

GCV-2020 | 21

VII - Congresso Brasileiro sobre **Gestão do Ciclo de Vida**
28/09/2021 a 01/10/2021 | Evento On-line

Anais do VII Congresso Brasileiro sobre Gestão do Ciclo de Vida

Promoção



Associação Brasileira
de Ciclo de Vida

Organização e Realização



Patrocínio



Apoio

Cooperação



Secretaria Executiva



Volume II

UFRGS
Porto Alegre
2021



GCV - 2020 | 21

VII - Congresso Brasileiro sobre **Gestão do Ciclo de Vida**

Anais do VII Congresso Brasileiro sobre Gestão do Ciclo de Vida

Coordenação do Evento

Ana Carolina Badalotti Passuello

Coordenação do Comitê Científico

Cássia Maria Lie Ugaya

Vanessa Gomes da Silva

Editoração

Vinícius Gonçalves Maciel

Volume II

UFRGS
Porto Alegre
2021

Comissão Organizadora

Presidente da Associação Brasileira de Ciclo de Vida

Gil Anderi da Silva (ABCV)

Coordenação do Evento

Ana Carolina Badalotti Passuello (UFRGS)

Comitê Científico e Técnico

Vanessa Gomes Da Silva (UNICAMP) – Co-ordenadora Comitê Científico

Cássia Maria Lie Ugaya (UTFPR) – Co-ordenadora Comitê Científico

Yuki Kabe (BRASKEM) – Coordenador Comitê Técnico

Aldo Roberto Ometto (USP)

Assed Naked Haddad (UFRJ)

Breno Barros Telles do Carmo (URFN)

Clandio Favarini Ruviano (UFGD)

Diogo Aparecido Lopes Silva (UFSCAR)

Énio Leandro Machado (UNISC)

Fernanda Belizario Silva (IPT)

Fernando Rodrigues Teixeira Dias (Embrapa)

José Adolfo de Almeida Neto (UESC)

Luciano Rodrigues (UESB)

Luiz Alexandre Kulay (PQI-EPUSP)

Malaquias Zildo Antonio Tsambe (UFRGS)

Marcella Ruschi Mendes Saade (TU Graz)

Maria Cléa Brito de Figueiredo (EMBRAPA)

Marília Folegatti (EMBRAPA)

Renzo Mori Junior (IPT)

Thiago Oliveira Rodrigues (IBICT)

Tiago Braga (IBICT)

Vanessa Gomes Da Silva (UNICAMP)

Yara de Souza Tadano (UTFPR)

Catlogação na Publicação (CIP)

C749 Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida (7. : 2021 : Evento online)

Anais do VII Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida : volume II [recurso eletrônico] / Coordenação do evento Ana Carolina Badalotti Passuello; coordenação do comitê científico Cássia Maria Lie Ugaya, Vanessa Gomes da Silva; editoração Vinícius Gonçalves Maciel. – Porto Alegre : UFRGS, 2021.

320 f. : il.

Data do evento: 28 de setembro a 01 de outubro de 2021.

Modo de acesso: www.ufrgs.br/gcv2020.

ISBN 978-65-5973-068-1

1. Gestão do ciclo de vida. 2. Economia circular. 3. Bioeconomia. 4. Avaliação do ciclo de vida. 5. Inventário do ciclo de vida. 6. Gestão ambiental. 7. Avaliação da sustentabilidade do ciclo de vida. I. Passuello, Ana Carolina Badalotti. II. Ugaya, Cássia Maria de. III. Silva, Vanessa Gomes da. IV. Maciel, Vinícius Gonçalves. V. Título.

CDU 504

Elaborada pela Biblioteca do Campus Litoral Norte da Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Comitê Organizador Local

Ângela Danilevicz (UFRGS) Cláudia Glitzenhirn (UFRGS) Janaíne Timm

(UFRGS) Juliana Klas (UFRGS) Matheus Mainardi (UFRGS) Rafael Zortea

(IFSUL) Vinícius Maciel (UFRGS)

Editoração

Vinícius Gonçalves Maciel (UFRGS)

Revisores

Aldo Roberto Ometto
Alex Nogueira
Alex Rodrigues Nogueira
Ana Laura Raymundo Pavan
Ana Passuello
Ana Rosa
Assed N. Haddad
Bettina Susanne Hoffmann
Breno Carmo
Carina Gonçalves
Cássia Ugaya
Cassiano Moro Piekarski
Clandio Ruviaro
Cristiane de Leis
Daniel Reis
Diego Lima Medeiros
Diego Medeiros
Diogo Aparecido Lopes Silva
Douglas Barreto
Elaine Aparecida da Silva
Elaine Garcia
Elaine Vazquez
Enio Machado
Everton Vogel
Fabio Puglieri
Fausto Freire
Fernanda Belizário Silva
Fernando Henrique Lermen
Giovanna Medeiros
Henrique Maranduba
Ittana de Oliveira Lins
Jaylton Bonacina de Araujo
José Adolfo de Almeida Neto
Karoline Figueiredo
Katia Punhagui
Leandro Andrade Pegoraro
Lidiane Oliveira
Luciana Alves de Oliveira
Luciana Oliveira
Luciano Rodrigues
Luis Gustavo Barioni
Luzilea Oliveira
Magda Aparecida de Lima
Maíra Caetano de Andrade
Marcell Mariano Corrêa Maceno
Marcella Ruschi Mendes Saade
Maria Cléa Figueirêdo
Marília Ieda da Silveira Folegatti
Mohammad Najjar
Natalia Crespo Mendes
Paulo Andery
Rita Queiroz
Rodrigo Alvarenga
Rodrigo Pierott
Ruane de Magalhães
Sheyla Mara B. Serra
Thiago Florindo
Thiago Oliveira Rodrigues
Tiago Braga
Tiago Rocha
Vanessa Gomes Da Silva
Vinícius Maciel
Viviane Barros
Yara de Souza Tadano
Yuki Hamilton Onda Kabe

Índice

AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA NA CONSTRUÇÃO E EDIFICAÇÕES	7
Proposta de método para aplicação de Ecoeficiência em infraestrutura ferroviária.....	8
Avaliação do Ciclo de Vida aplicada ao gerenciamento de resíduos da construção civil: viabilidade ambiental de agregados reciclados	14
When enough is enough? The role cutoff rules play in whole building LCA	20
Avaliação do Ciclo de Vida de uma edificação de eucalipto, uma abordagem simplificada	26
Tendências para desenvolvimento de arquétipos de construção para avaliação integrada de impactos incorporados e operacionais na escala urbana	32
Estudo comparativo da avaliação do ciclo de vida do cimento Portland com substituição parcial de cinza do bagaço de cana-de-açúcar	38
Estudo comparativo dos impactos ambientais do ciclo de vida de bloco construtivo produzido a partir da reciclagem de PET em comparação a blocos convencionais	44
AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA NO SETOR AGROPECUÁRIO	50
Pegada de carbono do café arábica produzido em diferentes sistemas de produção.....	51
Desempenho ambiental do amendoim produzido em sistema de rotação com pastagem	57
Dados pedológicos e climáticos para inventários de ACV disponibilizados por mesorregiões brasileiras	62
Perspectivas ambientais da produção intensiva e superintensiva do camarão L. vannamei em sistema BFT: um olhar sob a ótica da avaliação do ciclo de vida (ACV).....	68
Estudo bibliométrico e sistemático da Avaliação do Ciclo de Vida e Valor Econômico Adicionado da produção de leitões destinados a engorda.....	74
Efeitos inerentes à escolha de diretrizes metodológicas para construção dos inventários de ciclo de vida de produtos agrícolas.....	80
Inventários do ciclo de vida da produção de soja e a representatividade dos dados no contexto brasileiro	86
Avaliação Social do Ciclo de Vida: Seleção de indicadores para uma abordagem prospectiva de inserção de novas tecnologias	92
Adoption of the Regional Species Frailty Index (FI) for biodiversity loss indicators for LCA study a case study of soybean production for Brazil.....	98
Using of biodiversity loss indicators in LCA studies for some Brazilian agricultural commodities.....	102
Avaliação de Ciclo de Vida de Sistemas Modais e Melhorados de Cria no Pantanal	107
ESTUDO DE CASO	113
Análise de sustentabilidade de calçados: avaliação do desempenho ambiental em cenário convencional e cenário upcycling	114
Análise do Ciclo de Produção de Instalação Provisória para Canteiros de Obras	119

