e equações. Para contornar esse problema, propôs-se o modelo denominado *Available Water Remaining* (AWARE) (ANDRADE, 2018).

O modelo AWARE, desenvolvido pelo grupo denominado Uso da Água no Life Cycle Assessment (WULCA), consiste no uso de um indicador de ponto médio para avaliar uma pegada de escassez hídrica. O indicador de ponto médio foi recomendado para esta

finalidade pelo Programa Ambiental das Nações Unidas/Sociedade de Iniciativa do Ciclo de Vida de Toxicologia e Química Ambiental (Iniciativa do Ciclo de Vida do UNEP/SETAC).

A determinação da escassez de água é feita com base nas mensurações dos possíveis impactos ambientais relacionados ao consumo de água. Os impactos associados à qualidade da água não são avaliados por esta categoria de impacto, mas em outras categorias de impacto, como a eutrofização da água doce (PAYEN; FALCONER; LEDGARD, 2018).

Este método responde à questão fundamental orientada pela ACV: "Qual é o potencial de privar outro usuário ao usar água nesta região?" (BOULAY *et al.*, 2018). Para responder a esta questão, o método tem como pressuposto que o potencial de privar outro usuário de água é diretamente proporcional à quantidade de água doce consumida e inversamente proporcional à água disponível restante por unidade de superfície e tempo em uma região (bacia hidrográfica) (CALDEIRA, 2018).

Desta forma, o modelo AWARE compara o volume de água disponível restante por unidade de superfície, em uma determinada bacia hidrográfica, com a média mundial, depois que as demandas do ecossistema humano e aquático forem atendidas.

Matematicamente, calcula-se o fator de caracterização (FC) que é obtido pela diferença entre a disponibilidade de água menos a demanda por metro quadrado, para cada bacia, levando em consideração dados locais de disponibilidade de água, consumo humano e necessidade de água dos ecossistemas.

Em seguida, o FC é relacionado à média mundial, podendo assumir valor entre 0,1 e 100, o qual representa a quantidade relativa de água disponível uma vez que a demanda foi atendida, em comparação com a localização média mundial (BOULAY; LENOIR, 2020).

3.5.1.2 Eutrofização

A eutrofização ocorre quando um ecossistema se torna muito produtivo devido ao enriquecimento por nutrientes, principalmente fósforo (P) e nitrogênio (N). Consequentemente, o estímulo de produtores primários promove o crescimento excessivo de macrófitas e algas planctônicas, ocasionando o aumento da contaminação dos corpos hídricos por metais e substâncias tóxicas liberadas por algas, a depleção do oxigênio dissolvido e a redução da biodiversidade (WIEGAND; PIEDRA; ARAÚJO, 2016). O aumento da eutrofização pode ocasionar ainda a proliferação excessiva de cianobactérias tóxicas, resultando na elevação de custos para o tratamento da água, com adoção de técnicas mais avançadas e onerosas de tratamento (COGERH, 2020).

As atividades humanas e os processos naturais, promovem o aumento da carga de

nitrogênio e fósforo na água, provocando a eutrofização. Esses nutrientes são utilizados como fertilizantes (HENRYSON; SUNDBERG, 2020), com isso, a eutrofização é um dos impactos ambientais mais prevalentes da produção agrícola (ORTIZ-REYES; ANEX, 2018).

A metodologia de avaliação dos impactos da eutrofização é feita por meio da análise de dois indicadores: eutrofização marinha e eutrofização de água doce. Esta divisão deve-se ao fato de o N ser o nutriente limitante para o crescimento da biomassa marinha e o P ser o nutriente limitante para o crescimento da biomassa de água doce (PAYEN; LEDGARD, 2017).

3.5.1.3 Ecotoxicidade e toxicidade humana

As emissões de metais para ambientes originam-se principalmente em setores industriais, como produção de ferro ou aço, usinas térmicas, refinarias de óleo mineral e gás e em atividades agrícolas pelo uso dos pesticidas. As emissões químicas transportadas pelo ar expõem polinizadores e outros animais, e se depositam nas superfícies da água e na terra, incluindo vegetação, de onde podem lixiviar, escoar ou lavar os solos superficiais (FANTKE *et al.*, 2018).

Essas emissões normalmente atingem a água doce primeiro e se movem em direção à água do mar por intermédio das vias fluviais, potencialmente causando ecotoxicidade em compartimentos de água doce e marinha (DONG; ROSENBAUM; HAUSCHILD, 2016).

A ecotoxicidade é uma categoria de impacto de ACV em que as emissões de substâncias químicas emitidas por processos causam impactos potenciais nos organismos e danos ao ecossistema. Esses impactos são modelados considerando o destino da substância no meio ambiente, mecanismos de exposição e ecotoxicidade inerente da substância aos organismos, indicando potencial para causar danos (SYDOM *et al.*, 2020).

Para avaliar os impactos de toxicidade e ecotoxicidade, os dados são mensurados quanto aos efeitos cancerígenos e não cancerígenos em unidades tóxicas comparativas (CTUh), proporcionando o aumento estimado da morbidade na população humana total por unidade de massa de um produto químico emitido (casos/kg). Para a mensuração de ecotoxicidade, o impacto relacionado a água doce é expresso em unidades tóxicas comparativas (CTUe). Este parâmetro fornece uma estimativa da fração de espécie potencialmente afetada (PAF), integrada ao longo do tempo, e do volume por unidade de massa de um produto químico emitido (PAF m³ dia/kg) (ROSENBAUM *et al.*, 2008).

3.5.2 Pegada de Carbono

A agricultura é uma das principais fontes de emissão de gases de efeito estufa (GEE) (ADEWALE *et al.*, 2019), que ocorrem por meio da liberação de gases como o metano (CH₄), dióxido de nitrogênio (N₂O) e dióxido de carbono (CO₂). Essas emissões são responsáveis por 50% a 70% das emissões agrícolas que se originam do preparo do solo, cultivo e pecuária (SUN *et al.*, 2019). Os GEE são considerados importantes impulsionadores da rápida mudança climática global.

O Acordo Climático de Paris, firmado por 195 países, visa reduzir significativamente as emissões de gases de efeito estufa e, assim, evitar mudanças climáticas severas (LUO *et al.*, 2020). O cumprimento dos objetivos de mitigação climática acordados em Paris no ano de 2015, exige mudanças substanciais e transformadoras na produção e no consumo, a fim de obter reduções absolutas e rápidas das emissões de gases de efeito estufa em todo o mundo (SMETSCHKA *et al.*, 2019).

Como forma de avaliar a contribuição de um produto para as mudanças climáticas e ajudar a identificar pontos críticos, nos quais medidas de redução de emissões devem ser aplicadas, surgiu a Pegada de Carbono (ROIBÁS *et al.*, 2018). Este indicador determina o conjunto total de emissões de gases de efeito estufa (GEE) causadas por uma organização ou produto e, geralmente, é expresso em termos da quantidade de dióxido de carbono ou seu equivalente a outros GEE emitidos (WANG; HUI, 2020). Sua contabilidade é importante para ajudar as indústrias a avaliar as emissões de GEE e propor uma melhoria necessária nos processos (JAMALUDIN; MUIS; HASHIM, 2019).

A pegada de carbono é tratada pela ABNT 14067:2015, elaborada pelo Comitê Brasileiro de Gestão Ambiental, na qual apresenta os requisitos e orientações sobre a quantificação e comunicação da pegada de carbono de um produto, com base nas normas de ACV.

Existem dois desafios básicos para o design de produtos com pegada de baixo carbono: (i) estabelecer um modelo para calcular e avaliar quantitativamente a pegada de carbono; e (ii) implementar estratégias de design de baixo carbono para reduzir sua pegada (PENG *et al.*, 2019). Apesar da ampla utilização da contabilidade da pegada de carbono para medição do impacto das mudanças climáticas, a abordagem não é suficientemente abrangente para atender às preocupações de sustentabilidade, pois mostra apenas a redução no parâmetro de gases do efeito estufa, negligenciando outros impactos (LAURENT; OLSEN; HAUSCHILD, 2012). Por esta razão, a pegada de carbono deve ser complementada por meio

da inclusão de outros impactos da ACV, evitando-se a avaliação de forma unitária.

As desvantagens da pegada de carbono, embora as pegadas de carbono nacionais médias sejam uma indicação dos esforços exigidos pelos países para reduzir as emissões de carbono, estão associadas com existência de diferenças consideráveis nas pegadas de carbono, que são determinadas pelas disparidades socioeconômicas da sociedade (CHRISTIS *et al.*, 2019). O contexto socioeconômico é um fator importante para o desempenho de baixo carbono do produto, fator este a ser trabalho no sentido de desenvolver um método unificado para avaliar a pegada de carbono (GUI *et al.*, 2019).

3.5.2.1 Mudanças Climáticas

A mudança climática é a consequência da liberação de dióxido de carbono e outras emissões antrópicas na atmosfera, resultando no aquecimento global e variados impactos no mundo (XIA; NIU, 2020). A mitigação dos impactos da mudança climática é um dos desafios mais significativos da sociedade e dos governos e (PEREIRA; FILIMONAU; RIBEIRO, 2019).

Para a quantificação da pegada de carbono, considerando as emissões em todo o ciclo de vida do produto, bem ou serviço avaliado, pode-se utilizar as metodologias elaboradas pelo Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC) (SAMPAIO, 2019) ou pela International Reference Life Cycle Data System (ILCD).

De acordo com a NBR 14.067, a mensuração da pegada de carbono consiste em avaliar as etapas de produção e somar as emissões e remoções de GEE do sistema, tendo como unidade de medida CO₂ equivalentes. Na ACV, os dados são apresentados com relação à categoria de impacto mudança climática.

Para avaliar a emissão de outras gases e adequá-los de acordo com a unidade de CO₂ equivalente, utiliza-se o potencial de aquecimento global (GWP), que mede a força radiativa de uma unidade de massa de determinado conjunto de GEE na atmosfera dos dias atuais, em um horizonte de tempo escolhido. O GWP de CO₂ é definido como um valor padrão de 1 e o GWP de outro GEE pode ser obtido para converter os dados de CO₂ equivalente (LI; ZHENG, 2020).

3.6 Ecoeficiência

A avaliação da ecoeficiência de um produto é uma ferramenta de gestão que

relaciona o desempenho ambiental, ou seja, os resultados mensuráveis dos aspectos ambientais, com o valor do sistema de produto, a valia ou desejabilidade de um produto (ABNT, 2014). Consiste numa medida estratégica do âmbito empresarial, que promove a relação entre os retornos econômicos e impactos ambientais, auxiliando os engenheiros na tomada de decisões (PEREIRA *et al.*, 2018; CAIADO, *et al.* 2020).

O termo ecoeficiência teve sua origem a partir do conceito de desenvolvimento sustentável, apresentado em abril de 1987 pela Comissão Mundial sobre o Meio Ambiente na Assembleia Geral das Nações Unidas. Este termo foi criado na busca de envolver o objetivo empresarial do desenvolvimento sustentável, combinando melhorias ambientais e econômicas.

A definição de ecoeficiência que alcançou notoriedade foi estabelecida pelo Relatório do Conselho Empresarial Mundial para o Desenvolvimento Sustentável (1992), que diz:

Ecoeficiência é alcançada ao oferecer bens e serviços com preços competitivos que satisfaçam as necessidades humanas e qualidade de vida, enquanto ocorre a redução do impacto ecológico e a intensidade de uso de recursos ao longo do ciclo de vida do produto, a um nível condizente com a capacidade de suporte da Terra. (VERFALLE; BIDWELL, 2000; RINCÓN; WELLENS, 2011).

A aliança entre preocupação econômica e ambiental representa uma vantagem competitiva às empresas, o que requer uma ponderação nos impactos negativos, gerenciando adequadamente as emissões e os resíduos sólidos, ocasionando o ganho financeiro e mitigando a poluição, representando a ecoeficiência empresarial (ZANIN; PANHOCA; ESPEJO, 2016). O Quadro 4 apresenta os objetivos da ecoeficiência.

Quadro 4 – Objetivos da Ecoeficiência

Objetivo	Descrição
Redução de Consumo de Recursos	Menor uso de energia, materiais, água e solo, favorecendo a reciclabilidade e durabilidade do produto
Redução do Impacto na Natureza	Menos emissões gasosas, descargas líquidas, eliminação de desperdícios e a dispersão de substâncias tóxicas, e maior utilização sustentável de recursos renováveis
Melhoria do Valor do Produto ou Serviço	Com menos materiais e menor utilização de recursos, aumenta a funcionalidade, flexibilidade e modularidade do produto, concentrando-se na venda do que os consumidores necessitam

Fonte: adaptada de ZANIN; PANHOCA; ESPEJO, 2016.

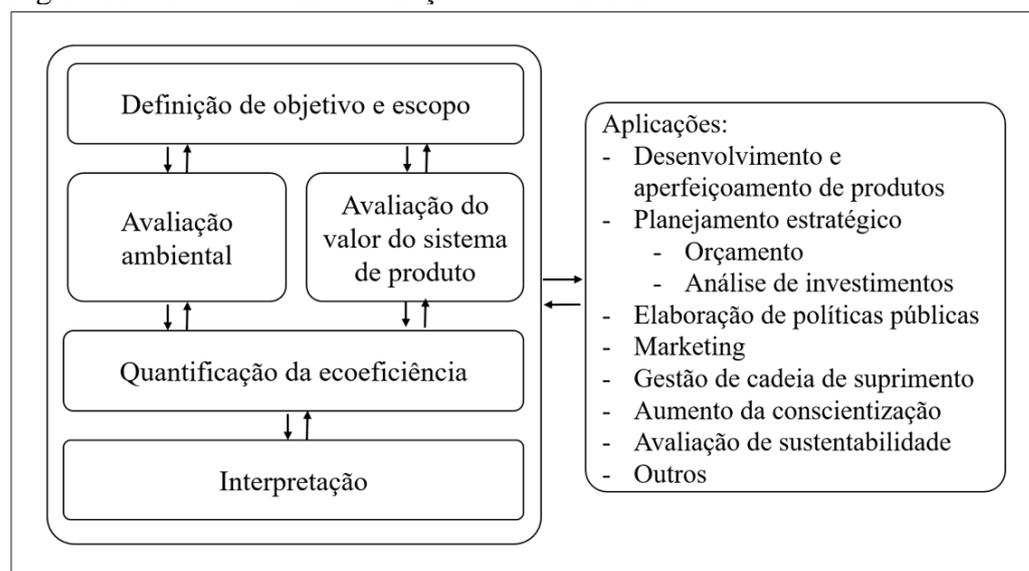
Ser ecoeficiente representa uma estratégia de desenvolvimento da produção econômica, com entrada reduzida de material e menor dano ambiental acarretado, tendo como pressuposto que a sociedade faça mais com menos insumos, considerando não só o

crescimento econômico, mas também a consequência ambiental. (HAN *et al.*, 2021). A sua metodologia de avaliação consiste na combinação da análise do fluxo de materiais, avaliação do ciclo de vida e a contabilidade de custos de fluxo de materiais (LIU *et al.*, 2021).

Visando reduzir o consumo de recursos renováveis e não renováveis, diretrizes foram recomendadas às empresas e indústrias, tais como a redução da dispersão de substâncias tóxicas, redução do consumo de energia, aumento da reciclagem dos materiais, aumento da durabilidade dos produtos, aumento da intensidade do uso de produtos e serviços, maximização do uso de recursos renováveis e redução do consumo de materiais (CONTE, 2016)

Na legislação brasileira, a ecoeficiência é um dos princípios adotados pela Política Nacional de Resíduos Sólidos, Lei nº 12305, de 02 de agosto de 2010, e sua avaliação é regulamentada pela NBR ISO 14.045 (2014) – Gestão ambiental — Avaliação da ecoeficiência de sistemas de produto — Princípios, requisitos e orientações, que determina as fases da avaliação de ecoeficiência, como mostrada na Figura 11.

Figura 11 – Fases de uma avaliação de ecoeficiência



Fonte: adaptada da ABNT (2014).

As fases da avaliação de ecoeficiência são semelhantes àquelas da avaliação do ciclo de vida. Para definir o objetivo e escopo dos estudos, devem-se fazer a identificação da finalidade, o público-alvo, o uso pretendido dos resultados, assim como o sistema de produto, função, unidade funcional e o método de avaliação do valor (ABNT, 2014).

A segunda etapa utiliza os resultados obtidos na avaliação ambiental, por meio da avaliação do ciclo de vida (NBRs 14040 e 14044). Esses resultados estão relacionados com o valor do sistema de produto, a partir do qual estima-se a ecoeficiência. A ecoeficiência é

mensurada pela relação entre o valor do sistema de produto e o impacto ambiental (ABNT, 2014).

O valor do sistema de produto é definido com base na unidade funcional, podendo ser o valor funcional ou valor monetário. O valor funcional é a quantidade numérica que representa o desempenho funcional ou a desejabilidade de um sistema de produto, ou os custos apontados no processo, o preço dos produtos, a disposição a pagar, valor agregado, lucro, investimento futuro (ABNT, 2014).

As avaliações de ecoeficiência têm sido feitas em diversos setores econômicos. Caiado *et al.* (2018) realizou uma análise multicritério da ecoeficiência do transporte de cargas com veículos leves e concluiu que as vertentes ambiental e econômica podem orientar a busca por alternativas de transporte mais ecoeficientes, considerando critérios quantitativos relativos aos veículos.

Oliveira *et al.* (2019) avaliou a ecoeficiência na intermodalidade para o transporte regional de carga, com o caso do calcário siderúrgico e observou que a partir da aplicação da ecoeficiência foi possível uma alternativa de baixo valor agregado que apresente desempenho superior à alternativa de transporte utilizado, sem comprometer o desempenho do aspecto ambiental.

Preusler *et al.* (2015) estudou a terceirização dos serviços de impressão como forma de obtenção da ecoeficiência em uma empresa pública de pesquisa agropecuária, e viu que a avaliação de ecoeficiência permitiu otimizar os processos e reduzir os custos da empresa.

Com isso, a avaliação de ecoeficiência pode ser utilizada em uma diversidade de estudos, por meio da utilização de indicadores adaptados a cada situação de trabalho, com o objetivo de unir questões ambientais e econômicas, proporcionando maior preocupação ambiental ao ambiente empresarial.

4 METODOLOGIA

Os procedimentos metodológicos descritos neste tópico inicialmente abordam a avaliação de ecoeficiência, para apresentar as variáveis utilizadas no estudo: valor do sistema do produto e valor do impacto ambiental, os quais são detalhados nos subtópicos seguintes.

4.1 Avaliação da ecoeficiência

A avaliação da ecoeficiência seguiu os procedimentos dispostos na NBR 14.045 -

Avaliação da ecoeficiência de sistemas de produto, a qual descreve os princípios, requisitos e orientações. A ecoeficiência, conforme demonstra a referida NBR, é calculada utilizando-se duas variáveis: o valor do sistema de produto (obtido em termos monetários do valor de venda) e o valor do impacto ambiental (estabelecido por intermédio da avaliação do ciclo de vida). O objetivo deste estudo é a análise de ecoeficiência da produção de 1 kg do óleo da amêndoa da castanha de caju, numa abordagem do berço ao portão da unidade produtora do óleo, ou seja, considerando os insumos e transporte nas etapas da produção agrícola, processamento da castanha em minifábricas e extração do óleo, avaliando as pegadas de carbono e hídrica. A fórmula da ecoeficiência é mostrada na Equação 1:

$$\text{Ecoeficiência} = \frac{\text{valor do sistema de produto}}{\text{valor do impacto ambiental}} \quad (1)$$

Neste estudo, o “valor do sistema de produto” se refere ao preço do OAC no mercado. Já o “valor do impacto ambiental” é aferido por meio do estudo das pegadas de carbono e hídrica. Assim, foram consideradas as categorias de impacto relacionadas a cada pegada: i) mudanças climáticas para pegada de carbono e ii) escassez hídrica, toxicidade humana cancerígena e não cancerígena, eutrofização de água doce e marinha e ecotoxicidade de água doce, na pegada hídrica.

Para realizar a comparação entre produtos e cenários e identificar em quais cenários a ecoeficiência foi superior a uma determinada situação de referência, a NBR 14.045 sugere relacionar a ecoeficiência de uma situação base com uma situação proposta, resultando no Fator X, como mostrado na Equação 2:

$$\text{Fator X} = \frac{\text{eficiência do valor avaliado}}{\text{eficiência do caso base}} \quad (2)$$

O resultado desta equação apresenta um valor numérico o qual quanto maior for o fator X de determinado cenário, melhor ele será em relação a situação base. Neste estudo, o “caso base” se refere ao valor encontrado na situação de referência (SR), enquanto o “valor avaliado” se refere aos valores em cenários avaliados como propostas de melhoria.

A seguir, estão detalhados os procedimentos utilizados para cálculo do valor econômico e das pegadas de carbono e hídrica do sistema de produto. Por fim, são apresentados os cenários alternativos de produção investigados.

4.2 Valor do sistema de produto

Pelo fato deste produto ainda não ser comercializado e não possuir preço de mercado, considerou-se o preço de um produto equivalente ou substituto que possui preço de mercado, o azeite de oliva. Além do preço do azeite de oliva, considerou-se também o custo de produção de 1 kg do OAC, acrescido de 27% de margem bruta, determinada pelos desenvolvedores da tecnologia, sendo estimado em R\$ 22,041. Assim, o valor unitário utilizado para a venda de 1 kg de OAC foi R\$ 22,041.

Para se determinar a margem bruta de 27%, os custos da produção do óleo foram estimados a partir da identificação de materiais, matéria-prima, tratamento de resíduos sólidos, mão de obra, compra, instalação e manutenção de equipamentos. Esse valor da margem bruta pode variar, porém esta variação depende da obtenção de matéria-prima com preço reduzido.

4.3 Valor do impacto ambiental

A Avaliação do Ciclo de Vida é utilizada neste estudo das pegadas de carbono e hídrica. Assim, este estudo seguiu as recomendações sugeridas pelas seguintes normas técnicas: (1) NBR ISO 14.040 que dispõe sobre os princípios e estrutura da ACV; (2) NBR ISO 14.044 que dispõe sobre requisitos e orientações da ACV; (3) NBR ISO 14.046 que dispõe sobre a pegada hídrica; (4) NBR ISO 14.067 que dispõe sobre a pegada de carbono de produtos.

De acordo com essas NBR's, a execução deste estudo adotou as seguintes etapas: (i) definição de objetivo e escopo; (ii) análise de inventário; (iii) avaliação das pegadas; e (iv) interpretação dos resultados.

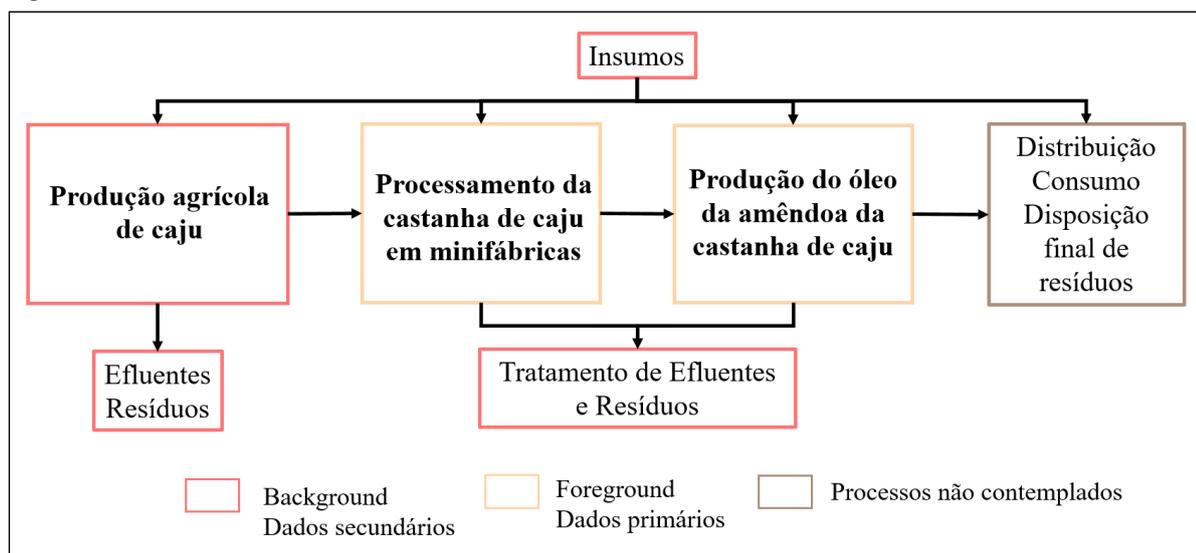
4.3.1 Definição do objetivo e escopo

O objetivo é analisar as pegadas de carbono e hídrica do óleo da amêndoa da castanha de caju (OAC) extraído de amêndoas quebradas para identificar processos críticos e investigar cenários alternativos de produção.

O escopo do estudo abrange os processos de produção agrícola do caju, o processamento da castanha em minifábricas e a extração do óleo da amêndoa, considerando a produção e transporte dos insumos utilizados nesses processos (FIGURA 12). Para detecção dos aspectos ambientais na produção agrícola, foram considerados energia, água, fertilizantes e defensivos agrícolas. No processamento da castanha de caju, considerou-se as etapas de

produção executadas nas minifábricas até a obtenção das amêndoas quebradas, que são utilizadas para extrair o óleo. Já no processo de extração do OAC, considerou-se todas as etapas de extração, envase e encaixotamento. Em todas as etapas, as saídas de emissões, resíduos sólidos e efluentes líquidos foram contabilizadas. Neste estudo, não se ponderaram as etapas de distribuição e consumo do óleo, e a disposição final da sua embalagem.

Figura 12 – Fronteira do Sistema



Fonte: elaborada pela autora, 2021.

A unidade funcional empregada foi 1 kg do óleo de amêndoa, considerando um ano de produção. Isso significa que os dados de inventário e a avaliação de impactos foram relativos a essa quantidade de extração do OAC.

4.3.2 Análise de inventário

Considerou-se que a extração do OAC ocorre pelo processamento de amêndoas quebradas em uma unidade de produção instalada em uma minifábrica processadora de castanha. Na situação de referência (SR), apenas as amêndoas quebradas são utilizadas na extração do OAC, o que possibilitaria agregar valor ao produto cujo preço é depreciado pela perda de qualidade.

Este trabalho utiliza os dados do inventário da produção agrícola de caju realizado por Figueirêdo *et al.* (2016), no qual os sistemas de baixo e alto insumo de produção de caju foram avaliados. Um sistema de alto insumo, ou sistema de referência, foi desenvolvido ao longo de 20 anos de pesquisa, e um sistema de baixo insumo, definido por uma amostra de fazendas que praticam este sistema de cultivo.

O processamento da amêndoa de castanha de caju e a extração do óleo da amêndoa realizados nas minifábricas são descritos com base em dados primários. O processamento nas minifábricas é descrito com base na produção anual, entradas e saídas nas etapas do processo. O processo de extração do óleo da amêndoa foi modelado, em escala piloto, utilizando o software SuperPRO Designer. Essa modelagem permitiu fazer o balanço de massa e energia utilizado na construção do inventário ambiental.

Os dados e parâmetros relacionados à produção de energia, lenha e embalagens para armazenamento do óleo, uso de água e transporte, utilizados no processamento da castanha e extração do OAC, foram obtidos a partir da base de dados do *ecoinvent v. 3.3* (Apêndice A).

4.3.2.1 Coleta de dados primários

A segunda etapa do estudo das pegadas de carbono e hídrica consiste na obtenção de dados para elaboração do inventário, em que é possível identificar e quantificar os aspectos ambientais. Com isso, informações sobre o processamento da castanha em minifábricas e extração do óleo foram obtidos com relação a um ano de produção.

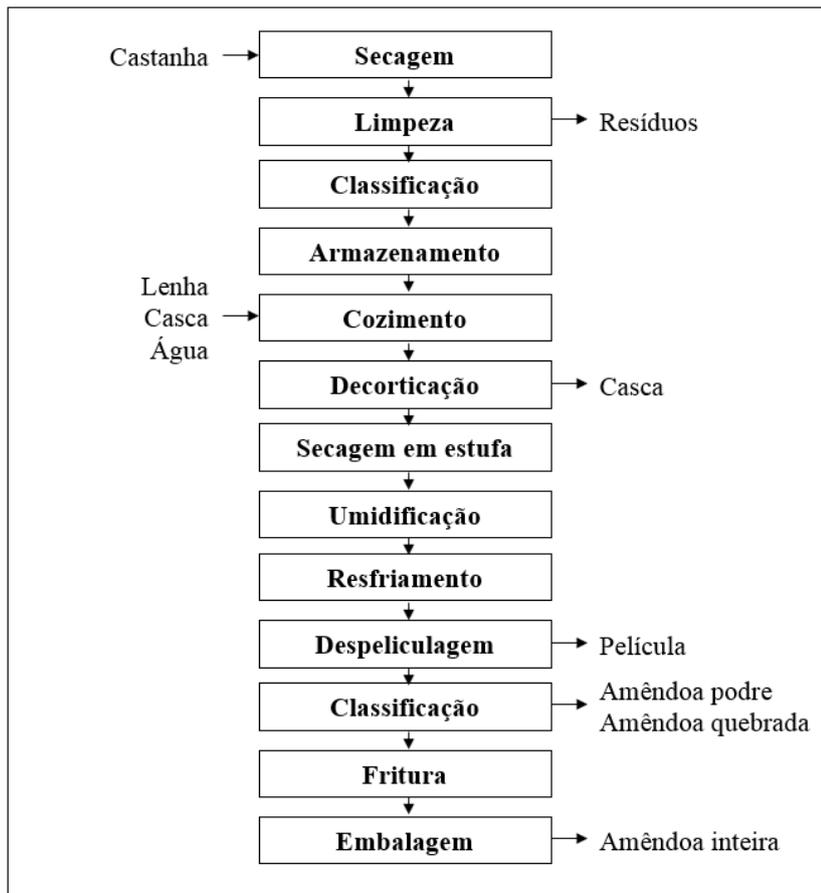
4.3.2.1.1 Minifábricas (MFs) de processamento

Os principais polos de processamento de castanha de caju, realizado em sistema de MF na região Nordeste, são quatro, a saber: o Polo de Pacajus-Barreira-Ocara, no Ceará, com 50% das MFs existentes; o Polo de Pio IX-Monsenhor Hipólito-Francisco Santo, no Piauí, com cerca de 15% das MFs; o Polo da Serra do Mel-Apodí, no Rio Grande do Norte, com 20% das MFs; e o Polo de Cícero Dantas-Itapicuru-Ribeira do Pombal, na Bahia, com cerca de 10% das MFs (INSTITUTO CAJU BRASIL, 2020b).

Para a realização desta pesquisa, escolheu-se o Polo de Pacajus-Barreira-Ocara, localizado no estado do Ceará, por concentrar metade das MFs existentes na região Nordeste. A pesquisa foi realizada em três minifábricas, localizadas nos municípios de Ocara e Pacajus, onde foram coletados dados referentes a quantidade de amêndoa produzida, energia e insumos utilizados no processamento da castanha de caju.

Observou-se que as MFs visitadas possuem etapas semelhantes, distinguindo-se em relação à quantidade de insumos e produção. As etapas do processamento da castanha de caju estão apresentadas na Figura 13.

Figura 13 – Fluxograma com as etapas do processamento da castanha de caju em minifábricas



Fonte: elaborada pela autora, 2021.

Nas MFs investigadas, o processo inicia-se com o recebimento das castanhas, seguido da limpeza, que consiste na retirada de impurezas como folhas, pedras, areia e pedaços de pedúnculo, que podem contaminar e acelerar a deterioração das castanhas durante o armazenamento. Em seguida, ocorre a secagem das castanhas, pela exposição ao sol num período de até cinco dias, até apresentarem umidade entre 8% e 10%. A castanha é então classificada pelo seu tamanho, podendo ser armazenada por até um ano. Em seguida, ocorre o cozimento, que tem como finalidade tornar a casca facilmente quebrável, facilitando o desprendimento da amêndoa. Essa etapa leva cerca de 20 a 30 min e ocorre em vapor úmido de autoclave ou de caldeira, alimentada por lenha e pela casca da castanha de caju obtida em processamentos anteriores.

Após o cozimento, resfriamento e secagem da castanha, ocorre a separação entre amêndoa e casca, na etapa de decorticação, que pode ser feita pelos métodos manual, semimecanizado ou mecanizado. Nas minifábricas visitadas, a decorticação era feita pelos métodos manuais e semimecanizados. A amêndoa obtida desta etapa possui teores de umidade

ainda elevados, o que torna difícil a remoção da película que a envolve.

Para facilitar a remoção da película, a amêndoa segue para a secagem em estufa (60°C - 70°C por 6 a 8 horas); em seguida, a amêndoa é umidificada (submetida ao vapor de três a cinco minutos); depois, retorna para secagem em estufa (60°C - 70°C por uma hora) e, posteriormente, a amêndoa é resfriada (duas horas). A película é removida na etapa de despeliculagem.

A etapa de classificação final padroniza a amêndoa para a comercialização, especialmente para a exportação. Nesta etapa, as amêndoas são classificadas em três categorias: inteira, quebrada e podre. As amêndoas, inteiras e quebradas, seguem para as etapas seguintes de fritura e embalagem enquanto as amêndoas podres são descartadas. Atualmente, a amêndoa quebrada tem preço de mercado menor do que o da amêndoa inteira. Neste trabalho, assume-se que as amêndoas quebradas seguem para a unidade extratora de OAC, eliminando as etapas de fritura e embalagem.

Além das fontes de energia (elétrica e fotovoltaica), as minifábricas também utilizam lenha na etapa de cozimento, para a geração de vapor. Em duas delas, há uso também da casca de castanha de caju, proveniente da etapa de decorticação, para alimentar a caldeira. O restante da quantidade de casca, cerca de 70% do que é produzido, é vendido para olarias, sendo também utilizadas como fonte de energia nos fornos para produção de cerâmicas.

Apesar da liberação de componentes tóxicos a partir da queima da casca da castanha em caldeiras (PAIVA, 2006), esta prática é comumente realizada na região. A identificação e quantificação dos poluentes emitidos no ar oriundos da queima das cascas de castanha de caju foram feitos com base em Alcocer *et al.*, (2015). Segundo este autor, a queima da casca de castanha de caju gera dióxido de carbono (CO₂), monóxido de carbono (CO), gás hidrogênio (H₂), metano (CH₄), gás oxigênio (O₂) e gás nitrogênio (N₂).

Já as emissões relacionadas a queima de lenha foram identificadas e quantificadas de acordo com IPCC (2006). Foram identificadas a liberação de CO₂, CH₄ e N₂O (óxido nitroso).

As imagens das etapas do processamento de castanha de caju em minifábricas são mostradas na Figura 14.

Figura 14 – Etapas do processamento de castanha em minifábricas



Fonte: elaborada pela autora, 2020.

A partir dos dados coletados, determinou-se que para a geração de 1 Kg de OAC é necessário o processamento de 3,4014 Kg de amêndoas quebradas. Nas minifábricas investigadas, observou-se diferenças no desempenho das minifábricas em função da quantidade de castanha de caju necessária para obter 3,4014 Kg de amêndoa quebrada.

Para permitir analisar o desempenho das minifábricas processadoras de castanha, as minifábricas visitadas foram classificadas, quanto ao seu desempenho produtivo, em três categorias: (i) minifábrica de produtividade média (MF_M); (ii) minifábrica de produtividade baixa (MF_B); e (iii) minifábrica de alta produtividade (MF_A). Desta forma, as minifábricas com produtividade alta (MF_A), média (MF_M) e baixa (MF_B) requereram 56,69 Kg, 59,80 Kg e 75,17 Kg de castanha para obter 3,4014 Kg de amêndoa quebrada, respectivamente (TABELA 3).

Tabela 3 – Relação entre as etapas do ciclo de vida do processo

Quantidade	Unidade	Demanda de matéria-prima	Processamento da castanha de caju em MFs	Extração OAC
------------	---------	--------------------------	------------------------------------------	--------------

MF _B	Kg	75,1690	3,4014	1
MF _M	Kg	59,8058	3,4014	1
MF _A	Kg	56,69	3,4014	1

Fonte: elaborada pela autora, 2021.

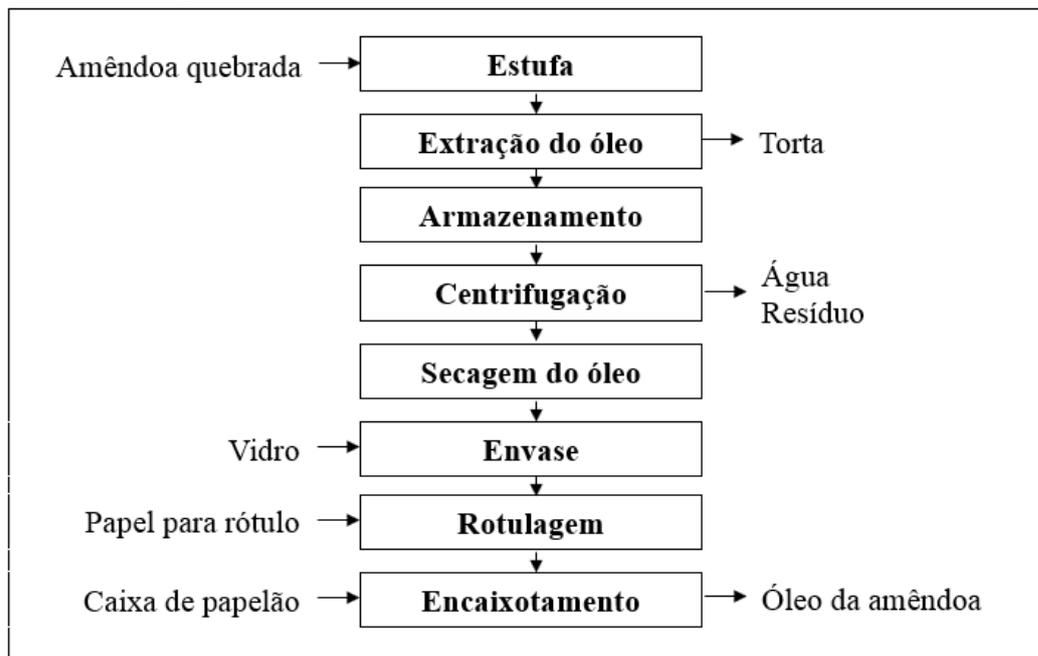
4.3.2.1.2 Extração do óleo de amêndoa de caju (OAC)

A extração do OAC consiste em um processo em desenvolvimento, que envolveu a realização de testes em escala laboratorial de bancada visando definir o melhor tipo de extração do óleo. Também foram realizadas avaliações de rendimento no intuito de modelar essa extração para a escala industrial, empregando-se o software *SuperPRO Designer v. 10.0* (Intelligent, Inc., Scotch Plains, NJ).

Para a obtenção do óleo, as amêndoas quebradas são recebidas pela unidade extratora e realizada a sua secagem em estufa. Em seguida, as amêndoas são encaminhadas para a extração a frio. Esta extração, de acordo com Lima, Pinto e Magalhães (2018), permite obter o óleo gourmet, que possui características nutricionais próximas ao azeite de oliva.

Na fase de extração, obtém-se o óleo e um subproduto denominado torta de amêndoa da castanha de caju, que é comumente utilizada na fabricação de barras de cereal e biscoitos. O óleo obtido é conduzido à etapa de centrifugação, por meio do qual se faz a eliminação de água e resíduos presentes. O produto é então seco, armazenado em garrafas de vidro, rotulado e, em seguida, encaixotado para distribuição. A Figura 15 exibe o fluxograma do processo.

Figura 15 – Fluxograma do processo de extração do óleo da amêndoa da castanha de caju

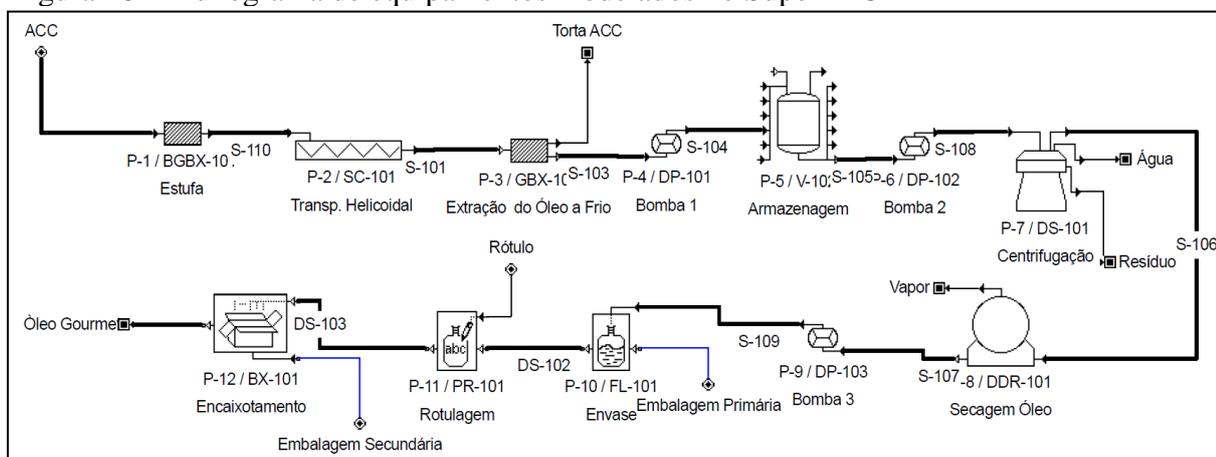


Fonte: elaborado pela autora, 2021.

A Figura 16 mostra o fluxograma de equipamentos do modelo proposto para a planta de extração do OAC. A extração do OAC é feita a partir das amêndoas quebradas que representam cerca de 25% das amêndoas finais obtidas nas minifábricas.

O programa SuperPRO dispõe de configuração de equipamentos industriais diversos que permite a simulação da operação em escala industrial, gerando relatórios sobre o balanço de massa, energia e análise econômica da produção (CSIGHY; KORIS; VATAI, 2017). Neste estudo, este programa foi utilizado para gerar relatórios quanto ao uso de insumos, tendo como base o inventário do processo de extração de óleo em escala industrial.

Figura 16 – Fluxograma de equipamentos modelados no SuperPRO



Fonte: SuperPro Designer, adaptado pela autora, 2021.

4.3.3 Cálculo do transporte

Os dados de transporte também foram contabilizados na metodologia de ACV, de acordo com a unidade tonelada*distância (toneladas km – t*km). Esta unidade foi mensurada por meio da multiplicação entre a carga transportada e a distância percorrida. A distância é medida entre a área de produção de caju e a minifábrica processadora de castanha. Para tal fim, considerou-se a distância de 270 km, que corresponde à distância entre a minifábrica de média produtividade e a cidade de Marco (CE), de onde 70% das castanhas são compradas. O restante da castanha usada na MF_M (30%) é adquirido em uma localidade que fica a cinco km da minifábrica.