Índice

Inventário do ciclo de vida de biogás para geração de energia elétrica: estudo de caso em uma fazenda leiteira	125
Estudo Preliminar dos Efeitos de uma Embalagem Plástica para o Comércio de Mangas no Aquecimento Global	131
Análise da redução de emissões no serviço de coleta e transporte de RSU através de biorrefinarias descentralizadas: um estudo de caso	137
Life cycle assessment of plastic waste pyrolysis – Review and discussion of catalyst application.....	143
Avaliação do ciclo de vida de processos de hot stamping	149
Análise de ciclo de vida da utilização de ligas de magnésio em componentes automotivos.....	155
Avaliação do Ciclo de Vida da Produção de Tampa Plástica Para o Desenvolvimento de Escala de Compatibilidade com o Ecodesign.....	161
Avaliação do Ciclo de Vida no Gerenciamento Ambiental do Processamento da Castanha-do-Brasil	167
Pegada de Carbono Em Sistema De Anaerobiose Integrado com Wetlands Construídos em Fluxos Subsuperficial e Vertical no Tratamento de Efluentes Urbanos.....	173
GCV E BIOECONOMIA.....	176
Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) aplicada a bioplásticos: uma revisão da literatura	177
BRACV e PBACV: uma análise da contribuição das suas ações para o desenvolvimento da ACV no Brasil	183
GESTÃO DO CICLO DE VIDA APLICADO	189
A avaliação do ciclo de vida como ferramenta para a inserção dos ods em pequenas e médias empresas de confecção do estado do Rio de Janeiro	190
Descarga elétrica da energia residual de baterias de íon-lítio visando sua reciclagem	196
Social Life Cycle Assessment of electricity generation systems: a literature review.....	203
GESTÃO DO CICLO DE VIDA NO ECODSIGN E ECONOMIA CIRCULAR	209
Economia circular para produção e consumo sustentável na indústria de jeanswear	210
Economia Circular nas Cadeias de Suprimentos: uma análise sistêmica.....	216
Caminhos para a circularidade dos resíduos alimentares em áreas urbanas.....	222
Economia circular na agricultura, como ocorre na prática? Uma revisão sistemática.....	228
Tendências da rede de valor na economia circular: uma revisão sistemática	234
Cenários comparativos de práticas de Economia Circular na Indústria Têxtil por meio da Avaliação do Ciclo de Vida.....	240
Quais são os benefícios da adoção de práticas gerenciais circulares no ciclo de vida do produto?	246
Qual é a relação entre a Economia Circular e a ISO 14001:2015?.....	251
Atualização e regionalização dos datasets de produção de energia elétrica do Brasil noecoinvent 3.6... ..	257

Índice

MODELAGEM EM AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA	263
Influência de informação de incerteza de parâmetro na variância total de processos adaptados de bases de dados.....	264
Avaliação do Ciclo de Vida do Descomissionamento de Dutos Rígidos de Produção de Petróleo Off-shore	270
Estimativa de lixiviação de nitrato utilizando modelos de diferentes TIERS, ressaltando a importância das variáveis climáticas.....	276
How inventory and impact assessment uncertainties influence climate change results of a whole building LCA?.....	282
NOVOS MÉTODOS E MODELOS PARA GESTÃO DO CICLO DE VIDA	288
Oportunidades de operacionalização da Economia Circular por meio do Design for Excellence: um estudo de caso em uma montadora no sul do Brasil.....	289
Use phase positive social impacts in a local community of a sustainable development center: the case of William R. Sinkin Ecoentro – San Antonio College.....	293
REGIONALIZAÇÃO DA AVALIAÇÃO DE IMPACTOS NO CICLO DE VIDA DE PRODUTOS	299
Regionalização parcial do fator de efeito para a categoria de impacto formação de material particulado na AICV	300
Ponderação na Avaliação do Ciclo de Vida: uma discussão de métodos e critérios para regionalização no contexto brasileiro	306
TÉCNICO – ACV APLICADA NAS ORGANIZAÇÕES	311
Experiências da Rotulagem tipo III no Brasil – DAP de 3 produtos da ArcelorMittal	312
O uso e especificidades da pegada de carbono em diferentes contextos estratégicos do setor agropecuário	314
Análise de Ecoeficiência de embalagens: Experiências de uma empresa alimentícia visando uma comunicação transparente	316

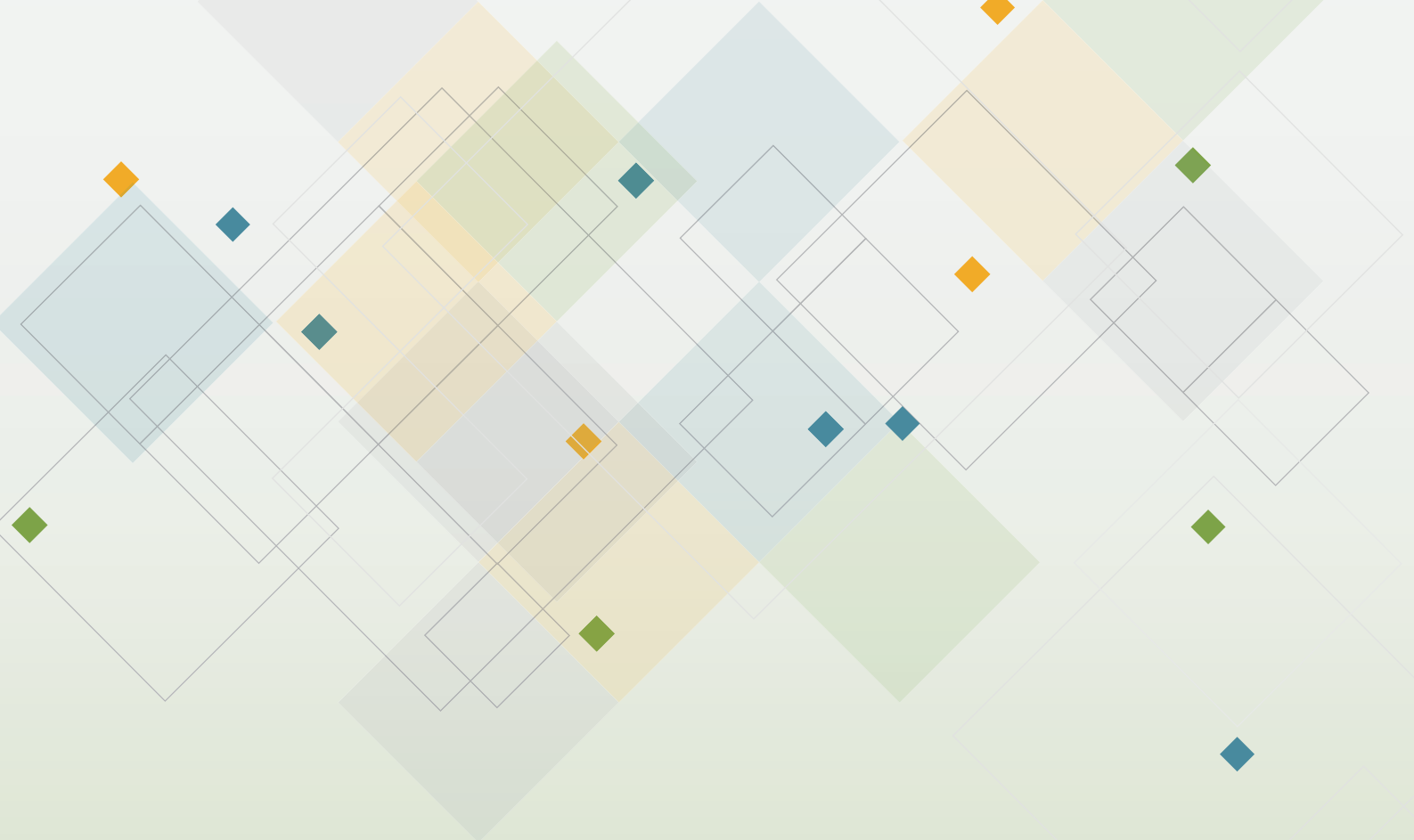
Apresentação

Promovido pela Associação Brasileira de Ciclo de Vida (ACBV) desde 2008, o Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida (GCV2020|21) está consolidado como um importante evento na agenda técnico-científica sobre o tema no Brasil.

Com o tema “Contribuições para os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável”, o GCV2020|21 chega à sua sétima edição, promovendo oportunidades para aproximar pesquisadores, professores, estudantes e indústrias, que por meio de suas investigações científicas contribuem para o avanço do conhecimento e implementação da metodologia de ACV.

Nesta edição, o evento é organizado pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) em cooperação com o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Sul-Riograndense (IFSUL), a Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) e a Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP).

O evento visa reunir profissionais, empresas, formuladores de políticas públicas e de fomento à pesquisa, docentes, pesquisadores e estudantes de graduação e pós-graduação, cuja área de interesse seja a avaliação e gestão do ciclo de vida e suas aplicações à rotulagem ambiental, inovação, economia circular, políticas públicas, métodos e modelos.