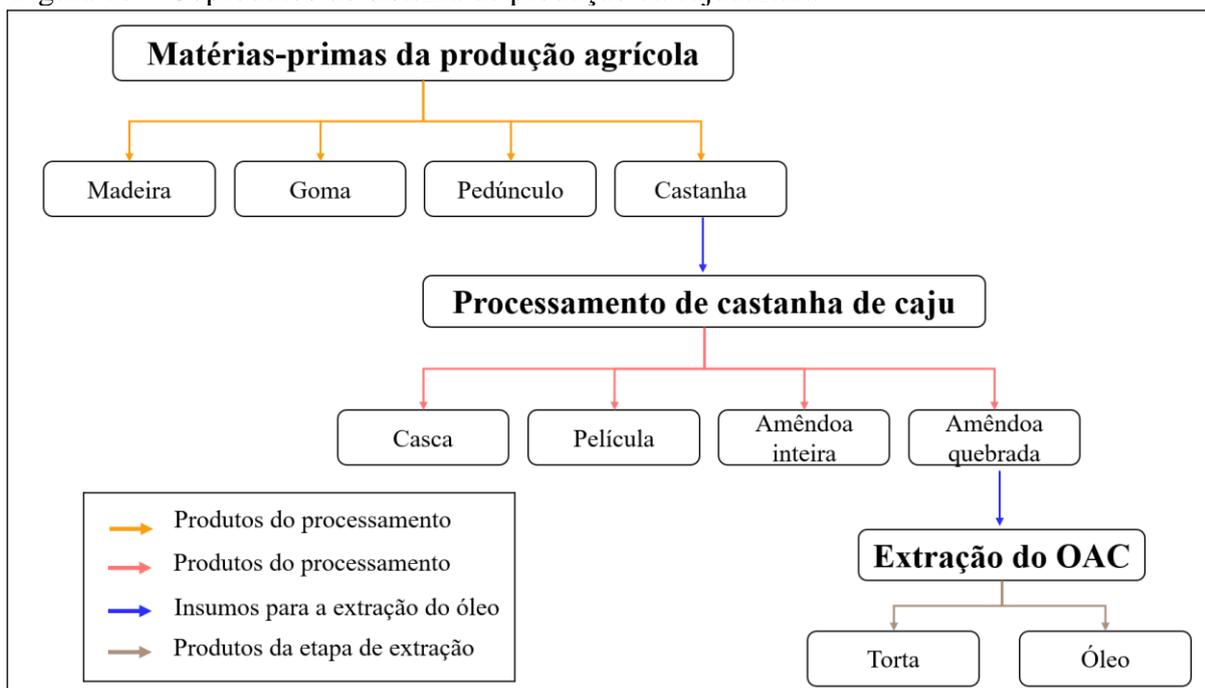
A unidade de tkm foi calculada considerando que as castanhas foram transportadas em caminhões com capacidade de 16 t de carga.

4.3.4 Alocação

A alocação consiste em distribuir os encargos e créditos ambientais entre produto e coprodutos de um processo, obtendo como resultado final o impacto de cada produto (CIVANCIK-USLU *et al.*, 2019). Neste estudo, houve alocação nas matérias-primas da produção agrícola de caju, processamento da castanha e extração do OAC.

Em termos de coprodutos, a produção de caju gera o pedúnculo, a castanha, a goma de cajueiro e, após a renovação do pomar, a madeira. Por sua vez, as minifábricas, além das amêndoas inteiras, geram, como coprodutos, a casca da castanha de caju, película e amêndoas quebradas. As amêndoas inteiras e quebradas são alocadas em função da diferença de preço observada no mercado. A casca é o coproduto obtido em maior quantidade, sendo vendida para cerâmicas onde são queimadas nas caldeiras. Já a película é vendida para fabricação de rações. Na extração do OAC, os coprodutos são o óleo e a torta de amêndoa, a qual pode ser comercializada para produção de biscoitos ou cereais (FIGURA 17).

Figura 17 – Coprodutos do sistema de produção da cajucultura



Fonte: elaborado pela autora, 2021.

Dois critérios foram utilizados para a alocação dos impactos: (i) critério de massa dos produtos; e (ii) critério econômico. O critério de massa foi utilizado na situação de referência para calcular o percentual mássico de cada produto (Equação 3). Matematicamente, esse percentual é dado pela expressão:

$$A = \frac{m}{\sum m} * 100 \quad (3)$$

Em que:

A = alocação (%)

M = massa do produto a ser alocado (kg)

$\sum m$ = somatório da massa (kg)

O critério econômico de alocação foi utilizado para avaliar a sensibilidade dos cenários propostos (ver seção 4.4). Matematicamente, o percentual do impacto, segundo a alocação econômica, é expresso pela Equação 4:

$$A = \frac{m1 * p1}{\sum m * p} * 100 \quad (4)$$

Em que:

A = alocação (%)

m1 = massa do produto alocado (kg)

p1 = preço do produto alocado (R\$)

$\sum m$ = somatório da massa (kg)

P = somatório do preço (R\$)

As quantidades relativas à alocação dos produtos nas minifábricas e na extração do óleo, estão representadas na Tabela 4. As quantidades de produtos e coprodutos foram obtidas a partir dos dados coletados nas minifábricas. Os valores unitários das minifábricas são os preços médios dos produtos e coprodutos repassados por seus responsáveis. Já os valores unitários da torta e do óleo são estimativas de preços, determinados pelos desenvolvedores desta tecnologia, considerando a existência de mercados para estes produtos. A receita de cada um dos produtos ou coprodutos é obtida pela multiplicação da quantidade pelo respectivo preço.

De acordo com Figueirêdo *et al.* (2016), a alocação mássica na produção agrícola do sistema de alto insumo atribui 15% dos impactos à castanha, 27% ao pedúnculo, 1% à goma e 57% à madeira. Ao empregar a alocação econômica, esses autores atribuíram 44% dos impactos à castanha, 39% ao pedúnculo, 16% à goma e 1% à madeira. Já o emprego do sistema de baixo insumo (situação de referência) atribui 7% dos impactos à castanha, 14% ao pedúnculo e 79% à madeira. E à alocação econômica, 51% dos impactos à castanha, 46% ao pedúnculo e 3% à madeira.

Tabela 4 – Alocação mássica e econômica dos impactos da extração do OAC

Produto	Quantidade (kg/ano)	Valor Unitário (R\$/kg)	Receita (R\$)	Alocação Mássica (%)	Alocação Econômica (%)
Minifábrica de Baixa Produtividade					
Casca	139.788	0,2	27.957,6	75,70	1,15
Película	3.600	0,1	360	1,95	0,01
Amêndoa inteira	30.408	65	1.976.520	16,47	81,03
Amêndoa quebrada	10.860	40	434.400	5,88	17,81
Total	184.656	105,3	2.439.238	100,00	100,00
Minifábrica de Média Produtividade					
Casca	325.200	0,2	65.040	74,56	1,06
Película	7.200	0,1	720	1,65	0,01
Amêndoa inteira	76.440	65	4.968.600	17,53	81,10
Amêndoa quebrada	27.300	40	1.092.000	6,26	17,82
Total	436.140	105,30	6.126.360	100,00	100,00
Minifábrica de Alta Produtividade					

Casca	119.000	0,2	23.800	71,00	0,885
Película	3.000,1	0,1	300,001	1,79	0,011
Amêndoa inteira	33.600,1	65	2.184.004	20,05	81,247
Amêndoa quebrada	12.000	40	480.001	7,16	17,856
Total	167.600	105,3	2.688.105	100,00	100,00
Extração de OAC					
Óleo	42582,96	22,041	938.571,02	30,49	78,36
Torta	100.685,1	2,575	259.264,13	69,51	21,64
Total	144.840	24,616	1.107.835,15	100,00	100,00

Fonte: elaborada pela autora, 2021.

4.3.5 Avaliação das pegadas

O software SimaPRO, versão 9.1.0.11, foi utilizado neste estudo. As categorias de impactos ambientais e métodos empregados na avaliação de cada categoria foram selecionados por tipo de pegada avaliada:

- Pegada de carbono: categoria de Mudanças Climáticas (MC), avaliada pelo método ILCD (JRC, 2011);
- Pegada Hídrica: i) categorias de Escassez Hídrica (EH), utilizando o método AWARE (BOULAY *et al.* 2018), indicado pela UNEP/SETAC; e ii) Toxicidade Humana Cancerígena (THC) e Não Cancerígena (THNC), Eutrofização de Água Doce (EAD) e Marinha (EM) e Ecotoxicidade de Água Doce (EcAD), avaliados pelo método ILCD, indicado pela União Europeia (JRC, 2011).

4.3.6 Análise de incerteza

A análise de incerteza é realizada para avaliar a confiabilidade dos resultados. Neste estudo, essa análise foi empregada com o objetivo de identificar valores médios, mínimos e máximos nos valores dos impactos ambientais do OAC. Esta análise foi feita por meio do método de Monte Carlo (LO; MA; LO, 2005), disponível no software SimaPRO. Este método permite simular a variabilidade dos impactos quando se promove variações nos dados de inventário. Para a determinação do desvio padrão nos dados de inventário, empregou-se a Matriz Pedigree, tendo como pressuposto que os dados possuíam uma distribuição log-normal.

4.4 Análise de cenários de ecoeficiência

Esta análise permite a realização de mudanças tecnicamente possíveis em

processos ou em aspectos metodológicos que integram o ciclo de vida do produto, verificando o efeito dessas mudanças nos impactos ambientais. Neste sentido, este estudo considerou uma situação de referência e cenários alternativos na avaliação dos impactos do OAC.

A situação de referência (SR) é caracterizada pela extração de óleo de amêndoas quebradas. Além disso, a SR apresenta as seguintes características: i) adoção do critério de alocação mássica no estudo das pegadas, em processos com mais de um produto; ii) produção agrícola de caju com sistema de baixo insumo (Figueirêdo *et al.*, 2016), que é comumente utilizado pelos produtores agrícolas; iii) processamento da castanha em minifábrica com produtividade média de amêndoa; iv) distância de 270 km do município de Marco (CE), de onde é comprado 70% das castanhas utilizadas, até a MF e de cinco km, para 30% de castanhas até a MF.

A partir desta situação de referência, foram propostos cenários por meio da variação nas etapas de produção agrícola, processamento da castanha e extração do óleo. Neste sentido, alterações foram feitas na matéria-prima na extração de óleo, nas distâncias percorridas, nas minifábricas de baixa e alta produtividade, bem como nas quantidades de insumo da produção agrícola. O Quadro 6 mostra a situação de referência e os cenários propostos para avaliação de impactos do OAC.

Quadro 5 – Situação de referência e cenários alternativos na avaliação de impactos do OAC

Cenários	Descrição dos cenários		
	Produção Agrícola	Processamento da castanha	Extração OAC
Situação de referência (SR)	Sistema de baixo insumo (Alocação mássica)	MF _M (Alocação mássica)	Amêndoas quebradas (Alocação mássica)
Cenário 1 (C1)	Sistema de baixo insumo (Alocação econômica)	MF _M (Alocação econômica)	Amêndoas quebradas (Alocação econômica)
Cenário 2 (C2)	Sistema de baixo insumo (Alocação mássica)	MF _A (Alocação mássica)	Amêndoas quebradas (Alocação mássica)
Cenário 3 (C3)	Sistema de baixo insumo (Alocação mássica)	MF _B (Alocação mássica)	Amêndoas quebradas (Alocação mássica)
Cenário 4 (C4)	Sistema de baixo insumo (Alocação mássica)	MF _M (Alocação mássica)	Amêndoas inteiras (Alocação mássica)
Cenário 5 (C5)	Sistema de baixo insumo (Alocação mássica)	MF _M (Alocação mássica)	Amêndoas 50% inteiras e 50% quebradas (Alocação mássica)

Cenário 6 (C6)	Sistema de alto insumo (Alocação mássica)	MF_M (Alocação mássica)	Amêndoas quebradas (Alocação mássica)
Legenda		Permaneceu igual a situação de referência.	
		Variou de acordo com a situação de referência.	

Fonte: elaborado pela autora, 2021.

Para o cálculo da ecoeficiência, os valores da venda do óleo em cada cenário foram considerados (TABELA 5). Os valores apresentaram diferenças em razão do uso de matérias-primas diferentes, ou seja, o óleo extraído a partir de amêndoas inteiras possui maior valor de venda que o óleo produzido a partir de amêndoas quebradas.

Tabela 5 – Valor do OAC nos cenários avaliados.

Cenários	Matéria-prima	Valor do Produto
SR	Amêndoa quebrada	R\$ 22,041
C1	Amêndoa quebrada	R\$ 22,041
C2	Amêndoa quebrada	R\$ 22,041
C3	Amêndoa quebrada	R\$ 22,041
C4	Amêndoa inteira	R\$ 35,82
C5	Amêndoa quebrada + Amêndoa inteira	R\$ 28,93
C6	Amêndoa quebrada	R\$ 22,041

Fonte: elaborado pela autora, 2021.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados apresentados nesta seção abordam inicialmente a avaliação de ecoeficiência. Em seguida, são apresentados os resultados da avaliação de valor e ambiental, a qual contempla os inventários do processamento de castanha e da extração de OAC e o estudo das pegadas na SR e em cenários alternativos de produção.

5.1 Ecoeficiência

5.1.1 Análise considerando o processamento de castanha em minifábricas

Por meio da correlação entre o valor do sistema de produto dos diferentes cenários e os impactos ambientais calculados pela ACV, foi possível realizar a análise da avaliação de ecoeficiência da situação de referência e dos cenários (TABELA 6).

Tabela 6 – Ecoeficiência nas MFs

Cenários	Categorias de Impacto	Valor de ecoeficiência	Unidade
SR	MC	0,244	R\$/KgCO ₂ eq
	EH	0,199	R\$/m ³
	THNC	7.347.000,000	R\$/CTUh
	THC	73.470.000,000	R\$/CTUh
	EAD	514,977	R\$/Kg P eq
	EM	211,323	R\$/Kg N eq
	EcAD	0,286	R\$/CTUe
C1	MC	0,038	R\$/KgCO ₂ eq
	EH	0,052	R\$/m ³
	THNC	1.327.771,084	R\$/CTUh
	THC	25.961.130,742	R\$/CTUh
	EAD	184,289	R\$/Kg P eq
	EM	30,318	R\$/Kg N eq
	EcAD	0,098	R\$/CTUe
C2	MC	0,266	R\$/KgCO ₂ eq
	EH	0,209	R\$/m ³
	THNC	7.760.915,493	R\$/CTUh
	THC	86.775.590,551	R\$/CTUh
	EAD	516,183	R\$/Kg P eq
	EM	222,861	R\$/Kg N eq
	EcAD	0,298	R\$/CTUe
C3	MC	0,201	R\$/KgCO ₂ eq
	EH	0,194	R\$/m ³
	THNC	6.444.736,842	R\$/CTUh
	THC	83.806.083,650	R\$/CTUh
	EAD	510,208	R\$/Kg P eq
	EM	170,860	R\$/Kg N eq
	EcAD	0,292	R\$/CTUe
C4	MC	0,823	R\$/KgCO ₂ eq
	EH	0,384	R\$/m ³
	THNC	20.352.272,727	R\$/CTUh
	THC	148.630.705,394	R\$/CTUh
	EAD	854,893	R\$/Kg P eq
	EM	858,993	R\$/Kg N eq
	EcAD	0,483	R\$/CTUe
C5	MC	0,517	R\$/KgCO ₂ eq
	EH	0,114	R\$/m ³
	THNC	13.908.653,846	R\$/CTUh
	THC	117.125.506,073	R\$/CTUh
	EAD	687,173	R\$/Kg P eq
	EM	497,079	R\$/Kg N eq
	EcAD	0,386	R\$/CTUe
C6	MC	0,218	R\$/KgCO ₂ eq
	EH	0,054	R\$/m ³
	THNC	253.344,828	R\$/CTUh
	THC	9.973.303,167	R\$/CTUh
	EAD	444,375	R\$/Kg P eq

	EM	147,038	R\$/Kg N eq
	EcAD	0,010	R\$/CTUe

MC – mudanças climáticas; EH – escassez hídrica; THC – toxicidade humana cancerígena; THNC – toxicidade humana não cancerígena; EAD – eutrofização de água doce; EM – eutrofização marinha e EcAD – ecotoxicidade em água doce.

Fonte: elaborado pela autora, 2021.

Na avaliação de ecoeficiência das pegadas, as categorias da pegada hídrica, especificamente toxicidade humana cancerígena e não cancerígena, foram as mais ecoeficientes, enquanto a categoria de ecotoxicidade em água doce foi a menos ecoeficiente. A grande variação encontrada nas categorias de um mesmo cenário ocorreu pela grande diferença de impacto, pois THNC e THC apresentaram valores de impacto ambiental muito reduzidos comparados a outras categorias, resultando em uma maior ecoeficiência. O valor mínimo de ecoeficiência foi 253.344,828 no C6 e máximo de 20.352.272,727 R\$/CTUe no C4 em THNC, enquanto na THC variou de 9.973.303,167 (C6) a 148.630.705,394 R\$/CTUe (C4).

Na pegada de carbono, os valores de ecoeficiência encontrados variaram de 0,038 (C1) a 0,823 R\$/Kg CO₂eq (C4).

Estudos acerca da ecoeficiência na produção do óleo da amêndoa ou envolvendo a cadeia do caju não foram realizados, mas percebeu-se a existência de estudos relacionados a esta temática na produção agrícola. Müller *et al.*, 2015 avaliaram a ecoeficiência da produção de kiwi na Nova Zelândia e Thanawong, Perret, Basset-Mens (2014), a produção de arroz na Tailândia. Este último estudo apresentou o valor da ecoeficiência do sistema de produção de sistemas de cultivo de sequeiro, de 4,04 baht/KgCO₂eq (0,6464 R\$/ KgCO₂eq), e o sistema de cultivo de arroz irrigado em uma estação chuvosa, com ecoeficiência de 2,46 baht/KgCO₂eq (0,3936 R\$/ KgCO₂eq). Já Müller *et al.*, 2015 encontrou valores da ecoeficiência de pomares orgânicos de kiwi com valor de 25,5 (± 8,9) NZD lucro líquido por KgCO₂ eq (92,565 ± 32,307 R\$/ KgCO₂eq).

5.1.1.1 Fator de ecoeficiência

Comparou-se a ecoeficiência da SR com a dos cenários (TABELA 7), utilizando a relação entre a situação de referência e os cenários propostos (Equação 2 da seção 4.1). É possível identificar que o C4 é o cenário mais ecoeficiente que a SR na pegada de carbono e hídrica, assim como o C5 (com exceção da categoria de escassez hídrica) e C2. Os demais cenários são menos ecoeficientes que a SR. No cenário C2, em ambas as pegadas, a

ecoeficiência varia de 1,002 a 1,181, indicando que o C2 é 1,181 vezes mais ecoeficiente que SR em toxicidade humana cancerígena.

Tabela 7 – Fator de Ecoeficiência nas MFs

Categorias	Fator					
	C1	C2	C3	C4	C5	C6
MC	0,157	1,093	0,827	3,377	2,123	0,896
EH	0,262	1,055	0,976	1,934	0,576	0,273
THNC	0,181	1,056	0,877	2,770	1,893	0,034
THC	0,353	1,181	1,141	2,023	1,594	0,136
EAD	0,358	1,002	0,991	1,660	1,334	0,0863
EM	0,143	1,055	0,809	4,065	2,352	0,696
EcAD	0,342	1,042	1,021	1,687	1,348	0,036

MC – mudanças climáticas; EH – escassez hídrica; THC – toxicidade humana cancerígena; THNC – toxicidade humana não cancerígena; EAD – eutrofização de água doce; EM – eutrofização marinha e EcAD – ecotoxicidade em água doce.

Fonte: elaborado pela autora, 2021.

Fernandez-Lobato (2021) realizou uma ACV, com análise de 1 kg de azeite de oliva, numa abordagem do berço ao portão, por meio do método ILCD, mesmo utilizado neste estudo, e avaliou diversas categorias de impacto. Na PC, ele identificou impacto de 2,39 KgCO₂eq, e na PH, os valores variaram entre 1,02E-07 CTUh e 3,28E+01 CTUe. O valor do azeite de oliva obtido por ele foi € 2,655, portanto, os valores de ecoeficiência (TABELA 8) foram calculados seguindo a fórmula da NBR 14045. Considerando o valor de conversão para o real em 1 euro equivalente a R\$ 6,35, a ecoeficiência foi convertida também para a unidade de R\$/impacto para comparação.

Tabela 8 – Ecoeficiência do azeite de oliva pela correlação de valor monetário e valor de impacto de Fernandez-Lobato (2021).

Categorias de Impacto	Ecoeficiência	Unidade	Ecoeficiência	Unidade
Mudanças Climáticas	1,11	€/KgCO ₂ eq	7,05	R\$/KgCO ₂ eq
Toxicidade Humana Não Cancerígena	2.504.716,98	€/CTUh	15.904.952,83	R\$/CTUh
Toxicidade Humana Cancerígena	26.029.411,76	€/CTUh	165.286.764,71	R\$/CTUh
Eutrofização de Água Doce	4.625,43	€/Kg P eq	29.371,52	R\$/Kg P eq
Eutrofização Marinha	715,63	€/Kg N eq	4.544,27	R\$/Kg N eq
Ecotoxicidade em Água Doce	0,08	€/CTUe	0,51	R\$/CTUe
Escassez Hídrica	50,19	€/m ³	318,70	R\$/m ³

Fonte: Elaborado pela autora, 2021.

O processo de produção do azeite de oliva foi mais ecoeficiente que a produção de OAC, pois os impactos ambientais do azeite de oliva em comparação a produção do OAC foram menores, segundo Fernandez-Lobato (2021). Os maiores impactos da produção de azeite de oliva foram provenientes da fase agrícola, como o manejo do solo, poda, irrigação, uso de fertilizantes e herbicidas, enquanto na fase industrial foi em consequência do tratamento do bagaço, gestão e limpeza de instalações.

Para verificar o quão mais ecoeficiente foi a produção do azeite de oliva, a fórmula do Fator foi utilizada (TABELA 9), concluindo que a produção de azeite de oliva é 28,947 vezes mais ecoeficiente que a produção do OAC na pegada de carbono e entre 1,783 e 57,035 na pegada hídrica.

Tabela 9 – Comparação entre a produção do azeite de oliva e do OAC.

Categoria	Fator SR
Mudanças Climáticas	28,947
Toxicidade Humana Não Cancerígena	2,165
Toxicidade Humana Cancerígena	2,250
Eutrofização de Água Doce	57,035
Eutrofização Marinha	21,504
Ecotoxicidade em Água Doce	1,783
Escassez Hídrica	6,073

Fonte: Elaborada pela autora, 2021.

5.2 Avaliação do valor do sistema de produto

O uso do valor de venda do produto no cálculo do valor do sistema de produto foi o indicador escolhido para a análise de ecoeficiência. O valor de R\$ 22,041 do OAC, obtido com base no valor monetário do óleo de azeite de oliva, foi a base para a alteração de valor em todos os cenários. As relações foram feitas com base nesse valor de venda, e considerando os valores coletados de venda nas MFs, com 1 kg de amêndoa quebrada vendida a R\$ 40,00 e 1 kg de amêndoa inteira a R\$ 65,00.

Segundo a fórmula, quanto maior o valor do produto e menor o do impacto ambiental, mais ecoeficiente é o processo. No entanto, isso não significa que o produto deve apresentar um elevado valor, pois as empresas utilizam a ecoeficiência para a competitividade dos seus produtos, portanto, significa dizer que o impacto ambiental é o principal item que deve ser alterado na fórmula, buscando sua redução.

5.3 Avaliação ambiental: inventários

5.3.1 Processamento de castanha nas minifábricas

A partir da contabilização das entradas e saídas do processamento de castanha nas MFs, observou-se que a obtenção de 3,4014 kg de amêndoa quebrada requer diferentes quantidades de matéria-prima, variando entre 56,69 e 75,169 kg de castanhas de acordo com a MF analisada. Além disso, este processo gerou, aproximadamente, 9,5241 kg de amêndoa inteira, de 33,7306 a 43,7822 kg de casca e de 0,8504 a 1,1275 kg de película. A MF_A apresentou maior produção de amêndoas (inteiras e quebradas), enquanto a MF_M utilizou maior quantidade de insumos – lenha, água e energia elétrica.

Neste processo, as MFs produziram resíduos variados, a saber: areia, pedaços de pedúnculo e castanhas podres. A quantidade de resíduos orgânicos, de 2 a 15% da biomassa processada, variou em função da qualidade da castanha recebida pelas minifábricas. A maior quantidade de resíduos orgânicos gerados ocorreu na MF_A, correspondendo a 8,5035 kg, os quais foram encaminhados para compostagem.

A casca é contabilizada tanto na entrada quanto na saída do processo, esta última como coproduto da decorticação. A casca de entrada (30%) é queimada nas caldeiras enquanto a casca de saída (70%) é vendida para as olarias.

A fonte de energia variou entre as minifábricas investigadas. As MF_M e MF_B utilizavam casca e lenha como combustível para as caldeiras enquanto a MF_A empregava apenas lenha. De acordo com dados da pesquisa, a MF_B fazia uso de energia fotovoltaica em suas instalações, o que permitiu reduzir o consumo mensal de eletricidade de 267 kwh da rede pública para 88 kwh do sistema fotovoltaico.

Para a produção de 3,4014 kg de amêndoas quebradas, as maiores emissões ocorreram nas MF_B e MF_M, por meio da emissão de gases provenientes da queima da casca, na forma de CO₂, CO, H₂, CH₄, O₂ e N₂; enquanto a MF_A emitiu CO₂, CH₄ e N₂O. Dentre os gases emitidos, a maior emissão foi de CO₂, tendo sido de 49,9676 kg na MF_M, 20,4008 kg na MF_B, e 1,555 na MF_A. Já a menor emissão foi de N₂O, correspondendo a 0,0363 kg na MF_M, 0,0006 na MF_B e 0,0000554 na MF_A.

A utilização da casca como fonte de energia é permitida, desde que, de acordo com a Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei n° 12.305/2010), comprovada sua viabilidade técnica e ambiental e seja realizado o monitoramento da emissão de gases tóxicos (BRASIL, 2010). A casca quando usada como combustível contribui para evitar seu descarte no meio ambiente, porém, os gases oriundos da sua queima podem causar efeito prejudicial às vias respiratórias (JOSINO *et al.*, 2017).

O uso de água foi contabilizado como entrada e saída no processo. Na entrada, a água foi usada como insumo para a geração de vapor e na limpeza de equipamentos. Em menor volume, a água foi liberada como efluente líquido principalmente na etapa de cozimento. Portanto, diante das características desse efluente, escolheu-se tratamento com a utilização de processos físicos, químicos e biológicos, similar ao tratamento de efluentes domésticos. Os valores das entradas e saídas das minifábricas são apresentados na Tabela 10.

Tabela 10 – Inventário do processamento de castanha nas minifábricas, com produção anual e produção por unidade funcional (1 kg de OAC)

Produto	Produção		Unidade
	Anual	Unidade Funcional	
Minifábrica de Baixa Produtividade			
Entradas			
Castanha	240.000	75,169	Kg
Lenha	4,6883	0,0302	m ³
Casca	48.372	15,1503	Kg
Água	144	0,0451	m ³
Energia elétrica	1.056	0,3307	KWh
Transporte	2.400	0,752	tkm
Saídas			
Casca	139.788	43,7822	Kg
Película	3.600	1,1275	Kg
Amêndoa inteira	30.408	9,5239	Kg
Amêndoa quebrada	10.860	3,4014	Kg
Amêndoa podre	2.172	0,6803	Kg
Emissões para o ar			
Vapor de água	129,6	0,0406	m ³
CO ₂	14.770,5587	20,4008	Kg
CO	3.863,2977	1,21	Kg
H ₂	1.309,0513	0,41	Kg
CH ₄	7.031,0704	2,2444	Kg
O ₂	5.747,0545	1,80	Kg
N ₂	6.545,2565	2,05	Kg
N ₂ O	0,0931	0,0006	Kg
Efluente líquido	14,4	0,0045	m ³
Resíduo para compostagem	4.800	1,5034	Kg
Minifábrica de Média Produtividade			
Entradas			
Castanha	480.000	59,8058	Kg
Lenha	34,88	0,0897	m ³
Casca	24.000	2,9902	Kg
Água	360	0,0449	m ³
Energia elétrica	26.424	3,2923	KWh
Transporte	90.720	11,3735	tkm
Saídas			
Casca	325.200	40,5184	Kg
Película	7.200	0,8971	Kg

Amêndoa inteira	76.440	9,5241	Kg
Amêndoa quebrada	27.300	3,4014	Kg
Amêndoa podre	5.460	0,6803	Kg
Emissões para o ar			
Vapor de água	324	0,0404	m ³
CO ₂	25.157,8574	49,9676	Kg
CO	1.926,2925	0,24	Kg
H ₂	642,0975	0,08	Kg
CH ₄	3.502,5247	0,5618	Kg
O ₂	2.889,4388	0,36	Kg
N ₂	3.210,4875	0,40	Kg
N ₂ O	0,6999	0,0363	Kg
Efluente líquido	14,4	0,0045	m ³
Resíduo para compostagem	14.400	1,7942	Kg
Minifábrica de Alta Produtividade			
Entradas			
Castanha	200.000,40	56,69	Kg
Lenha	0,4858	0,0028	m ³
Água	120	0,0340	m ³
Energia elétrica	300	0,0850	KWh
Transporte	3.000,006	0,8504	tkm
Saídas			
Casca	119.000,24	33,7306	Kg
Película	3.000,01	0,8504	Kg
Amêndoa inteira	33.600,07	9,5239	Kg
Amêndoa quebrada	12.000,02	3,4014	Kg
Amêndoa podre	2.400,00	0,6803	Kg
Emissões para o ar			
Vapor de água	108	0,0306	m ³
CO ₂	269,7925	1,555	Kg
CH ₄	0,7228	0,004166	Kg
N ₂ O	0,0096	0,0000554	Kg
Efluente líquido	12	0,0034	m ³
Resíduo para compostagem	30.000,06	8,5035	Kg

Fonte: elaborado pela autora, 2021.

5.3.2 Extração do OAC

A unidade de extração de OAC tem capacidade de produção de 48.000 L/ano, funcionando 8 meses no ano, período determinado por meio da quantidade de matéria-prima disponível. A produção consiste na entrada anual de 170 kg/batelada de amêndoa e produção final de 49,980 kg/batelada de óleo. Como o ciclo de produção anual é composto por 852 bateladas, tem-se a entrada de 144.840 kg de amêndoas quebradas, que resultam em 42.582,96 kg de óleo com um rendimento de 29,4 %.

A massa de OAC produzida foi de 1 kg a cada 3,4014 kg de amêndoa quebrada que entra no processo, o que equivale a produção de 1,0213 L/kg de amêndoa. Considerando a produção anual de 42.582,96 kg de óleo, são obtidos 43.527,951 L de óleo em um ano. A venda deste produto em recipientes de 500 mL, requer 87.055,9036 recipientes de vidro, e o envase em embalagens de 250 mL possibilita a obtenção de 174.111,804 unidades de produto comercializado.

Na extração de 1 kg do óleo, produz-se 2,3645 kg de torta de amêndoa. Nesse processo, a água é empregada para a higienização diária dos equipamentos e o hidróxido de sódio (NaOH) é usado para realizar o manejo do óleo, cujos volumes anuais consumidos são, respectivamente, de 18.538 m³ de água e 8.078 m³ de NaOH.

Avalia-se que o consumo de água na fase de extração foi elevado, que pode ser devido à limpeza dos equipamentos. Embora, não tenha sido determinada a carga poluente do efluente gerado na extração de óleo, considerou-se tratamento similar ao utilizado para a extração de óleos vegetais convencionais, que considera o tratamento físico, químico e biológico.

Observou-se ainda que o consumo de energia elétrica na produção de 1 kg de OAC foi elevado, o que pode ser atribuído à eletricidade utilizada na automação do processo e no acionamento das bombas localizadas entre os equipamentos. O consumo de energia elétrica na extração do OAC foi superior ao de duas minifábricas, exceto a MF_M que apresentou a maior quantidade de equipamentos com uso de energia elétrica. Os valores referentes as entradas e saídas da extração de óleo estão apresentados na Tabela 11.

Tabela 11 – Inventário da extração de 1 kg de OAC

Produto	Produção		Unidade
	Anual	Unidade Funcional	
Entradas			
Amêndoa quebrada	144.840	3,4014	Kg
Água	18.538,00	0,4353	m ³
Energia Elétrica	7.243	0,1701	KWh
NaOH	32.320	0,7590	Kg
Vidro	8.705,74	0,2044	Kg
Papel para rótulo	261,564	0,0061	Kg
Embalagem para armazenamento	435,372	0,0102	Kg
Saídas			
OAC	42.582,96	1,000	Kg
Torta de amêndoa	100.685,1	2,3645	Kg
Vapor de água	69,864	0,0016	Kg
Efluente líquido para tratamento	26.616,00	0,6250	m ³

Resíduo sólido	1.485,04	0,0349	Kg
----------------	----------	--------	----

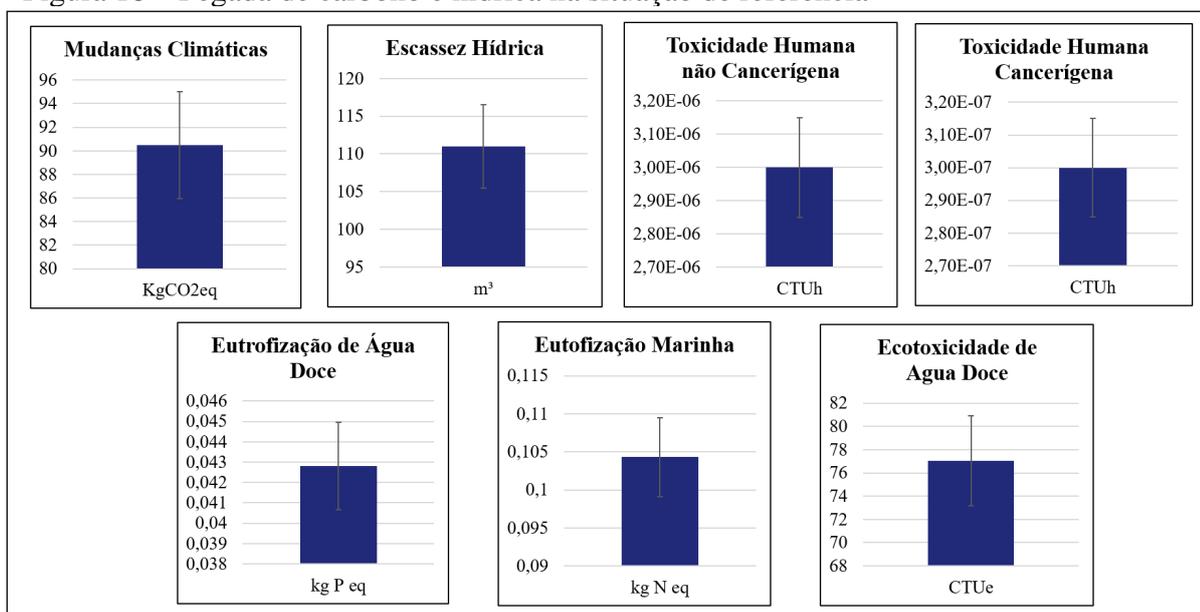
Fonte: elaborado pela autora, 2021.

5.4 Avaliação das Pegadas de carbono e hídrica do OAC

5.4.1 Pegada de carbono e hídrica da situação de referência na obtenção do OAC

A pegada de carbono do OAC na situação de referência obteve valor de 90,5 KgCO₂eq. Já o perfil da pegada hídrica variou por categoria. Na escassez hídrica, o consumo de água total foi 111 m³ (FIGURA 18).

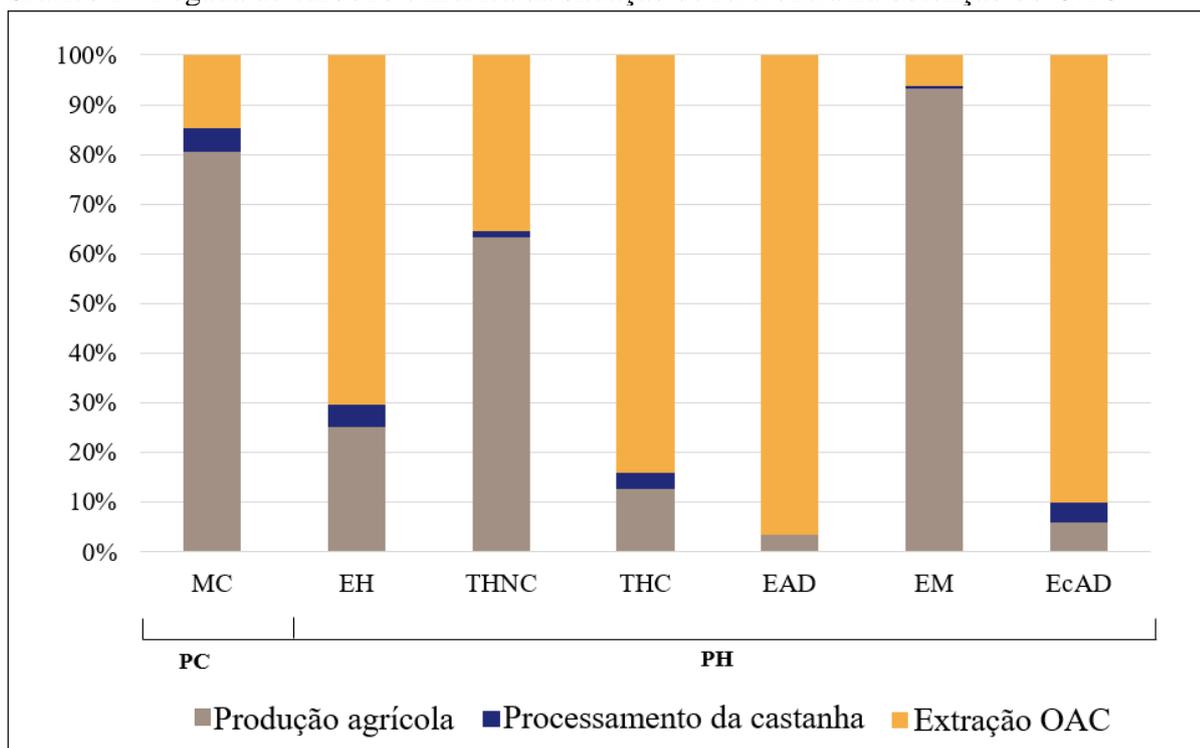
Figura 18 – Pegada de carbono e hídrica na situação de referência



Fonte: elaborado pela autora, 2021.

Na análise de contribuição dos principais processos nas pegadas de carbono e hídrica na situação de referência (GRÁFICO 1) observou-se que o maior impacto do ciclo de vida em pegada de carbono e nas categorias de toxicidade humana não cancerígena e eutrofização marinha, na pegada hídrica ocorre na produção agrícola. Na avaliação da pegada de carbono, o maior impacto foi causado pela produção agrícola (80,60%). E na análise do perfil da pegada hídrica, o impacto varia entre 93,33% em eutrofização marinha e 63,28% em toxicidade humana não cancerígena. Já as outras categorias, apresentam maior impacto proveniente da produção do óleo, com contribuição de 96,54 na categoria de eutrofização de água doce, na PH.

Gráfico 1 - Pegada de carbono e hídrica da situação de referência na obtenção do OAC.



MC – mudanças climáticas; EH – escassez hídrica; THNC - toxicidade humana não cancerígena; THC – toxicidade humana cancerígena; EAD - eutrofização de água doce; EM – eutrofização marinha; EcAD – ecotoxicidade de água doce.

Fonte: elaborado pela autora, 2021.

Segundo Figueirêdo *et al.* (2016), as causas do elevado impacto da produção agrícola são o uso do solo na pegada de carbono e o uso de fertilizantes, ureia, transporte e fungicida na pegada hídrica.

O maior impacto proveniente da produção agrícola corrobora com estudos de impacto do azeite de oliva. Rajaeifar *et al.*, (2014) avaliaram os fluxos energéticos e econômicos da produção de azeite de oliva e emissões de GEE no Irã, numa análise do berço ao portão, incluindo a produção agrícola, o processamento e o transporte do azeite ao mercado consumidor, e identificou que a maior emissão de gases do efeito estufa ocorre na produção agrícola. Romero-Gámez; Castro-Rodríguez; Suárez-Rey (2017) ao comparar os impactos ambientais de uma alta diversidade de sistemas de olivicultura na Espanha concluíram que os maiores impactos são causados pela fabricação e aplicação de fertilizantes. Já Guarino *et al.*, 2019, estudando o ciclo de vida da produção de azeite de oliva extra-virgem, identificou a etapa agrícola como a responsável pelo maior impacto no seu ciclo de vida, particularmente devido ao uso de fertilizantes na produção.

Li *et al.* (2021) identificou que 57% do total de emissões de carbono são provenientes de fertilizantes químicos, que assim como o uso do solo, constituem-se nas

principais causas da emissão de carbono. De acordo com o IPCC (2007), o uso de combustível fóssil e os efeitos da mudança do uso da terra são as principais fontes de emissão de CO₂. Na mesma linha, MacWilliam *et al.*, (2016), identificou a produção e uso de fertilizantes, e o uso de equipamentos agrícolas como os responsáveis por 95% dos impactos ambientais da produção de canola no Canadá, por meio de uma abordagem do berço ao portão, considerando a produção de 1 t de canola.

Espadas-Aldana *et al.*, (2019), na avaliação da produção de azeite de oliva, identificaram como pontos críticos do sistema de produto a agricultura, o tratamento de resíduos e a distribuição do produto. Assim como no estudo de Raucci *et al.*, (2015), que na avaliação da produção de soja encontrou maior fonte de GEE proveniente da decomposição de restos culturais (36%), uso de combustível (19%), aplicação de fertilizantes (16%), calagem (13%), agrotóxicos (7%), sementes (8%) e energia elétrica consumida nas fazendas (<1%).

Os tópicos seguintes abordam as causas de impacto dos processos que são foco deste trabalho: processamento de castanha de caju e a extração de óleo.

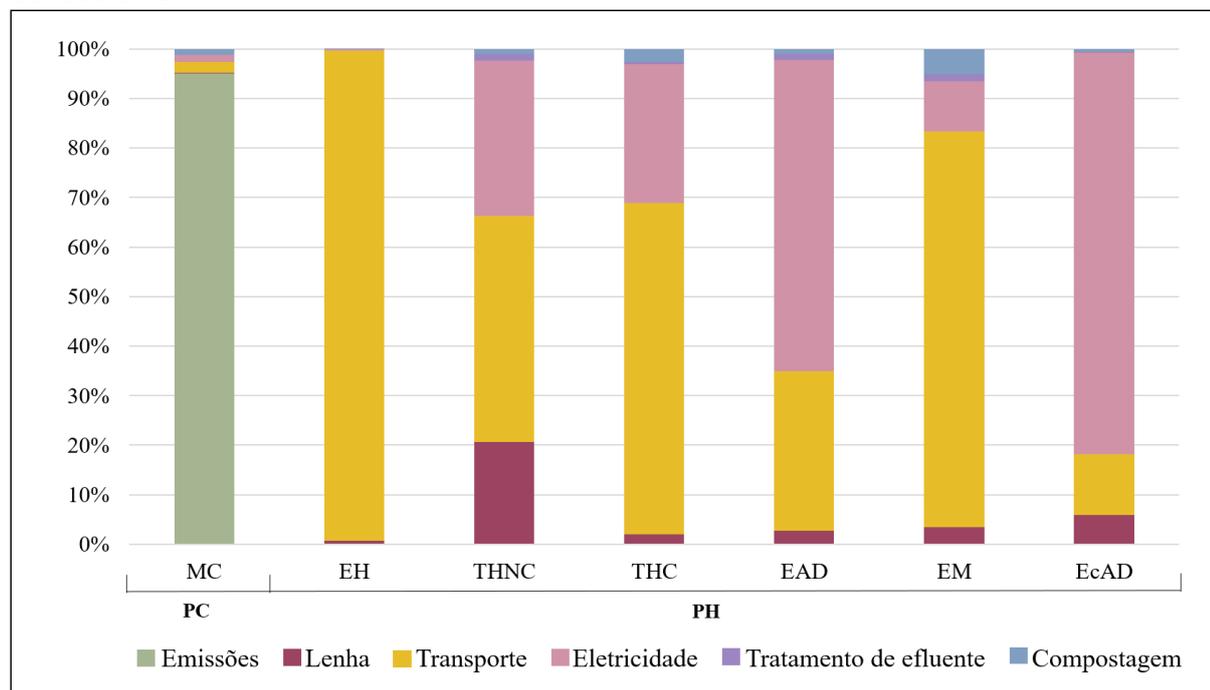
5.4.2 Pegada ambiental do processamento da castanha de caju em minifábricas

Avaliando a produção de 3,4014 kg de amêndoas quebradas (GRÁFICO 2), as emissões oriundas da queima da lenha e da casca da castanha foram responsáveis por 94,97% da pegada de carbono.