Avaliação do Ciclo de Vida na Construção e Edificações



GCV-2020 | 21

Proposta de método para aplicação de Ecoeficiência em infraestrutura ferroviária

Filipe Batista Ribeiro ¹

Bruno Guida Gouveia ²

Filipe A. C. do Nascimento ³

Marcelino Aurélio Vieira da Silva ⁴

Priscila Celebrini de Oliveira Campos ⁵

André Fardin Rosa ⁶

¹Universidade Federal do Rio de Janeiro

²Instituto Militar de Engenharia

³Universidade de São Paulo

filiperibeiro@pet.coppe.ufrj.br

Resumo

Visando analisar as estratégias de reforço da camada de suporte (sublastro) na área de infraestrutura do transporte ferroviário, este estudo propõe uma metodologia para uso dos conceitos de Ecoeficiência como critério de avaliação. Com foco no desempenho mecânico do subleito, utilizando as ferramentas de análise mecanística-empírica e Análise de Ciclo de Vida, foi possível obter um critério ambiental para ser comparado ao parâmetro técnico por custo, subsidiando aos tomadores de decisão meios para avaliar o investimento no gerenciamento do pavimento ferroviário pela mensuração da quantidade de passageiros de eixo-padrão sobre a via permanente.

Palavras-chaves: ecoeficiência; ferrovia; pavimento; infraestrutura; análise de ciclo de vida.

Introdução

A ACV, usualmente, desenvolve-se em quatro etapas: definição do escopo e objetivo, análise do inventário, avaliação dos impactos e interpretação dos resultados (Celauro *et al.*, 2015), mas também são admitidas outras etapas

mais detalhadas (Giani *et al.*, 2015). Nascimento *et al.* (2020) mostraram ainda que, no caso específico de pavimentos rodoviários, apesar de ainda não haver um consenso entre os diversos autores que atuam na área (Santos *et al.*, 2018; Umer *et al.*, 2017) costuma-se subdividir o ciclo de vida com as seguintes etapas: (1) preparação dos insumos e seu transporte; (2) usinagem dos materiais e seus transportes; (3) construção do pavimento; (4) conservação e manutenção; (5) uso; e (6) fim da vida útil. Alinhado às concepções de ACV, o *World Business Council for Sustainable Development* (WBCSD) desenvolveu a definição de Ecoeficiência, o qual busca atrelar o conceito de criar valor e correlacioná-lo com as premissas ambientais. O objetivo é criar valor para a sociedade, e para as empresas, fazendo mais com menos considerando todo o ciclo de vida, ou seja, desde as matérias-primas até a disposição final (DeSimone e Popoff, 1997).

Finalmente, o objetivo deste trabalho é mostrar a aplicação das ferramentas de ACV nos processos de tomada de decisão na área de infraestrutura de transporte ferroviário. Por isso, utilizando os conceitos de Ecoeficiência, este estudo focou na avaliação ambiental das etapas de (1) exploração dos materiais naturais; (2) processos industriais; (3) construção e (4) manutenção da via permanente. Vale ressaltar que o ponto de vista do trabalho é a partir do planejamento e projeto de construção e manutenção. Para isso, assumiu-se as atividades e períodos de manutenção para os diferentes elementos da via férrea, conforme

consideradas as estratégias de Bortoli, Bouhaya & Feraille (2020) e Krezo *et al.* (2016). Vale frisar que, para a atividade de renovação, foram utilizados os critérios de reaproveitamento definidos por Caetano & Teixeira (2016). Para o impacto a ser avaliado, optou-se pelo Global Warming Potential (potencial de aquecimento global), conforme IPCC (2021).

Revisão Bibliográfica

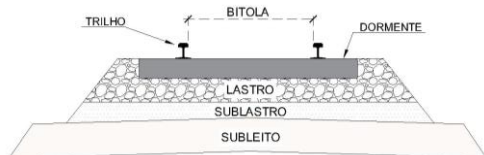
O módulo de via é um parâmetro indicador da rigidez vertical do pavimento ferroviário, esta utilizada para relacionar as cargas geradas pela passagem dos trens e as deformações elásticas verticais geradas no pavimento. Segundo Li *et al.* (2016), em um estudo realizado com o software GEOTRACK foi identificada preponderância do subleito sobre os outros componentes da via, quanto aos efeitos das propriedades elásticas dos materiais sobre a elasticidade global da via. Isto se deve à menor espessura das demais camadas geotécnicas em comparação com o subleito, além da maior variabilidade das propriedades mecânicas deste, principalmente considerando efeitos sazonais e consequente variação do seu grau de saturação ao longo do ano.

Logo, é relevante o estudo do impacto do desempenho do subleito da via permanente, uma vez que esta funciona como suporte para todos os demais componentes do pavimento. Isso porque a correção dos estragos nessa camada tem relação direta com a operação da via, tendo consequência no escoamento da produção que é

o principal core business no negócio de transportes. Mesmo para implantar as medidas de solução para estabilidade dos solos, apontadas por Lazorenko *et al.* (2019), seja por meio de camadas protetoras, melhoramento de solo e soluções estruturais, o tempo de paralisação da operação no transporte é de impacto relevante para as operadoras.

Para isso, uma das soluções apontadas trata justamente do reforço da camada de *sublastro*, ou seja, elevar a capacidade de suporte do elemento imediatamente superior ao subleito, promovendo o alívio de tensões na fundação da via, conforme Figura 1.

Figura 1: Seção típica do pavimento ferroviário (DNIT, 2020)



O reforço da camada de sublastro pode ser considerada de maneira simplificada no processo decisório de projeto, ao serem definidos cenários com diferentes tipos de materiais que serão construídos ao longo da via. Para comparar estes cenários, podem ser utilizados indicadores distintos, como os utilizados por Van Bellen (2004), dentre os quais se destaca a “EcoEficiência”, como um dos tópicos que vem sendo amplamente estudados ao longo dos últimos dez anos.

Metodologia

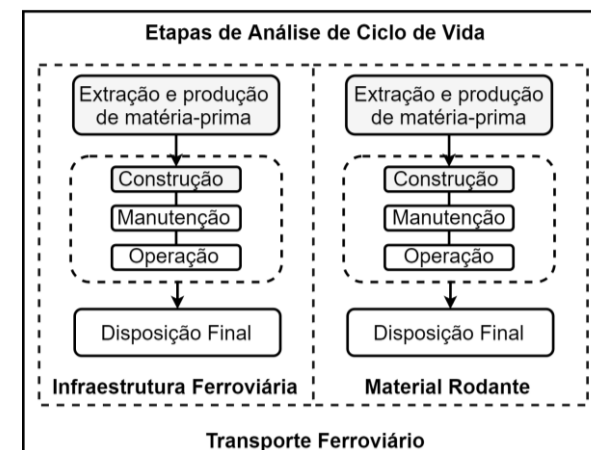
Os aspectos contratuais acerca da operação da ferrovia se mostram como um dos pontos cruciais para o gerenciamento do transporte, ou seja, impactam diretamente os custos de transação. O bom funcionamento da via permanente possibilita uma maior Velocidade Máxima Autorizada (VMA), além de reduzir as paralisações para manutenção, resultando num melhor desempenho da operação da via. Com isto em vista, a garantia da estabilidade do solo de fundação do pavimento ferroviário permite que todo o sistema funcione dentro das condições definidas em projeto (Lazorenko *et al.*, 2019). Todavia, quando algum problema de origem neste elemento é identificado, a solução pode demandar tempo e recursos elevados, sendo de difícil mensuração sua consequência na operação da via.

Com o objetivo de quantificar e utilizar o desempenho do subleito na tomada de decisões de projeto, o presente estudo aplica os conceitos de Análise de Ciclo de vida e as ferramentas de Ecoeficiência na infraestrutura do pavimento ferroviário (Figura 2), inserindo como principal critério a variação do desempenho mecânico do subleito pela variação dos materiais constituintes do sublastro.

É preciso reforçar que a análise é feita a partir da ótica da etapa de construção e manutenção da ferrovia, e o desdobramento das decisões de projeto ao longo do tempo de uso da via. Isto para avaliar as estratégias de gestão da infraestrutura

pelo reforço da camada de sublastro com uso de diferentes materiais de construção.

Figura 2: Etapas consideradas dentro do Ciclo de Vida



Vale destacar que os impactos e custos gerados pela operação da via (construção e deslocamento do material rodante - locomotiva) não fazem parte do presente estudo.