Relativo ao perfil de pegada hídrica, observa-se que as cadeias do transporte e eletricidade acarretaram os maiores impactos nas categorias analisadas. Na categoria de escassez hídrica, o principal contribuinte é o processo da cadeia de transporte (98,91%), em que o impacto vem da produção de alumínio e de eletricidade utilizada para a operação e manutenção de estradas, enquanto na cadeia da lenha, da produção de energia utilizada no corte da madeira.

O transporte também impactou significativamente nas categorias da PH de THNC, THC e EM, pela distribuição do cobre e pela eletricidade utilizada para obter o ferro fundido, ambos decorrentes da etapa de produção do caminhão, além do diesel utilizado na operação. Nas categorias de EAD e EcAD, a energia é a mais impactante, com 62,85% e 81,08% do impacto, respectivamente, devido ao seu processo de distribuição, que utiliza o cobre, encontrado nos transformadores de energia, com o intuito de armazená-la (CAPRERA, 2018).

Gráfico 2 - Impactos ambientais referentes ao processamento da castanha de caju em minifábricas.



MC – mudanças climáticas; THNC – toxicidade humana não cancerígena; THC – toxicidade humana cancerígena; EAD – eutrofização de água doce; EM – eutrofização marinha; EcAD – ecotoxicidade de água doce; EH – escassez hídrica.

Fonte: elaborado pela autora, 2021.

Nas MFs visitadas, não foram identificados sistemas para tratamento de efluentes. Neste estudo, considerou-se que os resíduos orgânicos sólidos seguem para compostagem e que os efluentes são tratados em estação municipal. Porém, segundo Sharma *et al.*, (2020), os subprodutos do processamento da castanha, pela sua composição, podem ser reutilizados, tornando os processos mais econômicos e sustentáveis, como é o exemplo da casca da castanha, pela presença de ácidos anacárdicos, sisterol, tem aplicações biológicas de anti-inflamatório e efeitos antinociceptivos, ou seja, que anula ou reduz a percepção e transmissão de estímulos que causam dor; e a castanha de caju como um todo, que por conter ácidos graxos benéficos, aminoácidos biologicamente ativos, tocoferóis e alto teor de amido, é industrialmente e nutricionalmente importante.

Agyemang, Zhui e Tian (2016) estudando a indústria de caju na África, determinaram que o transporte é um dos principais fatores ambientais impactantes, já que, as amêndoas são transportadas à América do Norte, percorrendo distâncias consideráveis. Neste estudo, o impacto do GEE mostrou-se muito elevado em decorrência do transporte, apesar das distâncias percorridas serem inferiores, foram suficientes para tornar o transporte o segundo maior contribuinte da pegada de carbono.

Por meio de uma ACV, Salami (2019) avaliou os impactos da produção de castanha de caju na Nigéria, numa abordagem do portão ao portão. Ele identificou a emissão de 39,8350 gCO₂ eq / kg de castanha de caju, com a etapa de torrefação a maior impactante, seguida pelas etapas de descasque e secagem. Neste estudo, a pegada de carbono da amêndoa foi de 4,25 kg CO₂ eq.

5.4.3 Impactos ambientais do processo de extração de OAC

Avaliando somente a extração de 1 kg do óleo (GRÁFICO 3), tanto a pegada de carbono como a hídrica foram oriundas, principalmente, do tratamento do efluente líquido. Este tratamento foi responsável por 97,96% da pegada de carbono devido a eletricidade e a produção do ferro. Na pegada hídrica, observou-se que o hidróxido de sódio impactou em 97,42% na categoria de escassez hídrica, devido a sua produção, principalmente em decorrência da eletricidade e do uso do cloreto de sódio.

O NaOH, utilizado na etapa de limpeza dos equipamentos, contribuiu para o maior impacto em escassez hídrica, na PH, devido seu processo de produção. Nas outras categorias da pegada hídrica, o tratamento designado ao efluente líquido foi o mais impactante, gerando 99,39% do impacto na categoria de eutrofização de água doce, principalmente em razão de eletricidade e do cloreto de ferro utilizado no tratamento do efluente.

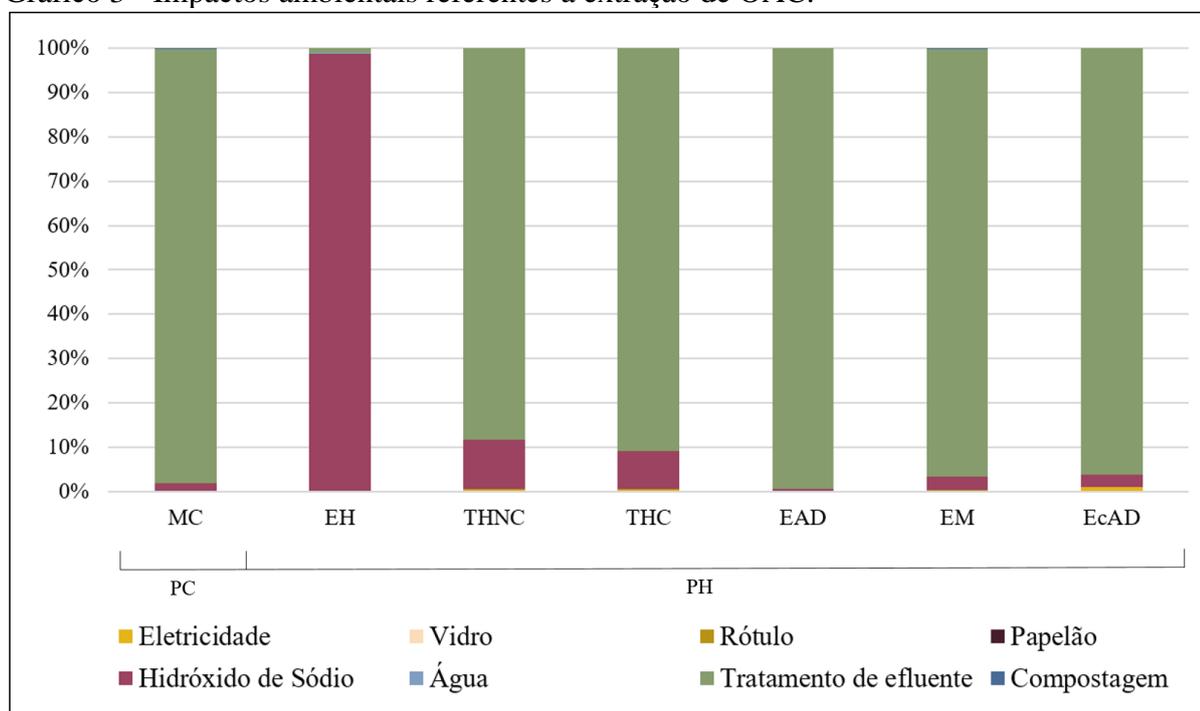
O efluente é gerado em sua maior quantidade, a partir da limpeza dos equipamentos, além da geração que ocorre na etapa de centrifugação, a qual é responsável pela liberação de 17,04 m³ de água.

Neste estudo, a qualidade do efluente não foi avaliada, tendo esta lacuna de informação sido preenchida por meio da adoção dos parâmetros relativos ao tratamento utilizado em refinaria de óleos vegetais, pois para a escolha do tratamento nesta unidade, utilizou-se como base os estudos de Cecchet *et al.* (2010) e Akhbari *et al.* (2020), que avaliaram, respectivamente, o efluente do óleo de soja e do óleo de palma, contendo altas concentrações de sólidos suspensos totais e dissolvidos, demanda química de oxigênio, óleos e graxas e componentes orgânicos, necessitando de tratamento para sua liberação.

Portanto, considerou-se os tratamentos físicos, químicos e biológicos de uma estação de tratamento de efluentes, em conformidade com a geração de efluente de outras extrações de óleo. De acordo com a Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, a quantidade presente de óleos

minerais para a liberação de efluentes deve ser até 20 mg/L e óleos vegetais e gorduras animais até 50 mg/L.

Gráfico 3 - Impactos ambientais referentes a extração de OAC.



MC – mudanças climáticas; THNC – toxicidade humana não cancerígena; THC – toxicidade humana cancerígena; EAD – eutrofização de água doce; EM – eutrofização marinha; EcAD – ecotoxicidade de água doce; EH – escassez hídrica.

Fonte: elaborado pela autora, 2021.

O hidróxido de sódio, conhecido também como soda cáustica, é capaz de reagir com gorduras e óleos, atuando como agente de limpeza. É uma base forte e se dissolve quase que completamente em água e álcool, liberando grande quantidade de íons OH^- que se dissociam facilmente em solução (SANTOS; FERNANDES; CARVALHO, 2018).

O uso da soda cáustica e o seu contato com a água causa a liberação de um efluente alcalino, prejudicial aos mananciais, em razão de seu elevado valor de pH, o qual para ser liberado deve encontrar-se na faixa entre 5,0 e 9,0 (CONAMA, 2011). Para tanto, recomenda-se a adição de soluções corretivas para redução do pH à faixas consideráveis, como o uso do ácido sulfídrico ou clorídrico, os quais são considerados ácidos agressivos (FERREIRA FILHO; CHUI, 2006).

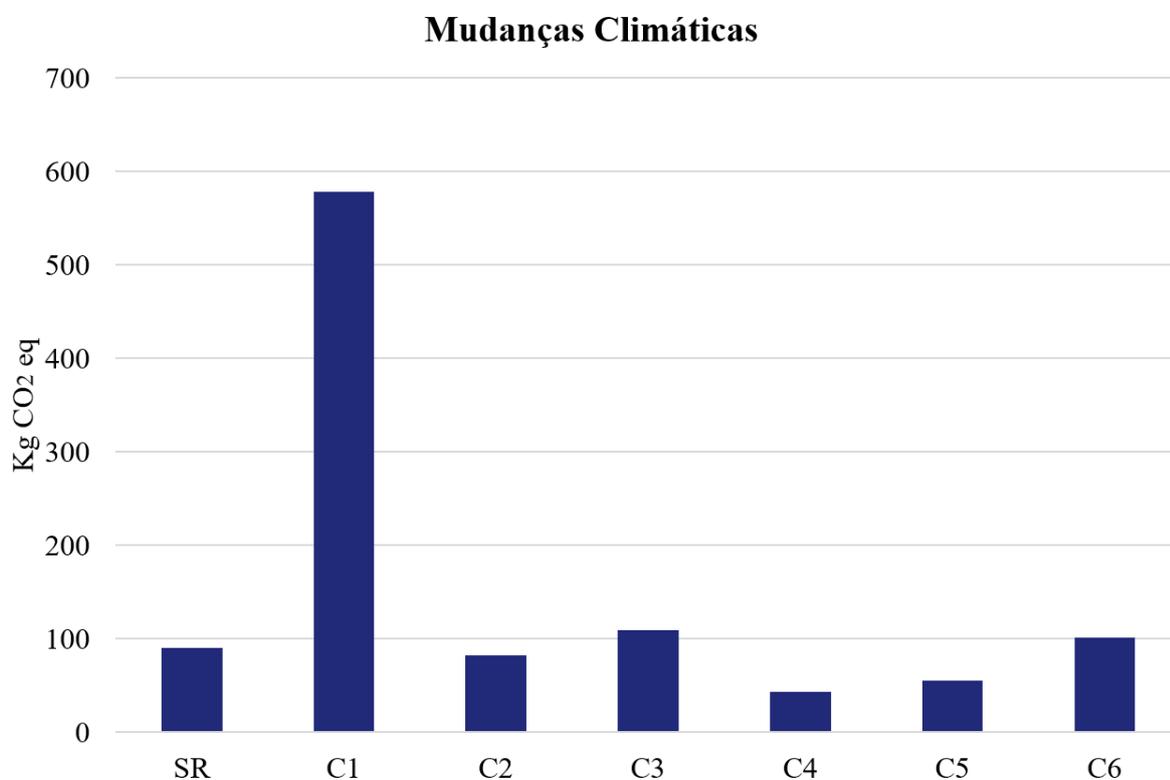
5.4.4 Pegadas de carbono e hídrica do OAC: Análise de cenários

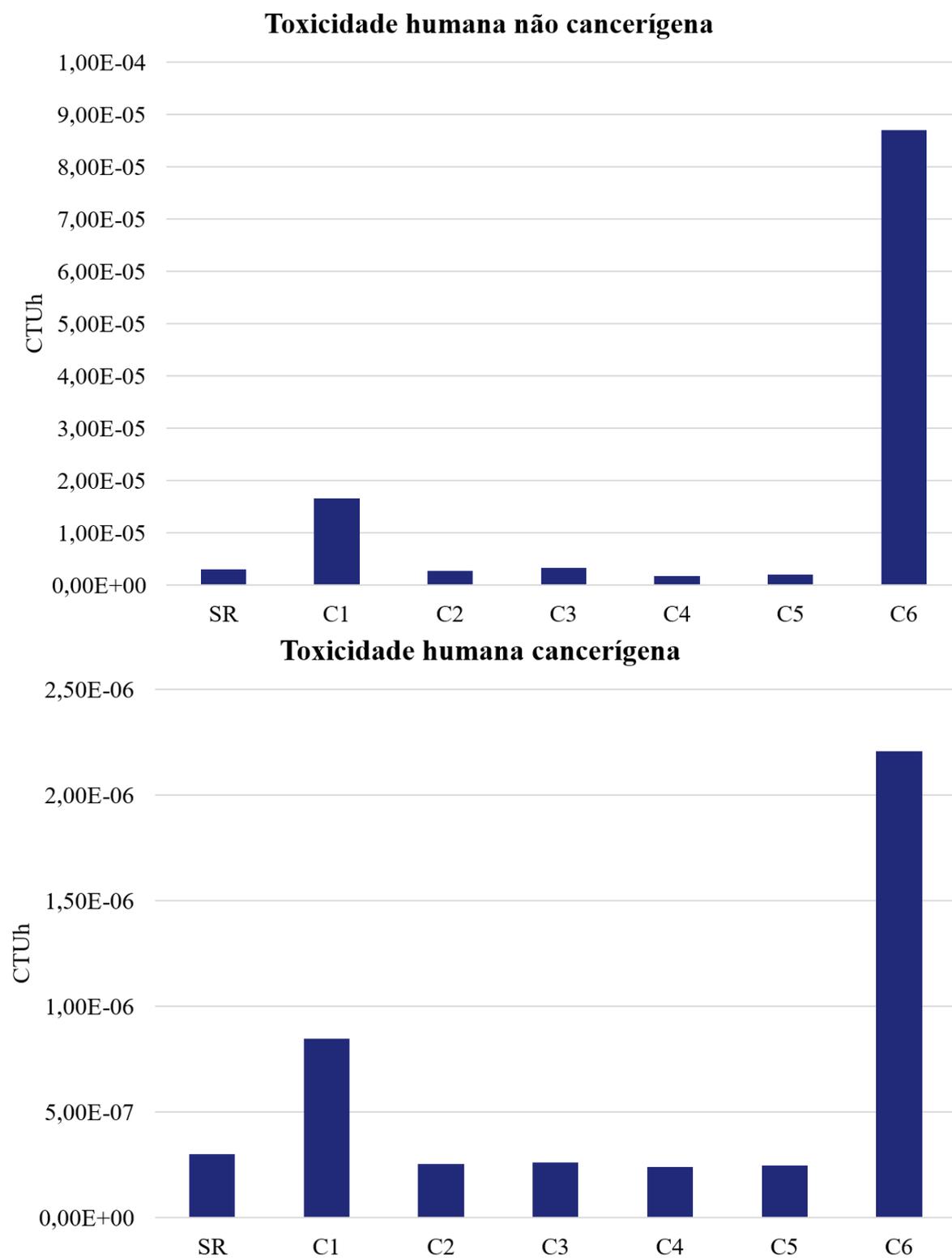
Como tentativa de reduzir o impacto visto na situação de referência, foram

propostos alguns cenários, variando-se os produtos utilizados, como o uso da amêndoa inteira ao invés da quebrada, o transporte, que foi inserido entre as minifábricas e o uso da produção agrícola de alto insumo.

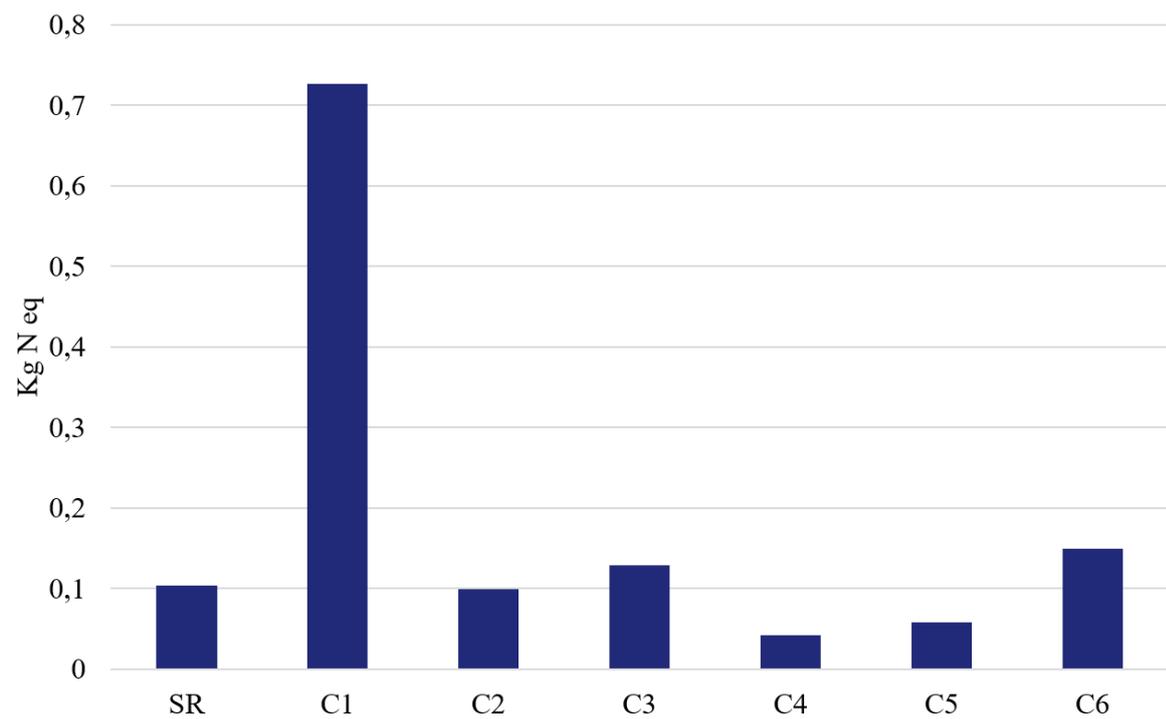
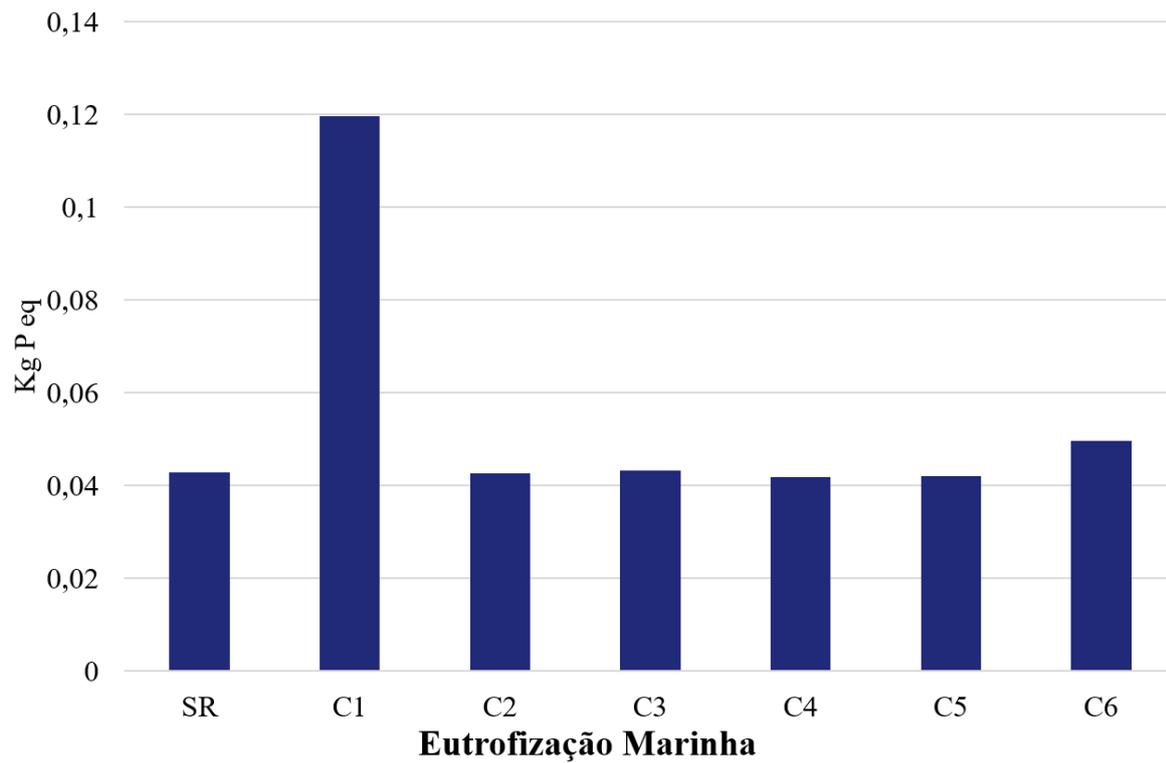
A Figura 19 apresenta a distribuição dos impactos da produção agrícola, produção de amêndoas e extração de OAC na situação de referência e nos cenários propostos. Esta figura permite a comparação das categorias de impactos entre cenários e entre estes e a situação de referência. A partir da análise visual, observa-se que o cenário 1 é o mais impactante dentre todos os cenários, enquanto os cenários 4 e 5 a depender da categoria analisada, mostram maior redução de impactos.

Figura 19 – Comparação dos impactos dos cenários

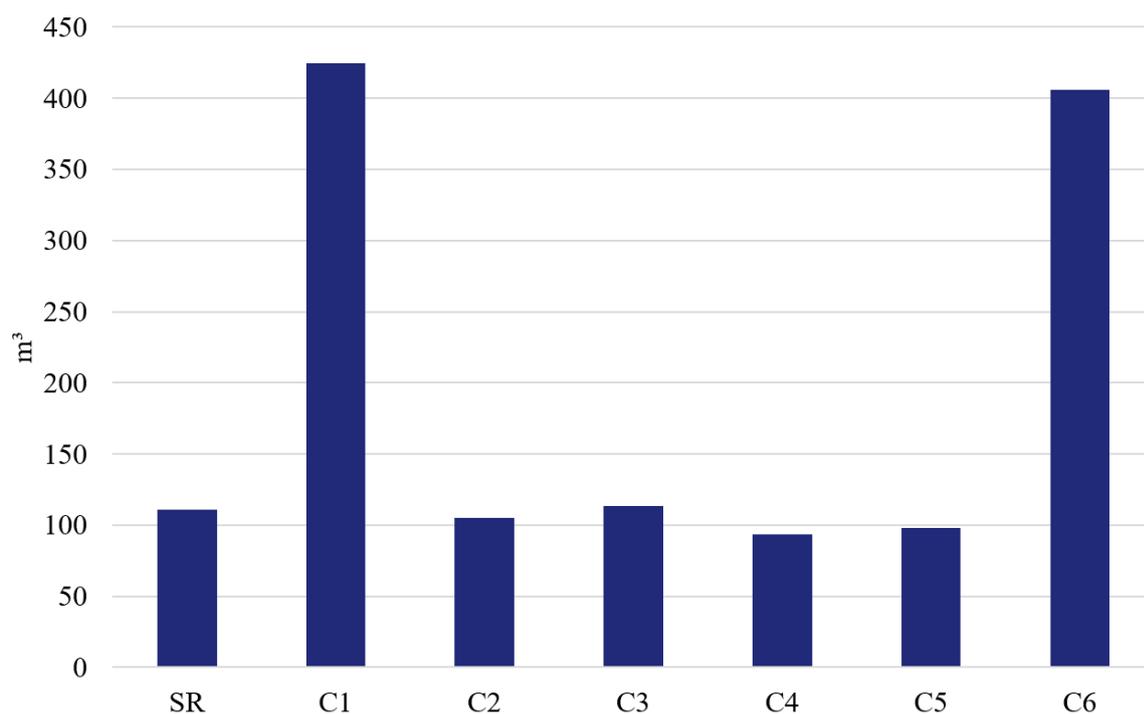
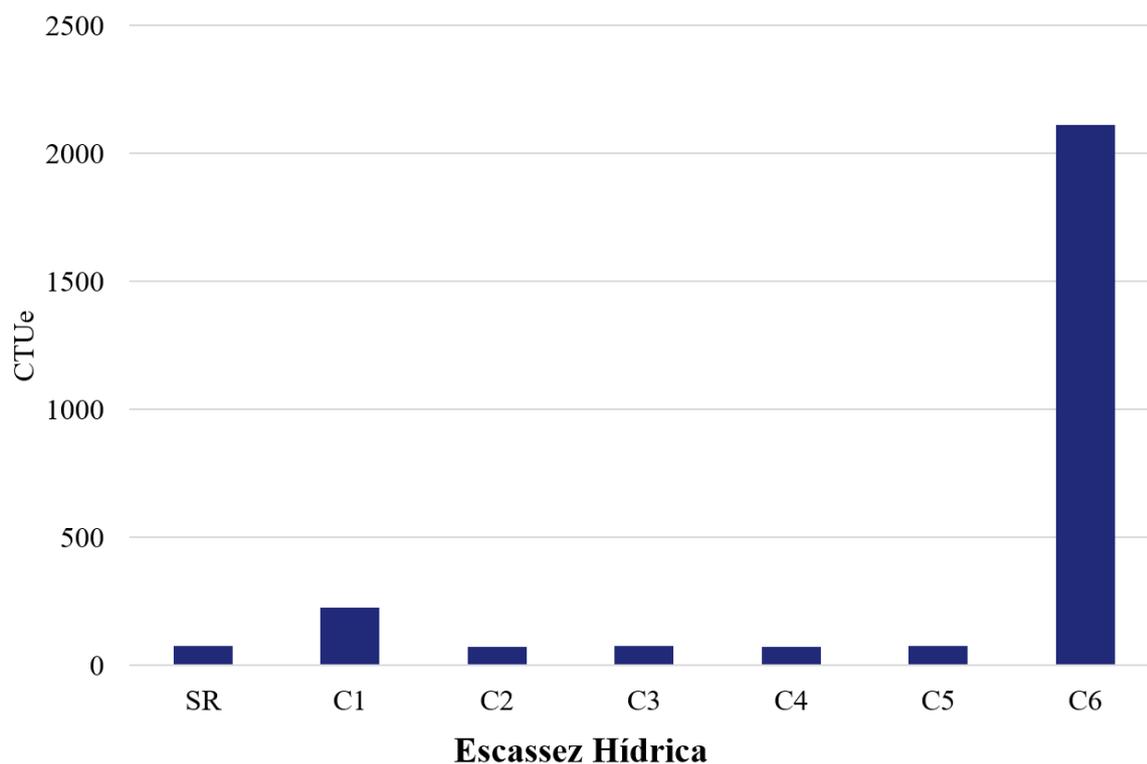




Eutrofização de Água Doce



Ecotoxicidade em Água Doce



SR – Situação de referência; C1 – Cenário 1; C2 – Cenário 2; C3 – Cenário 3; C4 – Cenário 4; C5 – Cenário 5; C6 – Cenário 6; C7 – Cenário 7; C8 – Cenário 8.

Fonte: elaborada pela autora, 2021.

O cenário C1, que representa a alocação econômica dos produtos, obteve maior impacto dentre todos avaliados, devido ao aumento do percentual de alocação da castanha, que correspondia a 7% na alocação mássica enquanto na alocação econômica, representava

51%. Como a etapa de produção agrícola é a mais impactante, isso contribuiu para o aumento do impacto. As categorias com maior aumento em comparação com a situação de referência, mudanças climáticas, que aumentou 487,7 Kg CO₂eq, e escassez hídrica, com aumento de 313,3 m³.

No cenário que avaliou a minifábrica com produtividade alta de amêndoa (C2), os resultados foram similares ao da situação de referência, com uma pequena redução de valores em todas as categorias, principalmente na PH, nas categorias de escassez hídrica e ecotoxicidade em água doce, com redução de 5,777 m³ e 3,091 CTUe. No cenário C3 (minifábrica com baixa produtividade de amêndoa), os resultados foram superiores ao da situação de referência. Isto pode ser atribuído ao fato que este cenário pressupõe uma contribuição maior da etapa de produção agrícola para a obtenção de amêndoas.

Já o C4, que pressupõe a utilização de amêndoas inteiras, obteve uma redução em todas as categorias, que pode ser devido à menor produção de castanhas na produção agrícola. O funcionamento com castanhas quebradas exigia uma quantidade de 59,80 kg da produção agrícola, enquanto a utilização de amêndoas inteiras, por ser produzida em maior quantidade, necessita de apenas 21,36 kg de castanha. Com isso, houve redução de 43,95 kg CO₂eq/kg de OAC na pegada de carbono. Na pegada hídrica, houve redução de 17,72 m³/kg de OAC em escassez hídrica e de 2,816 CTUe/kg de OAC na ecotoxicidade em água doce, se comparado a situação de referência.

O cenário 5, com a proposição de extração de óleo a partir de 50% de amêndoas inteiras e 50% das quebradas, também apresentou diminuição na quantidade de castanhas produzidas em campo (31,4762 kg), reduzindo o impacto das pegadas em relação a situação de referência.

O cenário 6 foi proposto no intuito de retratar um sistema de alto insumo, de acordo com Figueirêdo *et al.*, 2016. Neste cenário, o uso de fertilizantes aumentou, aproximadamente 20% no uso de pentóxido de dinitrogênio e 100% no uso de deltametrin em relação a produção no sistema de baixo insumo. Este cenário teve aumento de impactos na pegada de carbono e hídrica. Ainda tratando-se do cenário 6 e seu impacto na pegada hídrica, o maior aumento observado foi em ecotoxicidade em água doce, com aumento de 2.034,964 CTUe.

A análise de incerteza ocorreu por meio da comparação entre a situação de referência e os cenários propostos (TABELA 12). O resultado indica se uma categoria foi melhor que a outra, a um nível de significância de 95%.

Observou-se que dentre todas as categorias, o cenário C1 e o C6 são os mais

impactantes e apresentam diferença significativa acima de 95% com a situação de referência, com exceção da categoria de mudanças climáticas e eutrofização de água doce, no C6. Enquanto algumas categorias dos cenários 4 e 5 foram menos impactantes com uma diferença significativa.

Tabela 12 – Análise de Incerteza

Cenários	Categorias de Impacto	Situação de Referência	Cenário Proposto	SR<Cx %
C1	MC	90,50	578,2	100
	EH	111,00	424,3	99,9
	THNC	3,00E-06	1,66E-05	100
	THC	3,00E-07	8,49E-07	100
	EAD	0,0428	0,1196	100
	EM	0,1043	0,727	100
	EcAD	77,036	225,28	100
C2	MC	90,50	82,82	9,7
	EH	111,00	105,223	29,2
	THNC	3,00E-06	2,84E-06	34
	THC	3,00E-07	2,54E-07	32,6
	EAD	0,0428	0,0427	46,4
	EM	0,1043	0,0989	37,2
	EcAD	77,036	73,945	29,5
C3	MC	90,50	109,47	99,7
	EH	111,00	113,715	58,9
	THNC	3,00E-06	3,42E-06	87
	THC	3,00E-07	2,63E-07	49,4
	EAD	0,0428	0,0432	50,9
	EM	0,1043	0,129	90,9
	EcAD	77,036	75,477	39,8
C4	MC	90,50	43,55	0,0
	EH	111,00	93,28	3,5
	THNC	3,00E-06	1,76E-06	0,1
	THC	3,00E-07	2,41E-07	17,1
	EAD	0,0428	0,0419	41,1
	EM	0,1043	0,0417	0,0
	EcAD	77,036	74,22	32,7
C5	MC	90,50	55,95	0,0
	EH	111,00	253,00	8,7
	THNC	3,00E-06	2,08E-06	0,3
	THC	3,00E-07	2,47E-07	23,3
	EAD	0,0428	0,0421	41,6
	EM	0,1043	0,0582	0,0
	EcAD	77,036	74,99	34,8
C6	MC	90,50	101,00	81,1
	EH	111,00	406,00	99,6
	THNC	3,00E-06	0,000087	100
	THC	3,00E-07	0,00000221	100

EAD	0,0428	0,0496	93
EM	0,1043	0,1499	99,6
EcAD	77,036	2.112,00	100

MC – mudanças climáticas; EH – escassez hídrica; THNC – toxicidade humana não cancerígena; THC – toxicidade humana cancerígena; EAD – eutrofização de água doce; EM – eutrofização marinha; EcAD – ecotoxicidade de água doce.

Fonte: elaborada pela autora, 2021.

CONCLUSÕES

Na avaliação da ecoeficiência do óleo da amêndoa da castanha de caju, identificou-se que os cenários da situação de referência, da utilização de amêndoa inteira ao invés da quebrada (C4) e a utilização de mistura de amêndoa inteiras e quebradas (C5) foram os mais ecoeficientes dentre todos os avaliados, sendo os cenários 4 e 5, respectivamente, 3,377 e 2,123 vezes mais ecoeficientes na pegada de carbono que a situação de referência e 4,065 e 2,352 vezes na pegada hídrica.

Os cenários 4 e 5 e a SR, também foram os menos impactantes ambientalmente em ambas as pegadas, enquanto o cenário de alocação econômica (C1) foi o mais impactante, assim como o C6, de produção agrícola de alto insumo. Os principais impactos ambientais da pegada de carbono advêm da produção agrícola, em razão do uso de fertilizantes químicos e defensivos agrícolas. E a produção do óleo é a maior impactante no perfil da pegada hídrica, principalmente pelo processo de produção do hidróxido de sódio e o tratamento de efluentes. Enquanto no processamento da castanha para a obtenção da amêndoa, os impactos do transporte e da eletricidade apresentaram destaque.

Portanto, conclui-se que a avaliação *ex-ante* da extração de óleo é benéfica pois promove a otimização do processo, identificando os pontos impactantes e permitindo a redução dos impactos ambientais, assim como a análise da ecoeficiência, que permitiu observar o produto do ponto de vista empresarial, considerando seu valor econômico atrelado a preocupação ambiental.

Considerando-se os resultados das pegadas ambientais e das análises de cenários, o estudo teve como limitação a não consideração das etapas de pós consumo do OAC, portanto, sugere-se que futuros estudos nesta temática possam preencher estas lacunas.

REFERÊNCIAS

ADECE. **Plano de Desenvolvimento da Cadeia Produtiva do Caju do Ceará para os anos**

- de 2013 a 2025. Disponível em: <http://www.adece.ce.gov.br/phocadownload/Camaras_Setoriais/CS_Caju/Downloads/plano_desenvolvimento_cajuculturace.pdf>. Acesso em 17 set. 2019.
- ADEWALE, C. *et al.* Agricultural carbon footprint is farm specific: Case study of two organic farms. **Journal of Cleaner Production**, v. 229, p. 795-805. 2019.
- AGYEMANG, M.; ZHU, Q.; TIAN, Y. Analysis of opportunities for greenhouse emission reduction in the global supply chains of cashew industry in West Africa. **Journal of Cleaner Production**, v. 115, p. 149-161. 2015.
- AGYEMANG, M. *et al.* Evaluating barriers to green supply chain redesign and implementation of related practices in the West Africa cashew industry. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 136, p. 209-222. 2018.
- AKHBARI, A. A study of palm oil mill processing and environmental assessment of palm oil mill effluent treatment. **Environmental Engineering Research**, v. 25, p. 212-221. 2020.
- ALCOCER, J. C. A. *et al.* Mass and Energy Balance of a Cashew Nut Shell Gasification Pilot Unit Utilized in Power Generation. **IEEE Latin America Transactions**, v. 3, n. 10. 2015.
- ALENCAR, N. S. *et al.* Produção da Castanha de Caju nas microrregiões do Ceará no período de 1993 a 2016. **Revista Eletrônica Competências Digitais para Agricultura Familiar**, v. 4, n. 1, p. 103 – 116. 2018.
- ALMEIDA, L. H. F. *et al.* Viabilidade econômica da produção de caju (*Anacardium occidentale* L.). **Nativa, Sinop**, v.5, n.1, p.9-15. 2017.
- ALUYOR, E. O.; OBOH, I. O. Traditional preservatives - vegetable oils. **Encyclopedia of Food Microbiology**. 2. ed. Amsterdam: Elsevier, p. 137- 140. 2014.
- ALYASERI, I.; ZHOU, J. Handling uncertainties inherited in life cycle inventory and life cycle impact assessment method for improved life cycle assessment of wastewater sludge treatment. **Heliyon**, v. 5. 2019.
- ANANTH, D. A. *et al.* Phytochemical composition and antioxidant characteristics of traditional cold pressed seed oils in South India. **Biocatalysis and Agricultural Biotechnology**, v. 17, p. 416-421, 2019.
- ANDRADE, E. P. **Avaliação do Ciclo de Vida de hidrogéis para aplicação na agricultura**. 2016. 99 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2016.
- ANDRADE, E.P. **Regionalização para o semiárido brasileiro de método de avaliação de ciclo de vida para escassez hídrica**. 2018. 168f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Ceará. 2018.
- ARAÚJO, J.B.C. *et al.* **Minifábricas: tecnologia social para processamento de castanha-de-caju**. Embrapa, 54p. 2017. Disponível em: <<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/1091252/1/OLV18001.pdf>>. Acesso em 23 mar. 2020.
- ARAÚJO, J.P.C.; OLIVEIRA, J.R.M.; SILVA, H.M.R.D. The importance of the use phase on the LCA of environmentally friendly solutions for asphalt road pavements. **Transportation Research Part D: Transport and Environment**, v. 32, p. 97-110. 2014.

ARAÚJO, P.H.R.S. **Produção e análise sensorial de cerveja artesanal de caju**. 2019. 62f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Química) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte. 2019.

ARTO, I.; ANDREONI, V.; RUEDA-CANTUCHE, J.M. Global use of water resources: A multiregional analysis of water use, water footprint and water trade balance. **Water Resources and Economics**, v. 15, p. 1-14. 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 14046: Gestão ambiental — Pegada hídrica — Princípios, requisitos e diretrizes**. Rio de Janeiro, p. 39. 2017.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 14067: Gases de efeito estufa – Pegada de carbono de produtos – Requisitos e orientações sobre quantificação e comunicação**. Rio de Janeiro, p. 62. 2015.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 14040: Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura**. Rio de Janeiro, p. 22. 2009.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 14044: Gestão ambiental — Avaliação do ciclo de vida — Requisitos e orientações**. Rio de Janeiro, p. 46. 2009.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR ISO 14045: 2014 Avaliação da ecoeficiência de sistemas de produto — Princípios, requisitos e orientações**. Rio de Janeiro, 2014.

AVRAAMIDES, M. FATTA, D. Resource consumption and emissions from olive oil production: a life cycle inventory case study in Cyprus. **Journal of Cleaner Production**, v. 16, p. 809-821. 2008.

BANCO DO BRASIL. **Fruticultura – Caju**. Disponível em: <<https://www.bb.com.br/docs/pub/inst/dwn/Vol4FruticCaju.pdf>>. Acesso em 19 mar. 2020.

BATLLE-BAYER, L. *et al.* An energy- and nutrient-corrected functional unit to compare LCAs of diets. **Science of The Total Environment**, v. 671, p. 175-179. 2019.

BAUMANN, H.; TILLMAN, A. The Hitch Hiker's Guide to LCA - An orientation in LCA methodology and application. **The International Journal Life Cycle Assessment**, v. 11, n. 2. 2006.

BICER, Y. *et al.* Comparative life cycle assessment of various ammonia production methods. **Journal of Cleaner Production**, v. 135, p. 1379-1395. 2016.

BLANCO, C. F.; MARQUES, A.; BODEGOM, P. M. V. An integrated framework to assess impacts on ecosystem services in LCAdemonstrated by a case study of mining in Chile. **Ecosystem Services**, v. 30, p. 211-219. 2018.

BLANCO, C.F. *et al.* Assessing the sustainability of emerging technologies: A probabilistic LCA method applied to advanced photovoltaics. **Journal of Cleaner Production**, v. 259. 2020.

BOMTEMPO, D. C.; SILVA, E. B. Cajucultura cearense: a produção familiar em Beberibe – CE. **Revista GeoNordeste**, n. 1, p. 145-159. 2018.

BOULAY, A. *et al.* The WULCA consensus characterization model for water scarcity footprints: assessing impacts of water consumption based on available water remaining (AWARE). **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v.23, p. 368–378. 2018.

BOULAY, A.; LENOIR, L. Sub-national regionalisation of the AWARE indicator for water scarcity footprint calculations. **Ecological Indicators**, v. 111. 2020.

BRAINER, M.S.C.P.; VIDAL, M. F. Cajucultura nordestina em recuperação. **Caderno Setorial ETENE**, n. 54, a. 3. 2018.

BRAINER, M.S.C.P.; VIDAL, M.F. Cajucultura. **Caderno Setorial ETENE**, n. 114, a. 5. 2020.

BRANDÃO, C. R. P. **Contabilização da pegada hídrica azul, verde e cinza da rizicultura no perímetro irrigado Betume/SE**. 2020. 128f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Universidade Federal de Sergipe, 2020.

BRINKMAN, M.L.J. *et al.* Projecting socio-economic impacts of bioenergy: Current status and limitations of ex-ante quantification methods. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 115. 2019.

CAIADO, R. G.G. *et al.* Análise multicritério da ecoeficiência do transporte de cargas com veículos leves. **Transportes**, v. 26, n. 1, p. 21-36. 2018.

CAIADO, R.G.G. *et al.* Measuring the Eco-efficiency of Brazilian Energy Companies using DEA and Directional Distance Function. **IEEE Latin America Transactions**, v. 18, n. 11. 2020.

CALDEIRA, C. Water footprint profile of crop-based vegetable oils and waste cooking oil: Comparing two water scarcity footprint methods. **Journal of Cleaner Production**, v. 195, p. 1190 – 1202. 2018.

CAMPOS, A.F.; CASSELLA, R.J. Determination of acetate and formate in vegetable oils by ion chromatography after multivariate optimization of the extraction process using a Doehlert design. **Food Chemistry**, v. 269, p. 252-257. 2018.

CANAL RURAL. **Produção de azeite de oliva em 2019 será a maior já registrada no Brasil**. Disponível em: <<https://www.canalrural.com.br/noticias/producao-de-azeite-de-oliva-em-2019-sera-a-maior-ja-registrada-no-brasil/>>. Acesso em 11 maio. 2020.

CAPRERA, C. H. F. **Comparativo entre enrolamentos de cobre e alumínio para transformadores elétricos**. 2018. 38 f. 2018. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Elétrica) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Cornélio Procópio, 2018.

CARLSSON, A.S. *et al.* Replacing fossil oil with fresh oil - with what and for what? **European Journal of Lipid Science and Technology**, v. 113, p. 812-831. 2011.

CARVALHO, A.C.O. **Características físico-químicas de óleos vegetais comestíveis puros e adulterados**. 2017. 79f. Trabalho de Conclusão de Curso (Licenciatura em Química) - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. 2017.

CARVALHO, L.S.; PEREIRA, K.F.; ARAÚJO, E.G. Características botânicas, efeitos terapêuticos e princípios ativos presentes no pequi (*Caryocar brasiliense*). **Arquivo de Ciências da Saúde UNIPAR**, v.19, n.2, p.147-157, 2015.

CASTRO, A.L.A. *et al.* Applicability and relevance of water scarcity models at local management scales: Review of models and recommendations for Brazil. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 72, p. 126-136. 2018.

CASTRO, L.S. Analisando a substitutibilidade no mercado mundial de óleos vegetais via transmissão de preços. **Revista Contemporânea de Economia e Gestão**, v. 14, n. 3. 2016.