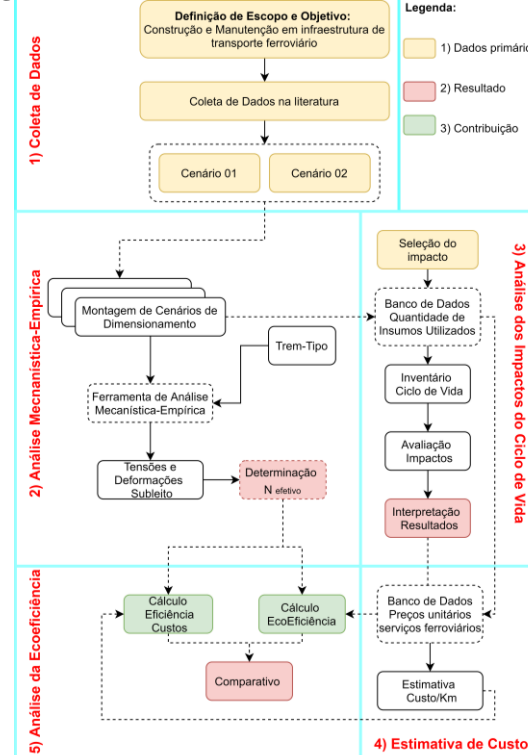
Interessante reforçar que para a presente análise, foram fixados os elementos constituintes do pavimento ferroviário, tais como trilho, dormente, lastro, fixações, acessórios e o solo do subleito, variando apenas composição dos materiais do sublastro.

Logo, para a elaboração do trabalho, inicialmente foi estabelecido o Cenário 01 que serviu de *baseline*, composto cujo objetivo era obter os parâmetros de referência, sendo o sublastro composto por solo granular, sem materiais artificiais para reforço. Em seguida, foi

criado o Cenário 02, com uso de mistura solo-emulsão asfáltica como material de reforço para compor a camada de sublastro. Ambos considerando o subleito trabalhando na condição de umidade ótima. Posteriormente, foram coletados dados técnicos acerca dos materiais, geometria da via, carregamento, quantidades de eixo-padrão de projeto ($N_{projeto}$) e demais elementos necessários para a análise mecanística-empírica do pavimento ferroviário, utilizando o software Systrain. A seguir, foram utilizados dois diferentes modelos matemático – tensão (Heukelom e Klomp, 1962) e deformação (Guimarães, 2009) – para obter o $N_{efetivo}$, utilizado como input na análise de Ecoeficiência. É interessante reforçar que para os processos iterativos de definição de tensões efetivas nas camadas, foram usados os modelos compostos de módulo de resiliência dos materiais granulares e solos. Adiante, com as espessuras das camadas da estrutura empregada na análise estrutural, e uso da base de dados do Sistema de Custos Referenciais de Obras – SICRO, foram estimados os quantitativos dos materiais a serem empregados, assim como o custo. Da mesma forma, com uso dessas quantidades e do inventário ambiental EcoInvent®, foram estimados os impactos de CO₂eq, ou seja, o output. Por fim, para o cálculo da Ecoeficiência foram comparados os inputs e outputs de cada cenário, assim como também o cálculo da eficiência do custo como *benchmarking* de solução trivial.

A seguir, a Figura 3 apresenta o fluxograma da metodologia utilizada. Já a Tabela 1 mostra os parâmetros técnicos utilizados.

Figura 3: Metodologia para Cálculo de Ecoeficiência



Vale reforçar que os cenários descritos nesse estudo consideram o consumo de materiais, combustível e demais insumos, implicando em custos e impactos de potencial de aquecimento global para um quilômetro de via permanente. Logo, os outputs destacados serão dados em R\$/km e gCO₂/km.

Tabela 1: Parâmetros de Projeto

Critério de Análise	Parâmetros
Carga e Geometria	N (nº passadas do eixo-padrão)
	Carga por eixo (t)
	Tipo de vagão
	Distância entre eixos (m)
	Bitola (m)
Elemento da Via/Camada	Espaçamento dormente (m)
	Trilho
	Dormente
	Lastro
	Sublastro
Propriedades físicas e mecânicas	Subleito
	Material
	Massa específica
	Módulo de Resiliência
	Coefficiente Poisson

Finalizada a análise mecanística-empírica e, de posse das geometrias definitivas das estruturas de pavimento para cada cenário, foram levantadas as quantidades de insumos a serem consumidos na construção e manutenção de 1 km de ferrovia utilizando a base de dados do Manual de Custos de Infraestrutura de Transportes - SICRO (DNIT, 2020), conforme Tabela 2. Para seleção dos serviços e composições a serem empregados no estudo, considerou-se como referência o orçamento da Ferrogrão (ANTT, 2016), mostrando-se alinhado com os valores calculados para as atividades do pavimento ferroviário.

Para as atividades de manutenção da via que tratavam das renovações da via, foram considerados serviços de desmontagem da grade, descarte de parte do material e reaproveitamento conforme Caetano & Teixeira (2016).

Tabela 2: Base de dados de custos e insumos: SICRO

Serviço
Demolição de via, bitola larga, 1.667 dormentes de concreto/km, trilho TR 68, com separação e empilhamento
Aferição da geometria da via com carro controle
Sub-base de solo melhorado com 4% de emulsão asfáltica
Desguarnecimento do lastro
Escavação e carga de material de jazida com escavadeira hidráulica
Escavação, carga e transporte de material de 2ª categoria – DMT 3km
Escavação, carga e transporte de material 3ª categoria – DMT 3 km
Fresagem de trilho
Lançamento de lastro
Nivelamento contínuo com socadora automática de linha, segundo levante de 15 cm - duas passadas
Nivelamento contínuo com socadora automática de linha, terceiro levante de 15 cm - duas passadas
Posicionamento com pórtico de dormentes de concreto, bitola larga
Posicionamento e assentamento mecanizado de trilhos TR 68, dormente de concreto
Pré-alinhamento mecanizado da grade
Regularização do lastro
Regularização do subleito
Sub-base de solo estabilizado granulom. com material de jazida
Transporte com caminhão basculante de 10 m³

A seguir, empregando o inventário de ciclo de vida do EcoInvent® v.3.05 (Tabela 3), foram estimados os valores de impacto de Potencial de Aquecimento Global (*Global Warming Potential – GWP100a*), em função da quantidade de CO₂ equivalente.

Para seleção das composições do EcoInvent, foi utilizado o estudo de Bortoli, Bouhaya & Feraille (2020), considerando a consolidação das quantidades de insumos extraídas das composições dos serviços do SICRO. No estudo citado, as autoras consideraram elementos distintos da presente análise, como os viadutos e sistema de energia.

Tabela 3: Base de dados de emissões: EcoInvent®

Composição
Agricultural trailer {GLO} market for Cut-off, U
Bitumen seal {GLO} market for Cut-off, U
Building, hall, steel construction {GLO} market for Cut-off, U
Cement, limestone 6-10% {BR} market for cement, limestone 6-10% Cut-off, U
Concrete block {BR} concrete block production Cut-off, U
Diesel {BR} market for diesel Cut-off, U
Fibre-reinforced concrete {BR} market for fibre-reinforced concrete, steel Cut-off, U
Goods wagen {GLO} market for Cut-off, U
Gravel, crushed {RoW} market for gravel, crushed Cut-off, U
Locomotive {GLO} market for Cut-off, U
Lubricating oil {RER} market for lubricating oil Cut-off, U
Lubricating oil {RoW} market for lubricating oil Cut-off, U
Machine operation, diesel, < 18.64 kW, generators {GLO} Cut-off, U
Machine operation, diesel, < 18.64 kW, steady-state {GLO} Cut-off, U
Machine operation, diesel, >= 74.57 kW, steady-state {GLO} Cut-off, U
Machine operation, diesel, >= 74.57 kW, underground mining {GLO} Cut-off, U
Maintenance, goods wagon {GLO} market for Cut-off, U
Maintenance, locomotive {GLO} market for Cut-off, U
Plasticiser, for concrete, based on sulfonated melamine formaldehyde {GLO} market for
Reinforcing steel {GLO} market for Cut-off, U
Sand {BR} market for sand Cut-off, U
Steel, low-alloyed, hot rolled {GLO} market for Cut-ff, U
Synthetic rubber {GLO} market for Cut-off, U
White mineral oil, at plant/ RNA System - Copied from USLCI

Para o cálculo da Ecoeficiência, é possível adotar a formulação recomendada pelo *World Business Concil for Sustainable Development (WBCSD)* segundo Leal Junior (2010), o qual sugere que a ecoeficiência seja representada pelo quociente entre o valor do produto - ou serviço - e as influências ambientais (Eq. 1), ou seja, o *output* do processo pelo seu *input*. Para a análise da eficiência de custo, foi empregada a Eq. 2:

$$\text{Ecoeficiência} = \frac{\text{Número N (eixos-padrão)}}{\text{Quantidade de CO}_2 \text{ eq}} \quad (1)$$

$$\text{Eficiência de Custo} = \frac{\text{Número N (eixos-padrão)}}{\text{Custo de construção e manutenção (R\$)}} \quad (2)$$

Resultados

De forma consolidada, na Tabela 4 são apresentados os resultados dos processos demonstrados na metodologia.