CECCHET, J. *et al.* Tratamento de efluente de refinaria de óleo de soja por sistema de flotação por ar dissolvido. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n.

- 1, p. 81-86. 2010.
- CEDRIM, P.C.A.S.; BARROS, E.M.A.; NASCIMENTO, T.G. Antioxidant properties of acai (*Euterpe oleracea*) in the metabolic syndrome. **Brazilian Journal of Food Technology**, v. 21, 2018.
- CHANDRASEKARA, N.; SHAHIDI, F. Oxidative stability of cashew oils from raw and roasted nuts. **Journal of American Oil Chemists Society**, v. 88, p.1197-1202, 2011.
- CHEN, B.; MCCLEMENTS, D.J.; DECKER, E.A. Minor components in food oils: A critical review of their roles on lipid oxidation chemistry in bulk oils and emulsions. **Critical Reviews in Food Science and Nutrition**, v. 51, p. 901-916. 2011.
- CHERUBINI, E.; RIBEIRO, P. T. **Diálogos setoriais brasil e união europeia: desafios e soluções para o fortalecimento da ACV no Brasil**. 1. ed. Brasília: Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia, 2015.
- CHRISTIS, M. *et al.* A detailed household carbon footprint analysis using expenditure accounts – Case of Flanders (Belgium). **Journal of Cleaner Production**, v. 228, p. 1167 – 1175. 2019.
- CIVANCIK-USLU, D. *et al.* Influence of end-of-life allocation, credits and other methodological issues in LCA of compounds: An in-company circular economy case study on packaging. **Journal of Cleaner Production**, v. 212, p. 925-940. 2019.
- CLARA, M.P.F. **Propriedades físico-químicas, funcionais e sensoriais de cremes vegetais obtidos de óleos de chia (*Salvia hispanica*), gergelim (*Sesamum indicum*) e quinoa (*Chenopodium quinoa*)**. 2019. 97f. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Ciência de Alimento. Universidade Estadual Paulista. 2019.
- CLAVREUL, J.; CHRISTENSEN, T.H. Quantifying uncertainty in LCA-modelling of waste management systems. **Waste Management**, v. 32, p. 2482-2495. 2012.
- COELHO FILHO, O.; SACCARO JUNIOR, N. L.; LUEDEMANN, G. **A avaliação de ciclo de vida como ferramenta para a formulação de políticas públicas no Brasil**. Disponível em: < http://repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/6685/1/td_2205.pdf>. Acesso em 10 jun. 2019.
- COGERH. **Qualidade das águas dos açudes monitorados pela COGERH – Campanha de maio/2020 - Relatório Final**. Disponível em: http://f3.funceme.br:9000/hidroce/uploads/documentos/relatorio%20final_iet_mai_2020.pdf Acesso em 19 ago. 2020.
- COLUCCIA, B. *et al.* Assessing agricultural eco-efficiency in Italian Regions. **Ecological Indicators**, v. 116. 2020.
- CONAMA. Resolução Nº 430, de 13 de maio de 2011. **Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005**. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acesso em 05 jan. 2021.
- CONTE, A. A. Ecoeficiência, logística reversa e a reciclagem de pilhas e baterias: revisão. **RBCIAMB**, n.39, p. 124-139. 2016. DOI: 10.5327/Z2176-947820167114.
- COSTA, A.K.O. **Aspectos físico-químicos e nutricionais da amêndoa e óleo de coco de babaçu (*Orbignya phalerata* Mart.) e avaliação sensorial de pães e biscoitos preparados com amêndoas**. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos) – Universidade Federal do Ceará, 2014.

COSTA, P. R. F. **Tratamento de efluente do beneficiamento da castanha de caju utilizando eletrocoagulação e oxidação eletroquímica**. 2018. 168 f. Tese (Doutorado em Química) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal, 2018.

CSIGHY, A.; KORIS, A.; VATAI, G. Modelling the partial demineralization process of cow milk by superpro designer. **Hungarian journal of industry and chemistry**, v. 45, p. 9–12. 2017.

CUCURACHI, S.; GIESEN, C.V.D.; GUINÉE, J. Ex-ante LCA of emerging Technologies. **Procedia CIRP**, v. 69, p. 463-468. 2018.

CUI, Y. *et al.* Effect of traditional Chinese cooking methods on fatty acid profiles of vegetable oils. **Food Chemistry**, v. 233, p. 77-84. 2017.

DIAS, M. M. *et al.* Consumption of virgin coconut oil in Wistar rats increases saturated fatty acids in the liver and adipose tissue, as well as adipose tissue inflammation. **Journal of Functional Foods**, v. 48, p. 472-480. 2018.

DIJKSTRA, A. J.; VAN DUIJN, G. Vegetable oils: oil production and processing. **Encyclopedia of Food and Health**, Eindhoven, p. 373-380. 2016.

DONG, Y.; ROSENBAUM, R.K.; HAUSCHILD, M.Z. Assessment of Metal Toxicity in Marine Ecosystems: Comparative Toxicity Potentials for Nine Cationic Metals in Coastal Seawater. **Environmental Science & Technology**, v. 50, p. 269-278. 2016.

ELLER, F.J. *et al.* Extraction and analysis of tomato seed oil. **Journal of the American Oil Chemists' Society**, v. 87, p. 755-762. 2010.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Iniciando um pequeno grande negócio agroindustrial: castanha de caju / Capítulo 3: minifábricas de castanha**. Embrapa Agroindústria Tropical – Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2003.

EMBRAPA. **Árvore do Conhecimento – Tecnologia de Alimentos**. Disponível em: <https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/tecnologia_de_alimentos/arvore/CONT000gc8yujq302wx5ok01dx9lcx1g7v3u.html>. Acesso em 26 mar. 2020.

EMBRAPA. **Cultivo de Canola**. Disponível em: <https://www.spo.cnptia.embrapa.br/conteudo?p_p_id=conteudoportlet_WAR_sistemasdeproducaolf6_1galceportlet&p_p_lifecycle=0&p_p_state=normal&p_p_mode=view&p_p_col_id=column-2&p_p_col_count=1&p_r_p_-76293187_sistemaProducaoId=3703&p_r_p_-996514994_topicoId=3024>. Acesso em 11 maio 2020b.

EMBRAPA. **Evento destaca potencial de crescimento da canola no Brasil**. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/42184746/evento-destaca-potencial-de-crescimento-da-canola-no-brasil>>. Acesso em 11 maio 2020a.

EMBRAPA. **Pequeno notável, cajueiro anão-precoce é produtivo após três anos de seca**. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/2361282/pequeno-notavel-cajueiro-anao-precoce-e-produtivo-apos-tres-anos-de-seca>>. Acesso em 01 abr. 2020.

EMBRAPA. **Sistema de Produção do Caju**. Disponível em: <https://www.spo.cnptia.embrapa.br/conteudo?p_p_id=conteudoportlet_WAR_sistemasdeproducaolf6_1galceportlet&p_p_lifecycle=0&p_p_state=normal&p_p_mode=view&p_p_col_id=column-2&p_p_col_count=1&p_r_p_-76293187_sistemaProducaoId=7705&p_r_p_-996514994_topicoId=10308>. Acesso em 19 mar. 2020.

EL HANANDEH, A.; GHARAIBEH, M. Environmental efficiency of olive oil production by small and micro-scale farmers in northern Jordan: Life cycle assessment. **Agricultural**

Systems, v. 148, p. 169-177. 2016.

ESNOUF, A. *et al.* A tool to guide the selection of impact categories for LCA studies by using the representativeness index. **Science of The Total Environment**, v. 658, p. 768-776. 2019.

ESPADAS-ALDANA, G. *et al.* Analysis and trends for Life Cycle Assessment of olive oil production. **Sustainable Production and Consumption**, v. 19, p. 216-230. 2019.

FANTKE, P. *et al.* Toward harmonizing ecotoxicity characterization in life cycle impact assessment. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 37, p. 2955-2971. 2018.

FARJANA, S. H. *et al.* A global life cycle assessment of manganese mining processes based on EcoInvent database. **Science of The Total Environment**, v. 688, p. 1102-1111. 2019.

FERNANDEZ-LOBATO, L. *et al.* Life cycle assessment of the Spanish virgin olive oil production: A case study for Andalusian region. **Journal of Cleaner Production**, v. 290. 2021.

FERREIRA FILHO, E. A.; CHUI, Q. S. H. Qualidade de medições e neutralização de efluentes alcalinos com dióxido de carbono. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 11, n. 2, p. 169-174. 2006.

FIEC. **Ceará em Comex Edição Especial – 2019**. Disponível em: <https://arquivos.sfiec.org.br/sfiec/files/files/Ceara%20em%20Comex%202020%20-%201%20Janeiro.pdf>. Acesso em 16 ago. 2020.

FIEC. **Especial setorial - castanha de caju (maio – 2018)**. Disponível em: <<https://bit.ly/2YChKUx>>. Acesso em 22 jun. 2019.

FIGUEIRÊDO, M. C. B. *et al.* Environmental assessment of tropical perennial crops: the case of the Brazilian cashew. **Journal of Cleaner Production**, v. 112, p. 131 – 140. 2016.

FIGUEIREDO, R. A. **Caracterização dos Produtos da Pirólise da Casca de Castanha de Caju: Influência da Taxa de Aquecimento e da Temperatura**. 2011. 126 f. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica). Universidade Estadual de Campinas – Campinas, 2011.

FINE, F. *et al.* Micronutrients in vegetable oils: The impact of crushing and refining processes on vitamins and antioxidants in sunflower, rapeseed, and soybean oils. **European Journal of Lipid Science and Technology**, v.118, p. 680-697. 2016.

FRANÇA, R.C. **Caracterização físico-química e atividade antioxidante de pseudofrutos de caju e cajuí nativos do Tocantins**. 2013. 121f. Dissertação (Mestrado em Biotecnologia) – Universidade Federal do Tocantins, 2013.

FRISCHKNECHT R., *et al.* Overview and Methodology. **Ecoinvent report**, n. 1. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2007.

GANESAN, K.; SUKALINGAM K.; XU, B. Impact of consumption and cooking manners of vegetable oils on cardiovascular diseases - A critical review. **Trends in Food Science & Technology**, v.71, p.132-154, 2018.

GIKOUMIS, E.G. Analysis of 22 vegetable oils' physico-chemical properties and fatty acid composition on a statistical basis, and correlation with the degree of unsaturation. **Renewable Energy**, v. 126, p. 403-419. 2018.

GIESEN, C.V.D. *et al.* A critical view on the current application of LCA for new technologies and recommendations for improved practice. **Journal of Cleaner Production**, v. 259. 2020.

- GOMES, S. V. *et al.* Different source of commercial vegetable oils may regulate metabolic, inflammatory and redox status in healthy rats. **Journal of Functional Foods**, v. 66. 2020.
- GÖSWEIN, V. *et al.* Using anticipatory life cycle assessment to enable future sustainable construction. **Journal of Industrial Ecology**, v. 24, p.178–192. 2020.
- GOUVEIA, D.S. *et al.* Potencial nutricional e perfil lipídico do óleo da amêndoa do coco catolé (*Syagrus oleracea* Mart.). **Revista Brasileira de Gestão Ambiental**, v. 12, n. 4, p. 1-6. 2018.
- GUANZIROLI, C.E. *et al.* Entraves ao desenvolvimento da cajucultura no Nordeste: margens de comercialização ou aumentos de produtividade e de escala? **Revista Extensão Rural**, a. XVI, n. 18. 2009.
- GUARINO, F. *et al.* Life cycle assessment of olive oil: A case study in southern Italy. **Journal of Environmental Management**, v. 238, p. 396-407. 2019.
- GUASCH-FERRÉ, M. *et al.* Olive Oil Consumption and Cardiovascular Risk in U.S. Adults. **Journal of the American College of Cardiology**, 2020.
- GUI, F. *et al.* Activity-based allocation and optimization for carbon footprint and cost in product lifecycle. **Journal of Cleaner Production**, v. 236. 2019.
- GUIMARÃES, S.C.N. *et al.* Desenvolvimento de formulações fermentadas probióticas mistas enriquecidas com óleos de frutos amazônicos. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 3, p 10882-10901. 2020.
- GUINÉE, J.B. *et al.* Life Cycle Assessment: Past, Present, and Future. **Environmental Science and Technology**, v. 45, n. 1, pp. 90-96, 2011.
- GUO, M.; MURPHY, R.J. LCA data quality: Sensitivity and uncertainty analysis. **Science of The Total Environment**, v. 435-436, p. 230-243. 2012.
- HAN, Y. *et al.* Does industrial upgrading promote eco-efficiency? – A panel space estimation based on Chinese evidence. **Energy Policy**, v. 154. 2021.
- HARVEY, J., MEIJER, J.; KENDALL, A. **Tech Brief: Life Cycle Assessment of Pavements**. 10p. Federal Highway Administration, Washington, DC. 2014.
- HENRYSON, K.; SUNDBERG, C. Soil N₂O emissions, N leaching and marine eutrophication in life cycle assessment – A comparison of modelling approaches. **Science of The Total Environment**, v. 725. 2020.
- HOEKSTRA, A. Y. *et al.* **The water footprint assessment manual: setting the global standard**. 1 ed. London: Earthscan. 2011.
- HOEKSTRA, A.Y.; HUNG, P.Q. **Virtual Water Trade: a Quantification of Virtual Water Flows between Nations in Relation to International Crop Trade**. Value of Water Research Report Series, n. 11. 2002.
- HU, K. *et al.* Investigation on food packaging polymers: Effects on vegetable oil oxidation. **Food Chemistry**, v. 315. 2020.
- IBGE. **Área plantada, área colhida e produção, por ano da safra e produto das lavouras**. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/tabela/1618#resultado>>. Acesso em 12 ago. 2020a.
- IBGE. **Produção de Castanha de Caju**. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/tabela/6588#resultado>>. Acesso em 19 mar. 2020b.
- IBGE. **Área destinada à colheita, área colhida, quantidade produzida, rendimento médio**

e valor da produção das lavouras permanentes. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/Tabela/1613#resultado>. Acesso em 20 out. 2020c.

IBICT - Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia. **Desenvolvimento sustentável e avaliação do ciclo de vida**. Brasília: CNI, 33p .2014.

IBRAHIM, A. P.; OMILAKIN, R.O.; BETIKU, E. Optimization of microwave-assisted solvent extraction of non-edible sandalwood (*Hura crepitans*) seed oil: A potential biodiesel feedstock. **Renewable Energy**, v. 141, p. 349-358. 2019.

IDAH, P. A.; IMOLOGIE, S. M. Extraction and Characterization of Cashew Nut (*Anacardium Occidentale*) Oil and Cashew Shell Liquid Oil. **Academic Research International**, v. 5, n. 3, p. 50 – 54. 2014.

INSTITUTO AGRÔNOMICO. **Centro de Frutas: Caju**. Disponível em: <http://www.iac.sp.gov.br/areasdepesquisa/frutas/frutiferas_cont.php?nome=Caju>. Acesso em 01 abr. 2020.

INSTITUTO CAJU BRASIL. **Boletim ICB N° 02**. Disponível em: <https://cajubrasil.org/wp-content/uploads/2019/12/Boletim-ICB_2.pdf>. Acesso em 19 mar. 2020a.

INSTITUTO CAJU BRASIL. **Boletim ICB N° 07**. Disponível em: <https://cajubrasil.org/wp-content/uploads/2020/05/Boletim-ICB_7.pdf>. Acesso em 19 out. 2020b.

INSTITUTO CAJU BRASIL. **Boletim ICB N° 08**. Disponível em: <https://cajubrasil.org/wp-content/uploads/2020/06/Boletim-ICB_8.pdf>. Acesso em 28 out. 2020c.

IPCC. 2006. Guidelines for national greenhouse gas inventories. IGES, Eggleston Published, Japan.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). Climate Change 2007: The Physical Science Basis. **Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 2007.

JAMALUDIN, N. F.; MUIS, Z.A.; HASHIM, H. An integrated carbon footprint accounting and sustainability index for palm oil mills. **Journal of Cleaner Production**, v. 225, p. 496-509. 2019.

JESWANI, H. K.; AZAPAGIC, A. Life cycle environmental impacts of inhalers. **Journal of Cleaner Production**, v. 237. 2019.

JOSINO, J.B *et al.* Changes of respiratory system in mice exposed to PM4.0 or TSP from exhaust gases of combustion of cashew nut shell. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 56, p. 1-9. 2017.

JRC - European Commission. Institute for Environment and Sustainability: **International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context**. 1 ed. 2011.

KHANALI, M. *et al.* Life cycle assessment of canola edible oil production in Iran: A case study in Isfahan province. **Journal of Cleaner Production**, v. 196, p. 714-725. 2018.

KIST, B.B.; SANTOS, C.E.; OLIVEIRA, C. **Anuário brasileiro das oliveiras**. Editora Gazeta Santa Cruz, 64p. 2018.

KOBORI, C.N.; JORGE, N. Caracterização dos óleos de algumas sementes de frutas como

- aproveitamento de resíduos industriais. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 29, n. 5, p. 1008-1014. 2005.
- KYLILI, A.; FOKAIDES, P. A. Life Cycle Assessment (LCA) of Phase Change Materials (PCMs) for building applications: A review. **Journal of Building Engineering**, v. 6, p. 133 – 143. 2016.
- LACIRIGNOLA, M. *et al.* LCA of emerging technologies: addressing high uncertainty on inputs' variability when performing global sensitivity analysis. **Science of the Total Environment**, v. 578, p. 268-280. 2017.
- LAFONT, J. J.; PÁEZ, M. S.; PORTACIO, A. A. Extracción y caracterización fisicoquímica del aceite de la semilla (Almendra) del marañón (*Anacardium occidentale* L). **Información Tecnológica**, v. 22, n.1, p. 51-58, 2011.
- LAURENT, A; OLSEN, S.I.; HAUSCHILD, M.Z. Limitations of carbon footprint as indicator of environmental sustainability. **Environmental Science & Technology**, v. 46, p. 4100-4108. 2012.
- LEITE, L.A.S. **A agroindústria do caju no Brasil: Políticas públicas e transformações econômicas**. 1994. 176f. Tese (Doutorado em Economia) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1994.
- LI, J. *et al.* The mathematical prediction model for the oxidative stability of vegetable oils by the main fatty acids composition and thermogravimetric analysis. **LWT**, v. 96. 2018.
- LI, M. *et al.* Agriculture and animal husbandry increased carbon footprint on the Qinghai-Tibet Plateau during past three decades. **Journal of Cleaner Production**, v. 278. 2021.
- LI, X.; ZHENG, Y. Using LCA to research carbon footprint for precast concrete piles during the building construction stage: A China study. **Journal of Cleaner Production**, v. 245, 2020.
- LIU, C. *et al.* Data driven eco-efficiency evaluation and optimization in industrial Production. **Energy**, v. 224. 2021.
- LIMA, E. D. **Processamento integral dos principais componentes do cajueiro e seus resíduos através de uma cadeia de biorrefinaria suportada energeticamente por painel fotovoltaico**. 2017. 125 f. Tese (Doutorado em Biotecnologia) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2017.
- LIMA, J. R. *et al.* Características e estabilidade de óleo de amêndoa de castanha-de-caju. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**, n. 93, 17 p. 2014.
- LIMA, J.R.; BRUNO, L.M. Estabilidade de pasta de amêndoa de castanha de caju. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, v. 27, n. 4. 2007.
- LIMA, J.R.; PINTO, G.A.S.; MAGALHÃES, H.C.R. **Óleo da Amêndoa de Castanha-de-Caju Métodos de Extração**. Disponível em: <<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/1093151/1/BPD18013.pdf>>. Acesso em 26 mar. 2020.
- LO, S.; MA, H.; LO, S. Quantifying and reducing uncertainty in life cycle assessment using the Bayesian Monte Carlo method. **Science of The Total Environment**, v. 340, p. 23-33. 2005.
- LU, C. *et al.* New frontiers in oilseed biotechnology: meeting the global demand for vegetable oils for food, feed, biofuel, and industrial applications. **Current Opinion in Biotechnology**, v. 22, p. 252-259. 2011.

LUNELLI, C.E. **Síntese e caracterização de polímeros a partir de óleos vegetais e poliésteres biodegradáveis para a encapsulação de ativos com aplicação na terapêutica veterinária e sanidade animal.** 2018. 124f. Tese (Doutorado em Química) - Universidade Federal do Paraná, 2018.

LUO, Y. *et al.* Scenario-based planning for a dynamic tourism system with carbon footprint analysis: A case study of Xingwen Global Geopark, China. **Journal of Cleaner Production**, v. 254. 2020.

LUZIA, D.M.M. **Propriedades funcionais de óleos extraídos de sementes de frutos do cerrado brasileiro.** 2012. 221f. Tese (Engenharia e Ciência de Alimentos) - Universidade Estadual Paulista. São José dos Campos, 2012.

MacWilliam, S. *et al.* Environmental benefits of canola production in 2010 compared to 1990: A life cycle perspective. **Agricultural Systems**, v. 145, p. 106-115. 2016.

MAJCHRZAK, T. *et al.* Electronic noses in classification and quality control of edible oils: A review. **Food Chemistry**, v. 246, p. 192-201, 2018.

MANDARINO, J.M.G.; HIRAKURI, M.H.; ROESSING, A.C. **Tecnologia para produção do óleo de soja: descrição das etapas, equipamentos, produtos e subprodutos.** 2.ed. 41 p. Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/126080/1/Doc171-OL.pdf>>. Acesso em 01 abr. 2020.

MAPURUNGA, S. **Líquido da casca da castanha-de-caju: de subproduto do agronegócio a protagonista da química.** Disponível em: <<https://agencia.ufc.br/liquido-da-casca-da-castanha-de-caju-de-subproduto-do-agronegocio-a-protagonista-da-quimica/>>. Acesso em 19 mar. 2020.

MARQUES, J.J.S. *et al.* Competitividade das exportações brasileiras de castanha de caju e o efeito da crise de 2008. **Ensaios FEE**, v. 38, n. 1, p. 135-162. 2017.