Tabela 4: Parâmetros de Projeto

Cenário	Nefetivo (Conservador)	Custo (R\$)	Impacto (gCO ₂ eq)
1	1,62E+18	1,33E+07	3,98E+09
2	1,63E+18	1,52E+07	4,66E+09

* Global Warming Potential (GWP100a)

O primeiro trata do número de eixos-padrão (*Nefetivo*) calculado utilizando os modelos de tensão e deformação, ou seja, que efetivamente se espera que passe sobre a via até o estado último de tensões no topo do subleito, ou mesmo no estado de deformação permanente dessa camada. É preciso lembrar que este valor trata da quantidade de aplicações de carga sobre o

pavimento ferroviário, o qual tem um valor previsto inicial nas premissas de construção. Logo, quanto mais próximo ou acima do $N_{projeto}$ ($2,22E+06$) for o output da análise, mais aderente será ao projeto. De toda forma, é preciso lembrar que para a presente análise foram utilizados dois critérios para estimativa do número N (tensão e deformação) mas, visando ser conservador, o estudo utilizou o menor dos dois para os cálculos seguintes. Como pode ser observado, o resultado obtido demonstra que a capacidade de suporte da via permite uma duração muito acima do $N_{projeto}$, apesar de suas ordens de grandeza se mostrarem similares. Isso permite presumir que a camada de subleito não será o foco para as atividades de manutenção durante um bom tempo, podendo ser possível mencionar nesse ponto o conceito de pavimento perpétuo (*perpetual pavement*, ou *long-lasting pavement*), conforme Fontserè *et al.* (2016).

Sobre o impacto, nesse estudo foi utilizado o potencial de aquecimento global (em g de CO₂ equivalente), assim como Landgraf & Horvath (2021). Vale lembrar que a mensuração desse impacto está intimamente ligada à seção do pavimento ferroviário utilizado para os cálculos de tensão e deformação. Considerando os elementos utilizados, para o Cenário 01 os materiais com maior impacto trataram justamente daqueles provenientes do aço (trilho, fixações e acessórios) e do cimento (dormente de concreto), em linha com o trabalho de Bortoli, Bouhaya & Feraille (2020). Já no Cenário 02, camada de mistura solo-emulsão asfáltica, se

mostrou com maior contribuição que os demais elementos.

Nesse contexto, procede também os valores de custos calculados com base nas atividades de construção e manutenção, visto que utilizaram as quantidades definidas nas seções de pavimento da via permanente e estratégias de manutenção detalhadas nos estudos mencionados. Como é possível notar, o custo da seção de projeto com uso de mistura solo-emulsão (Cenário 02) é mais elevado que a seção que não utiliza material de reforço no sublastro (Cenário 01).

Portanto, é possível concluir inicialmente que, na análise onde o subleito trabalha na condição de umidade ótima, o Cenário 02 se mostra com custo mais elevado e com maior impacto de aquecimento global que o Cenário 01, que não utiliza material de reforço na camada de sublastro.

Feito isso, a ecoeficiência estabeleceu-se como o quociente entre o valor selecionado de $N_{efetivo}$ e o impacto mensurado utilizando o inventário do Ecoinvent[®]. Já para o segundo critério, a eficiência do custo, o resultado será o quociente entre o valor de $N_{efetivo}$ selecionado e o custo do pavimento com base no SICRO. Na Tabela 5 são apresentados os valores de ecoeficiência calculados conforme os critérios de impacto por CO_{2eq} e mensuração do custo.

Tabela 5: Ecoeficiência e Eficiência do custo

Cenário	Ecoeficiência [N/Impacto]	Eficiência do Custo [N/Custo]
1	4,07E+08	1,22E+11
2	3,50E+07	1,07E+11

Por fim, realizou-se a comparação entre os dois cenários, cujo objetivo era mensurar o desempenho tanto ambiental quanto de custo da medida de reforço da camada de sublastro com uso de mistura solo-emulsão tendo por referência a estrutura sem uso de materiais como aditivo ou melhoramento artificial nessa camada. Logo, a Tabela 6 expressa essa relação de ganho/perda:

$$\% \text{ Desempenho} = \frac{\text{Indicador Cenário 02}}{\text{Indicador Cenário 01}} \quad (3)$$

Tabela 6: Comparativo de Indicadores

Critério	Ecoeficiência (%)	Eficiência do Custo (%)
Desempenho em relação à Baseline	86	88

Diante disso, com base nos dados apresentados, será possível avaliar:

- Considerando que o subleito trabalhe na condição de umidade ótima, seu comportamento mecânico tende a permitir um desempenho tão bom quanto aos de estruturas com reforço na camada de sublastro;
- Apesar do $N_{efetivo}$ (quantidade de passagens do trem-tipo sobre a via permanente) no cenário com uso de material de reforço no sublastro, a diferença entre os dois cenários parece não justificar um maior investimento financeiro nem o impacto mais elevado;

- Comparando os dois critérios utilizados, é possível perceber que a ecoeficiência apresenta um sensibilidade levemente maior no desempenho do comparativo entre os cenários avaliados, sendo um indicador mais conservador na avaliação de alternativas de projeto.

Finalmente, conclui-se que a ferramenta de ecoeficiência pode ser aplicada para estudo de cenários em infraestrutura de transporte, dentro da análise de ciclo de vida (ACV). *Cao et al.* (2019) empregaram essa metodologia para comparação entre alternativas de reabilitação de pavimentos asfálticos, cuja expectativa era que o estudo servisse como referência para tomadores de decisão fazerem escolhas bem fundamentadas do ponto de vista de ecoeficiência.

Conclusões

No presente trabalho foi apresentada uma metodologia a ser utilizada no processo decisório durante a fase de projeto de um pavimento ferroviário. A metodologia em questão tem como premissa o cálculo do $N_{efetivo}$ obtido em diferentes cenários, para os critérios de tensão e de deformação na camada de subleito em condição de umidade ótima, utilizando como input parâmetros técnicos dos materiais e características da via. O método traz com caráter inovador a Análise de Ciclo de Vida (ACV) e de Ecoeficiência como etapa subsequente da análise estrutural, utilizando o output da análise mecânica-empírica. Com os resultados são comparados diferentes cenários de

dimensionamento, de acordo com as suas relações de ecoeficiência e custo, permitindo aos operadores a inclusão de critérios de sustentabilidade na fase de projetos de engenharia.

Agradecimentos

De antemão, agradecemos ao CNPQ, CAPES e a todos os revisores dos artigos do GCV 2020.

Referências Bibliográficas

- ANTT- Agência Nacional de Transportes Terrestres. Estudos Técnicos – Parte 2. Relatório IV – Estudos Definitivos de Engenharia. Volume 7 – Parte 01 e Parte 02. 2016.
- Bortoli, A.; Bouhaya, L.; Feraille, A. A life cycle model for high-speed rail infrastructure: environmental inventories and assessment of the Tours-Bordeaux railway in France. *The Journal of Life Cycle Assessment*. 2020. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01727-2>
- Caetano, L. F.; Teixeira, P. F. Strategic Model to Optimize Railway-Track Renewal Operations at a Network Level. *Journal of Infrastructure Systems*. 2016. DOI: 10.1061/(ASCE)IIS.1943-555X.0000292
- Cao, R., Leng, Z., e Hsu, S. C. (2019) Comparative eco-efficiency analysis on asphalt pavement rehabilitation alternatives: Hot in-place recycling and milling-and-filling. *Journal of Cleaner Production*, 210, 1385–1395. doi:10.1016/j.jclepro.2018.11.122
- Celauro, C., Corriere, F., Guerrieri, M., e Lo Casto, B. (2015) Environmentally appraising different pavement and construction scenarios: A comparative analysis for a typical local road. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 34, 41–51. doi:10.1016/j.trd.2014.10.001
- DeSimone, L. D., e Popoff, F. (1997) *Eco-Efficiency – The Business Link to Sustainable Development*. (Mit Press, Ed) (1o ed). Mit Press.
- DNIT – Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes. (2020) *Manual de Custos de Infraestrutura de Transportes – Sistema de Custos Referenciais de Obras - SICRO*. Jan. 2020. Brasil.
- Fontserè, V.; Pita, A. L.; Manzo, N.; Ausilio, A. Neoballast: New high-performance and Long-lasting ballast for sustainable railway infrastructure. *Transportation Research Procedia*. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.trpro.2016.05.151>
- Giani, M. I., Dotelli, G., Brandini, N., Zampori, L. (2015) Comparative life cycle assessment of asphalt pavements using reclaimed asphalt,

warm mix technology and cold in-place recycling. *Resources, Conservation and Recycling*, 104, 224–238. doi:10.1016/j.resconrec.2015.08.006

Guimarães, A. C. (2009) Um método mecânico empírico para a previsão da deformação permanente em solos tropicais constituintes de pavimentos. Universidade Federal do Rio de Janeiro.

Heukelom, W; Klomp, A. J. G. (1962) Dynamic testing as a means of controlling pavements during and after construction. *Proceedings, 1. Inter. Conf. Struct. Design of Asphalt Pavement*

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. AR6 Climate Change 2021: The Physical Science Basis. 2021.

Krezo, S.; Mirza, O.; He, Y.; Makim, P.; Kaewunruen, S. Field investigation and parametric study of greenhouse gas emissions from railway plain-line renewals. *Transportation Research Part D*. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2015.10.021>

Landgraf, M.; Horvath, A. Embodied greenhouse gas assessment of railway infrastructure: the case of Austria. *IOP Science. Environmental Research. Infrastructure and Sustainability*. 2021. DOI: 10.1088/2634-4505/ac1242

Lazorenko, G., Kasprzhitskii, A., Khakiev, Z., e Yavna, V. (2019) Dynamic behavior and stability of soil foundation in heavy haul railway tracks: A review. *Construction and Building Materials*, 205, 111–136. doi:10.1016/j.conbuildmat.2019.01.184

Leal Junior, I. C. (2010) Método de escolha modal para transporte de produtos perigosos com base em medidas de ecoeficiência. UFRJ/COPPE.

Li, D., Hyslip, J., Sussmann, T., Chrismer, S. (2016) *Railway Geotechnics*. CRC Press, Taylor & Francis Group.

Nascimento, F., Gouveia, B., Dias, F., Ribeiro, F., e Silva, M. A. (2020) A method to select a road pavement structure with life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, 271, 122210. doi:10.1016/j.jclepro.2020.122210

Santos, J., Ferreira, A., Flintsch, G., e Cerezo, V. (2018) A multi-objective optimisation approach for sustainable pavement management. *Structure and Infrastructure Engineering*, 14(7), 854–868. doi:10.1080/15732479.2018.1436571

Umer, A., Hewage, K., Haider, H., e Sadiq, R. (2017) Sustainability evaluation framework for pavement technologies: An integrated life cycle economic and environmental trade-off analysis. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 53, 88–101. doi:10.1016/j.trd.2017.04.011

Van Bellen, H. M. (2004) Indicadores de sustentabilidade: um levantamento dos principais sistemas de avaliação. *Cadernos EBAPE.BR*, 2(1), 01–14. doi:10.1590/s1679-39512004000100002

Avaliação do Ciclo de Vida aplicada ao gerenciamento de resíduos da construção civil: viabilidade ambiental de agregados reciclados

Beatriz Leão Evangelista de Lara¹

Laís Peixoto Rosado²

Carmenlucia Santos Giordano Penteadó³

¹ Faculdade de Tecnologia da UNICAMP.

² ACV Brasil.

³ Faculdade de Tecnologia da UNICAMP.

¹beatriz.e.leao@gmail.com

Resumo

Em função da escassez de áreas para aterros, e à crescente demanda mundial por agregados, alternativas de gerenciamento de resíduos da construção civil (RCC), que considerem o seu reaproveitamento tem se tornado uma necessidade. Neste sentido, a avaliação do ciclo de vida (ACV) se apresenta como uma metodologia adequada nos processos de tomada de decisão, no que se refere aos impactos ambientais relacionados ao gerenciamento dos RCC e à produção dos agregados reciclados (AR). Este trabalho visa apresentar o estado da arte de estudos de ACV relacionados à produção e uso de AR de RCC, a fim de identificar lacunas neste campo de estudo. Foram selecionados 38 artigos, a partir da revisão de literatura realizada nas bases Science Direct, Web of Science e Scopus. Os artigos foram avaliados quanto à localização, objetivos, unidade funcional, método de avaliação de impacto, categorias de impacto, software utilizado e resultados e característica do estudo (aspectos ambiental, econômico e social). A China representou 21% das publicações, enquanto diferentes países da Europa juntos responderam por 47%. O principal objetivo dos artigos foi comparar o AR e o agregado natural, tanto na produção, quanto na utilização em produtos da indústria da construção,

avaliando os benefícios ambientais do uso do AR. A unidade funcional mais utilizada foi a produção de 1m³ de concreto. Quanto ao método de avaliação de impacto ambiental do ciclo de vida, 24% dos artigos não utilizaram um método específico, e quando mencionado, o CML foi o mais empregado (21%); aquecimento global foi a categoria de impacto mais avaliada, e 50% dos estudos utilizaram o software SimaPro para fazer a compilação dos dados e cálculo dos impactos. As principais lacunas que limitam a disseminação do uso de AR consistem na ausência de incentivo legal para a produção de AR com melhor qualidade, a partir do emprego de melhores tecnologias; falta de segurança dos consumidores no uso do AR; ausência de estudos de viabilidade econômica sobre o uso do AR e ausência de uma faixa de substituição ideal de agregado natural por AR.

Palavras-Chave: agregados reciclados; resíduos da construção civil, avaliação do ciclo de vida.

Introdução

O aumento da urbanização resultou no incremento das atividades de construção civil, como forma de suprir as necessidades de moradias e infraestruturas em geral. A indústria da construção é hoje um dos maiores e mais ativos setores do mundo, e consome mais matéria-prima e energia do que qualquer outra atividade econômica, além de gerar grandes quantidades de resíduo da construção civil (RCC) (Hossain *et al.*, 2016; Galan *et al.*, 2019).

Os RCC são gerados em processos de construção, demolição e renovação de edificações e trabalhos da engenharia civil; são compostos de concreto, argamassa, tijolo, terra escavada, metal, vidro, gesso, madeira, plástico, diversos polímeros, entre outros materiais (Silva

et al., 2017). Na Europa estima-se que em 2016 a geração de RCC representou 36% da geração total do fluxo de resíduos (Eurostat, 2019); nos Estados Unidos a geração de RCC foi maior que o dobro dos resíduos sólidos urbanos no ano de 2015 (USEPA, 2018), e no mesmo ano na China estimou-se uma geração de 2,5 bilhões de toneladas (Duan *et al.*, 2019). No Brasil os dados de geração não são consolidados, e os existentes são imprecisos. Em 2018, segundo a Abrelpe (2019), foram coletadas 44x10⁶ t de RCC; estas quantidades foram declaradas pelos municípios, produzidas por pequenos geradores, sem considerar as frações dos grandes geradores. Deste modo, pode-se inferir que a geração no país é muito maior.

Geralmente esses resíduos seriam descartados em aterros ou usados em obras de pavimentação. Entretanto, dada a escassez de áreas de aterro, e à crescente demanda mundial por agregados (cerca de 48,3x10⁶ t/ano), o reaproveitamento dos RCC tem se tornado uma necessidade (Kiskú *et al.*, 2017).

A grande dependência do setor da construção de materiais não renováveis, poderia ser reduzida se os RCC fossem processados e utilizados como matéria-prima na forma de agregados reciclados (AR) (Pradhan *et al.*, 2019).

Estudos têm sido realizados para analisar a influência do AR no seu uso pretendido, destacando a relação entre os resultados obtidos e a qualidade do material, sem, no entanto, realizar uma avaliação das características que influenciam na qualidade dos mesmos. (Ding *et*

al., 2016; Faleschini *et al.*, 2016; Guo *et al.*, 2018; Zhang *et al.*, 2019).

Além das propriedades técnicas, a avaliação ambiental é necessária para auxiliar nas tomadas de decisão sobre o uso de AR. Neste sentido, a avaliação do ciclo de vida (ACV) é uma ferramenta que permite quantificar, avaliar, comparar e aperfeiçoar o impacto ambiental de produtos, e tem sido amplamente empregada para avaliar os benefícios e encargos ambientais da produção e do uso de AR (Zhang *et al.*, 2019).

A ACV envolve a compilação e avaliação de entradas, saídas e potenciais impactos ambientais de produtos e serviços ao longo do seu ciclo de vida. As normas NBR 14.040 e NBR 14.044 definem os requisitos para os estudos de ACV, os quais compreendem quatro etapas: definição do objetivo e escopo, inventário do ciclo de vida, avaliação de impacto do ciclo de vida e interpretação (ABNT, 2009a; 2009b).