MARQUES, M. A. F. **Metodologia para aplicação dos princípios do Ciclo de Vida a sistemas de drenagem de águas residuais.** 2010. 131 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade do Porto, Portugal, 2010.

MATOS, V.A.T. **Estimativa da transpiração de cajueiros na baixada cuiabana.** 2017. 131f. Tese (Agricultura Tropical) - Universidade Federal de Mato Grosso, 2017.

MAZZETTO, S. E.; LOMONACO, D.; MELE, G. Óleo da castanha de caju: oportunidades e desafios no contexto do desenvolvimento e sustentabilidade industrial. **Revista Química Nova**, v. 32, n. 3, p. 732-741, 2009.

MEDEIROS, L.M.; DURANTE, L.C.; CLLAEJAS, I.J. Contribuição para a avaliação de ciclo de vida na quantificação de impactos ambientais de sistemas construtivos. **Ambiente Construído**, v. 18, n. 2. 2018.

MEDEIROS, R.A. **Acompanhamento das atividades de controle de qualidade da amêndoa de castanha de caju na usina brasileira de óleos e castanhas em Mossoró-RN.** 2019. 34f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Química) - Universidade Federal Rural do Semi-Árido. 2019.

MÉJEAN, M. *et al.* Quantification of retinoid compounds by supercritical fluid chromatography coupled to ultravioleta diode array detection. **Cromatographia**, v. 76, n. 17/18, p. 1097-1105. 2013.

MELO, C. F. A. *et al.* Desafios em uma propriedade familiar de produção de caju no interior do Nordeste. **Brazilian Journal of Development**, v. 4, n. 6, p. 3135-3146. 2018.

- MENDES, N. C.; BUENO, C.; OMETTO, A.R. Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: revisão dos principais métodos. **Production**, v. 26, n. 1. 2015.
- MINISTERIO DA SAÚDE. **Resolução-RDC nº 270, de 22 de setembro de 2005**. Disponível em: <http://bvsmms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/anvisa/2005/rdc0270_22_09_2005.html>. Acesso em 18 fev. 2020.
- MOTA, J. A. S. **Utilização da Moringa oleifera lam para remoção de pesticidas glifosato e diuron**. 2014. 66f. Dissertação (Engenharia de Processos) - Universidade Tiradentes. Aracaju-SE, 2014.
- MOURA, C.V.R. *et al.* Caracterização Físico-Química de Óleos Vegetais de Oleaginosas Adaptáveis ao Nordeste Brasileiro com Potenciais para Produção de Biodiesel. **Revista Virtual Química**, v. 11, n. 3, p. 573-595. 2019.
- MOUSAVI, M.; MAJLES ARA, M.H.; GHAFARY, B. Effect of time and frequency on the electro-optical Kerr constant of olive oil blended with natural turmeric dye. **Optical Materials**, v. 100. 2020.
- MÜLLER, K. *et al.* Eco-efficiency as a sustainability measure for kiwifruit production in New Zealand. **Journal of Cleaner Production**, v. 106, p. 333–342. 2015.
- MYLLYVIITA, T. *et al.* Assessing biodiversity impacts in life cycle assessment framework - Comparing approaches based on species richness and ecosystem indicators in the case of Finnish boreal forests. **Journal of Cleaner Production**, v. 236. 2019.
- NEZAMOLESLAMI, R.; MAHDIHOSSEINIAN, S. An improved water footprint model of steel production concerning virtual water of personnel: The case of Iran. **Journal of Environmental Management**, v. 260. 2020.
- NOBRE, A. C. O.; MAGALHÃES, H. C. R.; LIMA, J. R. Características físico-químicas e aceitação sensorial do óleo de amêndoa de castanha de caju (*Anacardium occidentale*): comparação com óleos comerciais. **Journal of Fruits and Vegetables**, v. 1, n. 1, p. 1-4, 2015.
- NUCCI, B. *et al.* Improving the environmental performance of vegetable oil processing through LCA. *Journal of Cleaner Production*, v. 64, p. 310-322. 2014.
- OLADIPO, B.; BETIKU, E. Process optimization of solvent extraction of seed oil from *Moringa oleifera*: An appraisal of quantitative and qualitative process variables on oil quality using D-optimal design. **Biocatalysis and Agricultural Biotechnology**, v. 20. 2019.
- OLIVEIRA, C.M. *et al.* Avaliação da ecoeficiência na intermodalidade para o transporte regional de carga – o caso do calcário siderúrgico. **Transportes**, v. 27, n. 1, p. 36-53. 2019.
- OLIVEIRA, V.H. Cajucultura. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v.30, n.1. 2008.
- OLUYOLE, K.A.; AGBENIYI, S.O.; AYEGBONYIN, K.O. Competitiveness of Cashew Production in Nigeria. **International Journal of Research in Agriculture and Forestry**, v. 4, p. 1-7. 2017.
- ORTIZ-REYES, E; ANEX, R.P. A life cycle impact assessment method for freshwater eutrophication due to the transport of phosphorus from agricultural production. **Journal of Cleaner Production**, v. 177, p. 474-482. 2018.
- PAIVA, F.F.A. *et al.* **Processamento de castanha de caju. Fortaleza: Embrapa Agroindústria Tropical**, Coleção Agroindústria Familiar, 53p. 2006.
- PAPADASKALOPOULOU, C. *et al.* Comparative life cycle assessment of a waste to ethanol

- biorefinery system versus conventional waste management methods. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 149, p. 130-139. 2019.
- PATTARA, C.; SALOMONE, R.; CICHELLI, A. Carbon footprint of extra virgin olive oil: a comparative and driver analysis of different production processes in Centre Italy. **Journal of Cleaner Production**, v. 127, p. 533-547. 2016.
- PAVAN, A. L. R. Avaliação de impactos do ciclo de vida no Brasil: desenvolvimento de fatores de caracterização regionais para serviços ecossistêmicos relacionados à qualidade do solo. 2019. 190 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade de São Paulo. São Carlos, 2019.
- PAYEN, S.; FALCONER, S.; LEDGARD, S.F. Water scarcity footprint of dairy milk production in New Zealand – A comparison of methods and spatio-temporal resolution. **Science of The Total Environment**, v. 639, p. 504-515. 2018.
- PAYEN, S.; LEDGARD, S.F. Aquatic eutrophication indicators in LCA: Methodological challenges illustrated using a case study in New Zealand. **Journal of Cleaner Production**, v. 168, p. 1463-1472. 2017.
- PENG, J. *et al.* Innovative product design method for low-carbon footprint based on multi-layer carbon footprint information. **Journal of Cleaner Production**, v. 228, p. 729-745. 2019.
- PEREIRA, C.P. *et al.* Development of eco-efficiency comparison index through eco-indicators for industrial applications. **Braz. J. Chem. Eng.**, v.35, n.1. 2018.
- PEREIRA, M. G. **Caracterização do óleo de sementes de maracujá doce (*Passiflora alata* Curtis) e de maracujá azedo (*Passiflora edulis* f. *flavicarpa*) obtido por diferentes métodos de extração.** 2017. 118 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Alimentos) Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2017.
- PEREIRA, R.P.T.; FILIMONAU, V.; RIBEIRO, G.M. Score a goal for climate: Assessing the carbon footprint of travel patterns of the English Premier League clubs. **Journal of Cleaner Production**, v. 227, p. 167-177. 2019.
- PERMAL, R. *et al.* Converting industrial organic waste from the cold-pressed avocado oil production line into a potential food preservative. **Food Chemistry**, v. 306. 2020.
- PLANK, M. *et al.* Effect of fatty acid composition on ignition behavior of straight vegetable oils measured in a constant volume combustion chamber apparatus. **Fuel**, v. 207, p. 293-301. 2017.
- PREUSLER, T.S. *et al.* Terceirização dos serviços de impressão como forma de obtenção da ecoeficiência em uma empresa pública de pesquisa agropecuária. **Revista Inovação, Projetos e Tecnologias**, v. 3, n. 2, p. 239-254. 2015.
- PROIETTI, S. *et al.* Extra Virgin Olive oil as carbon negative product: Experimental analysis and validation of results. **Journal of Cleaner Production**, v. 166, p. 550-562. 2017.
- PYAY, S. *et al.* A life cycle assessment of intermediate rubber products in Thailand from the product environmental footprint perspective. **Journal of Cleaner Production**, v. 237. 2019.
- QUINTEIRO, P. *et al.* Life cycle assessment of wood pellets and wood pellets and wood split logs for residential heating. **Science of The Total Environment**, v. 689, p. 580-589. 2019.
- RAJAEIFAR, M. A. *et al.* Energy-economic life cycle assessment (LCA) and greenhouse gas emissions analysis of olive oil production in Iran. **Energy**, v. 66, p. 139-149. 2014.
- RAUCCI, G.S. *et al.* Greenhouse gas assessment of Brazilian soybean production: a case

- study of Mato Grosso State. *Journal of Cleaner Production*, v. 96, p. 418-425. 2015.
- RAVIKUMAR, D. *et al.* Novel Method of Sensitivity Analysis Improves the Prioritization of Research in Anticipatory Life Cycle Assessment of Emerging Technologies. **Environmental Science & Technology**, v. 52, p. 6534-6543. 2018.
- RESENDE, J. D. **Avaliação do ciclo de vida ambiental e econômica de sistemas descentralizados de tratamento de esgoto envolvendo wetlands construídos**. 2018. 184 f. Tese (Doutorado em Sustentabilidade) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2018.
- RINALDI, S.; BARBANERA, M.; LASCARO, E. Assessment of carbon footprint and energy performance of the extra virgin olive oil chain in Umbria, Italy. **Science of the Total Environment**, v. 482-483, p. 71-79. 2014.
- RINCÓN, E.; WELLENS, A. Estimation of ecoefficiency indicators for two Mexican brick factories. **Rev. Int. Contam. Ambient**, v.27, n.4. 2011.
- RODRIGUES, L. A. *et al.* Qualidade de mudas de Moringa oleifera Lam. cultivadas em substratos com fibra de coco verde e compostos orgânicos. **Revista Ceres**, v. 63, n. 4. 2016.
- ROFFEIS, M. *et al.* Ex-ante life cycle impact assessment of insect based feed production in West Africa. **Agricultural Systems**, v. 178. 2020.
- ROIBÁS, L. *et al.* Using water scarcity footprint to choose the most suitable location for forest carbon sinks: A case study. **Sustainable Production and Consumption**, v. 16, p. 1-12. 2018.
- ROMERO-GÁMEZ, M.; CASTRO-RODRÍGUEZ, J.; SUÁREZ-REY, E. M. Optimization of olive growing practices in Spain from a life cycle assessment perspective. **Journal of Cleaner Production**, v. 149, p. 25-37. 2017.
- ROSENBAUM, R.K. *et al.* USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. **International Journal Life Cycle Assessment**, v. 13, p. 532-546. 2008.
- SABLI, N. S. M. *et al.* Developing a methodology for water footprint of palm oil based on a methodological review. **Journal of Cleaner Production**, v. 146, p. 173 – 180. 2017.
- SALAMI H.A.A. Comparative Life Cycle Assessment of Energy Use in Major Agro-processing Industries in Nigeria. *Journal of Energy Research and Reviews*, v. 3, p.1-11. 2019.
- SAMPAIO, A.P.C. **Pegada de carbono e hídrica do cultivo de coco em sistemas de produção convencional no nordeste brasileiro**. 2019. 124f. Dissertação (Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Federal do Ceará. 2019.
- SANDE, D. *et al.* Production of omega 3, 6, and 9 fatty acids from hydrolysis of vegetable oils and animal fat with *Colletotrichum gloeosporioides* lipase. **Food Science and Biotechnology**, v. 27, p. 537-545. 2017.
- SANTANA, E.A.M.; GERIBELLO, R.S.; AMARANTE, M.S. Avaliação do Ciclo de Vida do produto. **Revista Pesquisa e Ação**, v.4, n.1, p. 82-100. 2018.
- SANTOS, M.F.N. *et al.* Importância da avaliação do ciclo de vida na análise de produtos: possíveis aplicações na construção civil. **Gestão da Produção, Operações e Sistemas**, n. 2, a. 6, p. 57-73. 2011.
- SANTOS, P. V. S.; FERNANDES, C. H. A.; CARVALHO, L. F. **Subprodutos alternativos**

gerados a partir de óleo residual: uma prática sustentável. IX Simpósio de Engenharia de Produção da região Nordeste. Bahia, 2018. Disponível em: https://doity.com.br/media/doity/submissoes/artigo-5ce41c6c9c6cb3cf59e16f36ee2b72b78016c2e8-segundo_arquivo.pdf. Acesso em 06 jan. 2021.

SARAIVA, A. *et al.* A pegada hídrica na fileira vitivinícola portuguesa. **Agrotec: revista técnico-científica agrícola**, v. 35, p. 68-70. 2020.

SAVVA, S.C.; KAFATOS, A. Vegetable Oils: Dietary Importance. **Encyclopedia of Food and Health**, p. 365-372. 2016.

SHARMA, P. *et al.* Valorization of cashew nut processing residues for industrial applications. **Industrial Crops & Products**, v. 152. 2020.

SIDIBE, S. *et al.* Comparative study of three ways of using *Jatropha curcas* vegetable oil in a direct injection diesel engine. **Scientific African**, v.7. 2020.

SILLS, D.L. *et al.* The effect of functional unit and co-product handling methods on life cycle assessment of an algal biorefinery. **Algal Research**, v. 46. 2020.

SILVA, A. C. **Estudo Comparativo entre Métodos de Perda de Água e Parâmetros Hidráulicos –Análise do Ciclo de Vida e Aplicação em rede do Sul de Minas Gerais.** 2019. 77 f. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Itajubá. Itajubá, 2019.

SILVA, B.B.C. da. *et al.* Custo da pegada hídrica da produção de tomate: um estudo em Tangará da Serra – MT. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 9, n. esp., p. 395-407, 2020.

SILVA, F.S. *et al.* Análise comparativa de procedimentos para a estimativa de incertezas em ACV: um estudo baseado na produção de blocos cerâmicos de alvenaria. **Revista Latino-Americana em Avaliação do Ciclo de Vida**, v. 1, p. 63-77. 2017.

SILVA, G. A. *et al.* **Avaliação do ciclo de vida: ontologia terminológica.** Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia- Ibict, Brasília: 2015b.

SILVA, R.B. **Composição nutricional e potencial de uso de frutos de *Acrocomia intumescens* Drude (Arecaceae).** 2018. 78f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Universidade Federal de Pernambuco, 2018.

SILVESTRE, F.E.R. *et al.* Conquista de terra, agricultura ecológica e a mini fábrica de castanha de caju: o caso do Assentamento Rural Che Guevara-CE. **Cadernos de Agroecologia**, c. 10, n. 3. 2016.

SMETSCHKA, B. *et al.* Time Matters: The Carbon Footprint of Everyday Activities in Austria. **Ecological Economics**, v. 164. 2019.

SCHMIDT, J.; DE ROSA, M. Certified palm oil reduces greenhouse gas emissions compared to non-certified. **Journal of Cleaner Production**, V. 277. 2020.

SOUZA, A.L.S.; MIRANDA, J.S.; SOUSA, R.C.S. Caracterização físico-química da amêndoa e do óleo de baru submetido à extração sólido- líquido com solventes alternativos. **Brazilian Journal of Development**, v. 5, n. 11. 2019.

STATISTA. **Vegetable oil production worldwide 2000-2020.** Disponível em: < <https://www.statista.com/statistics/263978/global-vegetable-oil-production-since-2000-2001/>>. Acesso em 01 abr. 2020a.

- STATISTA. **Vegetable oils: global consumption by oil type 2013/14 to 2019/2020**. Disponível em: < <https://www.statista.com/statistics/263937/vegetable-oils-global-consumption/> >. Acesso em 21 ago. 2020b.
- SUN, M. *et al.* Maize and rice double cropping benefits carbon footprint and soil carbon budget in paddy field. **Field Crops Research**, v. 243. 2019.
- SYDOW, M. *et al.* Influence of metal speciation on soil ecotoxicity impacts in life cycle assessment. **Journal of Environmental Management**, v. 266. 2020.
- TAMBALIS, K.D. *et al.* Exclusive olive oil consumption was favorably associated with metabolic indices and lifestyle factors in schoolchildren. **Nutrition, Metabolism and Cardiovascular Diseases**. 2019.
- TAN, C. X. Virgin avocado oil: An emerging source of functional fruit oil. **Journal of Functional Foods**, v. 54, p. 381-392. 2019.
- TAN, L. *et al.* Combining ex-ante LCA and EHS screening to assist green design: A case study of cellulose nanocrystal foam. **Journal of Cleaner Production**, v. 178, p. 494-506. 2018.
- TAVARES, F.P. *et al.* Extração sustentável de óleo de pinhão manso com solvente aquecido por radiação solar. **Brazilian Journal of Development**, v. 5, n. 12, p. 28909-28925. 2019.
- TAVARES, S. F. **Metodologia de análise do ciclo de vida energético de Edificações residenciais brasileiras**. 2006. 225 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.
- TERAMUKAI, K. *et al.* Effective extraction of carotenoids from brown seaweeds and vegetable leaves with edible oils. **Innovative Food Science & Emerging Technologies**, v. 60. 2020.
- THANAWONG, K., PERRET, S.R., BASSET-MENS, C. Eco-efficiency of paddy rice production in Northeastern Thailand: a comparison of rain-fed and irrigated cropping systems. **Journal of Cleaner Production**, v. 73, p. 204-217. 2014.
- UITTERHAEGEN, E.; EVON, P. Twin-screw extrusion technology for vegetable oil extraction: A review. **Journal of Food Engineering**, v. 212, p. 190-200. 2017.
- VALLERIO, R.R. **Efeitos da substituição de gordura vegetal hidrogenada nas propriedades estruturais de bolos**. 2014. 131f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Bioquímica –Farmacêutica) – Universidade de São Paulo, 2014.
- VERFALLE, H.A.; BIDWELL, R. Measuring eco-efficiency: a guide to Reporting company performance. Disponível em <https://www.gdrc.org/sustbiz/measuring.pdf>. Acesso em 27 abr. 2021.
- VIDAL, M.F. Cajucultura nordestina continua em declínio. **Caderno Setorial ETENE**, a. 2, n. 22. 2017.
- VIRIATO, R.L.S. *et al.* Milk fat crystal network as a strategy for delivering vegetable oils high in omega-9, -6, and -3 fatty acids. **Food Research International**, v. 128. 2020.
- VOURTE, M. *et al.* Adsorption of impurities in vegetable oil: A molecular modelling study. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 571, p. 55-65. 2020.
- WANG, J. *et al.* Physicochemical, functional and emulsion properties of edible protein from avocado (*Persea americana* Mill.) oil processing by-products. **Food Chemistry**, v. 288, p. 146-153. 2019.
- WANG, L.; HUI, M. Research on joint emission reduction in supply chain based on carbon

footprint of the product. **Journal of Cleaner Production**. 2020.

WANTUIL, S. **Óleo de palma: os impactos provocados no meio ambiente e os desafios de uma produção sustentável**. 2016. 120 f. Dissertação (Mestrado em Geografia e Meio Ambiente). Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro – Rio de Janeiro, 2016.

WEI, W. *et al.* Triacylglycerols fingerprint of edible vegetable oils by ultra-performance liquid chromatography-Q-ToF-MS. **LWT**, v. 112. 2019.

WICHELNS, D. Volumetric water footprints, applied in a global context, do not provide insight regarding water scarcity or water quality degradation. **Ecological Indicators**, v. 74, p. 420-426. 2017.

WIEGAND, M. C.; PIEDRA, J.I.G.; ARAÚJO, J.C. de. Vulnerabilidade à eutrofização de dois lagos tropicais de climas úmido (Cuba) e semiárido (Brasil). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n.2, p. 415-424. 2016.

XIA, J.; NIU, W. Pushing carbon footprint reduction along environment with carbon-reducing information asymmetry. **Journal of Cleaner Production**, v. 249. 2020.

XU, Z. *et al.* Spatial-temporal assessment of water footprint, water scarcity and crop water productivity in a major crop production region. **Journal of Cleaner Production**, v. 224, p. 375-383. 2019.

YANG, R. *et al.* A review of chemical composition and nutritional properties of minor vegetable oils in China. **Trends in Food Science & Technology**, v. 74, p. 26-32. 2018.

ZANIN, D.F.; PANHOCA, L.; ESPEJO, M.M.S.B. Ecoeficiência: um estudo de caso em uma microempresa do setor de refrigeração. **Revista Livre de Sustentabilidade e Empreendedorismo**, v. 1, n. 1, p. 134-156. 2016.

APÊNDICE A - DADOS NA BASE DO *ECOINVENT*

Insumo	Nome na base do <i>ecoinvent</i>	Versão
Minifábricas - Entradas		
Água	Water, well, BR	
Produção de energia	Electricity, low voltage {BR} market for Cut-off, U	3.0.1.0
Produção de energia	Electricity, low voltage {BR} electricity production, photovoltaic, 3kWp slanted-roof installation, multi-Si, panel, mounted Cut-off, U	3.0.1.0
Transporte	Transport, lorry > 16 t, fleet average RER U	2.2
Minifábricas – Saídas		
Tratamento de efluente da minifábrica	Wastewater, from residence {RoW} treatment of, capacity 1,1E10/year Cut-off, U	3.0.1.0
Resíduo para compostagem	Biowaste {CH} treatment of, composting Alloc Def, U	3.0.91.1
Extração de óleo – Entradas		
Hidróxido de sódio	Sodium hydroxide, 50% in H2O, production mix, at plant/RER U	3.0.6.0
Embalagem de vidro	Glass cullet, sorted {GLO} market for Cut-off, U	3.0.6.0
Rótulo	Paper, woodcontaining, lightweight coated {RER} market for Cut-off	3.0.99.0
Caixa de papelão	Carton board box production, with offset printing {GLO} market for Cut-off, U	3.0.3.1
Extração de óleo – Saídas		
Tratamento de efluente da extração do óleo	Wastewater, from vegetable oil refinery {GLO} treatment of Cut-off, U	3.0.1.0
Resíduo para compostagem	Biowaste {CH} treatment of, composting Alloc Def, U	3.0.91.1

Fonte: elaborado pela autora, 2021.