Neste sentido, este artigo tem como objetivo apresentar o estado da arte de estudos que envolvem a avaliação do ciclo de vida de agregados reciclados de RCC, a fim de identificar lacunas nesse campo de estudo.

Metodologia

O estado da arte sobre a aplicação da ACV no estudo dos AR de RCC foi realizada por meio de revisão de literatura baseada nos conceitos de uma revisão sistemática (Moher *et al.*, 2009). As bases de dados *Science Direct*, *Scopus* e

Web of Science foram usadas para a busca por artigos, utilizando as palavras-chaves: (“*Life cycle assessment*”) AND (“*recycled aggregate*”) AND (“*construction and demolition waste*” OR “*C&DW*” OR “*CDW*” OR “*C&W*” OR “*construction waste*”).

Após identificar potenciais artigos, foram utilizados filtros para selecionar os artigos que incluíssem ACV e AR. Esses filtros foram: artigos publicados entre 2014 e 2019, seleção apenas de artigos e *reviews*, exclusão de duplicatas, leitura de título, resumo e palavras-chaves.

Os artigos selecionados foram avaliados quanto aos aspectos gerais do estudo, como a localização, principais objetivos e principais resultados e, quanto aos aspectos relacionados à ACV foram analisados a unidade funcional, método de avaliação de impacto ambiental, principais categorias de impacto, *software* utilizado e característica do estudo (aspectos ambiental, econômico e social).

Resultados

A busca inicial resultou em 223 artigos e após o refinamento, foram selecionados 38 artigos para análise¹.

A Tabela 1 apresenta os principais resultados. Quanto à localização, a China foi o país com maior número de publicações (21%); a Europa representou 47,4%. Menor número de

publicações são provenientes do Irã (5,2%), Estados Unidos (5,2%) e Austrália (5,2%), Suíça (2,6%), Bélgica (2,6%), Cingapura (2,6%), Coreia (2,6%), África do Sul (2,6%) e Brasil (2,6%). Nota-se que no Brasil há um déficit em estudos nesta área de pesquisa, apesar da representatividade do setor da construção civil no país, e dos baixos índices de recuperação e reciclagem dos RCC.

A maioria dos artigos teve como principal objetivo avaliar os impactos ambientais do uso de AR na produção de concreto em comparação ao uso de agregado natural, seguido de estudos que avaliaram os impactos ambientais da produção de AR em comparação ao agregado natural e, estudos de sistemas de gerenciamento de RCC com foco na reciclagem. A partir desta análise, observa-se que os estudos focaram na comparação do AR e o agregado natural, tanto na produção, quanto na utilização em produtos da indústria da construção, para avaliar os benefícios ambientais do uso do AR, uma vez que o agregado natural é um recurso finito.

Dentre os estudos analisados, a principal unidade funcional utilizada foi 1 m³ de concreto, seguido de 1 tonelada (t) de AR e 1 t de RCC. Esses resultados condizem com o foco dos estudos analisados, uma vez que o principal objetivo dos artigos foi a produção de concreto com AR.

¹https://docs.google.com/document/d/16TsE8zsKbDXPG6Em_uHTez7QPI_-xNBWYz4QMbp14QQ/edit?usp=sharing

Tabela 1. Localização geográfica e aspectos metodológicos dos estudos sobre ACV e agregados reciclados de RCC.

Autores	País	Unidade Funcional	Característica do Estudo
Guignot <i>et al.</i> (2015)	França	1 kg de RCC	Ambiental
Jiménez <i>et al.</i> (2015)	Espanha	1 m ³ de concreto	Ambiental
Ding <i>et al.</i> (2016)	China	1 m ³ de concreto	Ambiental
Faleschini <i>et al.</i> (2016)	Itália	1 t de agregado	Ambiental
Gan <i>et al.</i> (2016)	China	1 kg de agregado	Ambiental e Econômico
Gayarre <i>et al.</i> (2016)	Espanha	1 m ³ de concreto	Ambiental
Hossain <i>et al.</i> (2016)	China	1 t de agregado	Ambiental
Hossain <i>et al.</i> (2016)	China	1 t de bloco para pavimentação	Ambiental
Serres <i>et al.</i> (2016)	França	1 m ³ de concreto	Ambiental
Braga <i>et al.</i> (2017)	Portugal	1 m ³ de concreto	Ambiental e Econômico
Cuenca-Moyano <i>et al.</i> (2017)	Espanha	1 t de argamassa	Ambiental
Fraj e Idir (2017)	França	1 m ³ de concreto	Ambiental
Ghanbari <i>et al.</i> (2017)	Irã	480.000 t de agregado/ano	Ambiental e Econômico
Kleijer <i>et al.</i> (2017)	Suíça	1 kg de agregado	Ambiental
Kurad <i>et al.</i> (2017)	Portugal	1 m ³ de concreto	Ambiental
Rosado <i>et al.</i> (2017)	Brasil	1 t de agregado	Ambiental
Shan <i>et al.</i> (2017)	Cingapura	1 kg de RCC	Ambiental
Arrigoni <i>et al.</i> (2018)	Austrália	1 kg de mistura para produção de taipas	Ambiental
Borghi <i>et al.</i> (2018)	Itália	1 t de RCC	Ambiental
Colangelo <i>et al.</i> (2018a)	Itália	1 m ³ de concreto	Ambiental
Colangelo <i>et al.</i> (2018b)	Itália	1 m ³ de concreto	Ambiental
Di Maria <i>et al.</i> (2018)	Bélgica	840.000 t de RCC/ano	Ambiental e Econômico

Tabela 1. Localização geográfica e aspectos metodológicos dos estudos sobre ACV e agregados reciclados de RCC (continuação).

Autores	País	Unidade Funcional	Característica do Estudo
Ghanbari <i>et al.</i> (2018)	Irã	480.000 t de agregado/ano	Ambiental
Göswein <i>et al.</i> (2018)	Portugal	1 m ³ de concreto	Ambiental
Guo <i>et al.</i> (2018)	China	1 m ³ de concreto	Ambiental
Kurda <i>et al.</i> (2018a)	Portugal	1 m ³ de concreto	Ambiental
Kurda <i>et al.</i> (2018b)	Portugal	1 m ³ de concreto	Ambiental
Kurda <i>et al.</i> (2018c)	Portugal	1 m ³ de concreto	Ambiental
Lockrey <i>et al.</i> (2018)	Austrália	1 m ³ de RCC	Ambiental
Long <i>et al.</i> (2018)	China	1 m ³ de argamassa	Ambiental
Silgado <i>et al.</i> (2018)	Espanha	1 m ³ de concreto	Ambiental e Econômico
Vossberg <i>et al.</i> (2018)	África do Sul	1 t de agregado	Ambiental
Yazdanbakhsh <i>et al.</i> (2018)	Estados Unidos	1 m ³ de concreto	Ambiental
Zhang <i>et al.</i> (2018)	China	Não mencionou – apenas fluxo de materiais.	Ambiental
Cuenca-Moyano <i>et al.</i> (2019)	Espanha	1 t de argamassa	Ambiental
Park <i>et al.</i> (2019)	Coreia	1 kg de agregado	Ambiental
Yazdanbakhsh e Lagouin (2019)	Estados Unidos	1 m ³ de concreto	Ambiental
Zhang <i>et al.</i> (2019)	China	Não mencionou - <i>review</i>	Ambiental

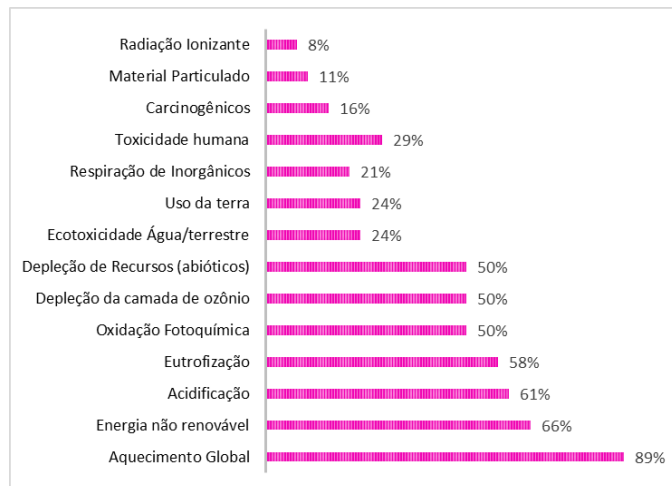
Quanto ao método de avaliação de impacto ambiental do ciclo de vida, 23,6% dos artigos não utilizaram um método específico para avaliar os impactos ambientais. Segundo a ABNT (2009a), não há uma metodologia comumente aceita para associar de forma precisa e consistente os dados de inventário com potenciais impactos ambientais específicos. Dentre os métodos, quando mencionado, o mais empregado foi o CML, correspondendo a 21% dos estudos; esse resultado também foi encontrado por Bovea e Powel (2016), como o mais utilizado para métodos *mid-point*. Em seguida, o método Impact 2002+ foi o mais empregado, correspondendo a 15,7% dos estudos. Os métodos menos utilizados foram o ILCD 2011, Eco-Indicador, IPCC, TRACI 2.1, Mat France, Ecological Scarcity e Dutch LCA Handbook. Metade dos estudos utilizaram o *software* SimaPro para realização do estudo de ACV; 42,1% não mencionaram o uso de *software*, 5,3% utilizaram o *software* Gabi e 2,6% utilizaram o Excel.

Aquecimento global foi a categoria de impacto mais avaliada pelos artigos, e a nível de inventário, uso de energia não renovável foi o aspecto mais avaliado. Em seguida, as categorias de impacto mais avaliadas foram acidificação, eutrofização, oxidação fotoquímica, depleção da camada de ozônio e depleção de recursos (abióticos) (Figura 1).

A incorporação de AR, em substituição ao agregado natural, na produção de concretos possui benefícios ambientais, pois a produção

de AR apresenta menores impactos ambientais em comparação à produção de agregado natural.

Figura 1. Categorias de impacto ambiental avaliadas nos estudos analisados.



Entretanto, como não há a correta segregação dos RCC na fonte geradora, a reciclagem resulta em um AR com muitas impurezas, diminuindo sua qualidade; sendo assim, quando o AR é inserido em concretos, é necessária a adição de uma quantidade maior de cimento na mistura para alcançar propriedades mecânicas equiparáveis ao concreto convencional. Esse acréscimo de cimento, impacta na categoria de aquecimento global, uma vez que a produção de cimento é o principal contribuinte para emissões de gases de efeito estufa (Kurda *et al.*, 2018).

Na comparação dos diferentes cenários de gerenciamento de RCC, o cenário em que o resíduo é enviado para aterro ocasiona maiores impactos, devido aos impactos do transporte e

operação do mesmo; a reciclagem é considerada como a melhor alternativa pois gera menores impactos ambientais, relacionados ao uso e ocupação do solo, consumo de energia, depleção de recursos abióticos, geração de resíduos, entre outros. A etapa de transporte, em qualquer que seja o cenário de utilização de AR, é a mais crítica devido às emissões da queima do diesel.

Os estudos analisados indicaram que a falta de segregação adequada dos RCC na fonte é um dos principais entraves para um bom gerenciamento, visto que a heterogeneidade do resíduo pode intensificar a necessidade de investimento financeiro nas usinas de reciclagem para a separação e destinação adequada dos diferentes componentes presentes no resíduo. Além disso, há os riscos ambientais e para saúde humana, decorrentes da contaminação dos RCC com resíduos perigosos. Para melhorar este cenário, alguns estudos sugerem a criação de incentivos legais para a triagem adequada dos RCC bem como para o desenvolvimento de tecnologias voltadas para os equipamentos utilizados na reciclagem dos RCC. De uma forma geral, os estudos de ACV analisados focaram sua atenção nos aspectos ambientais de processos e produtos (Tabela 1). Entretanto, uma das lacunas relatadas é a falta de estudos que envolvam a viabilidade econômica do uso de AR, que é um dos fatores chaves na tomada de decisão nas práticas de gerenciamento de RCC, e para o mercado de

venda do AR em comparação ao agregado convencional.

Muitos estudos indicam que estratégias tais como a minimização da geração de resíduos, a reciclagem no local de geração e em usinas teriam benefícios econômicos (Wu *et al.*, 2019). Entretanto esses benefícios podem variar sob diferentes circunstâncias, conforme reportado por Jung *et al.* (2015), que avaliaram a reciclagem em usina móveis e fixas, e identificaram que os custos da reciclagem são fortemente influenciados pela distância de transporte, condições do local de construção e a quantidade de resíduo de concreto gerado.

Entretanto, estudos referentes aos aspectos econômicos são mais difíceis de serem realizados, porque os dados necessários geralmente são confidenciais e, portanto, há uma grande dificuldade em obtê-los para realização das pesquisas (Wu *et al.*, 2019).

Em relação aos aspectos considerados pelos estudos analisados, nenhum deles considerou os aspectos sociais. A avaliação social do ciclo de vida geralmente está relacionada a diferentes grupos das partes interessadas na cadeia da construção, demolição e reciclagem, incluindo funcionários, consumidores e comunidades locais. A dificuldade em realizar esse tipo de estudo é o envolvimento de questões amplas e muitas vezes difíceis de quantificar de maneira significativa, como dados sobre salários, segurança e saúde, acesso à educação, dentre outros (Wu *et al.*, 2019).

Conclusão

A partir da análise do estado da arte sobre estudos de ACV de AR de RCC, verifica-se uma demanda por estudos no Brasil. Portanto, sugere-se que estudos futuros busquem dados locais para a avaliação de cenários que possam auxiliar na disseminação do uso de AR, e minimizar os impactos ambientais deste setor produtivo.

Dentre as lacunas observadas, verificou-se a ausência de incentivos legais para a produção de AR com melhor qualidade, a partir do emprego de melhores tecnologias de reciclagem, o que pode favorecer a percepção dos consumidores quanto à qualidade do AR.

Outro ponto observado foi a ausência de dados de inventário representativos da região de estudo, além de estudos que mostrem a viabilidade econômica do uso de AR.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Pesquisa (CNPq - processo 440147/2019-0) pelo financiamento da pesquisa e concessão de bolsa, e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES – código de financiamento 001) pelo auxílio à participação no congresso.

Referências

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. (2009a). **NBR 14.040:** Gestão ambiental – avaliação do ciclo de vida – princípios e estrutura (Versão corrigida: 2014). Rio de Janeiro.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. (2009b). **NBR 14.044:** Gestão ambiental – avaliação do ciclo de vida – requisitos e orientações (Versão corrigida: 2014). Rio de Janeiro.

ABRELPE - Associação Brasileira de Limpeza Urbana e Empresas de Resíduos. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2018/2019.** Disponível em: <file:///C:/Users/beatr/OneDrive/%C3%81rea%20de%20Trabalho/PanoramaAbrelpe_2018_2019.pdf>. Acesso em 17/12/2019.

Bovea, D. M.; Powel, C. J. Waste Management (2016). <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.01.036>

Duan, H.; Miller, R. T.; Liu, G.; Tam, Y. W. V. Waste Management (2019). <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.10.044>

Eurostat. **Eurostat – Statistics Explained: Waste statistics related to year 2016.** Disponível em: <https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Waste_statistics>. Acesso em 04/09/19.

Galán, B.; Viguri, J. R.; Cifrian, E.; Dosal, E.; Andres, A. Journal of Cleaner Production (2019). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.06.354>

Jung, J.S., Song, S.H., Jun, M.H., Park, S.S., 2015 KSCE Journal of Civil Engineering (2015) <https://doi.org/10.1007/s12205-015-0708-2>.

Kisku, N.; Joshi, H.; Ansari, M.; Panda, K. S.; Nayak, S.; Dutta, C. S. Construction and Building Materials (2017). <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2016.11.029>

Moher, D.; Liberati, A.; Tetzlaff, J.; Altman, D. G. **PLoS Med** (2009). **DOI:** 10.7326/0003-4819-151-4-200908180-00135.

Pradhan, S.; Tiwari, B. R.; Kumar, S.; Barai, S. V. Journal of Cleaner Production (2019). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.328>

Silva, R. V.; De Brito, J.; Dhir, R. K. Journal of Cleaner Production (2017). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.12.070>

USEPA – United States Environmental Protection Agency. **Advancing Sustainable Materials Management: 2015 Fact Sheet.** Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2018-07/documents/2015_smm_msw_factsheet_07242018_fnl_508_002.pdf>. Acesso em 04/09/19.

Wu, H.; Zuo, J.; Yuan, H.; Zillante, G.; Wang, J. Resources, Conservation & Recycling (2019). <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019>.

When enough is enough? The role of cutoff rules in whole building LCA

Lizzie Monique Pulgrossi¹

Vanessa Gomes¹

¹School of Civil Engineering, Architecture and Urbanism, University of Campinas

L208148@dac.unicamp.br, vangomes@unicamp.br

Abstract

The use of LCA in whole building studies (wbLCA) is complex and limited by many assumptions made over the building's long lifespan and lack of production data from numerous materials. LCA insertion in the typical design practice is hence challenged, and simplifications to reduce the number of flows inventoried in the assessment become necessary. To investigate how the cutoff rules can influence wbLCA results, this research applies three scenarios (Complete LCA; cutoff LCA according to the European Standard EN15804:2012 (exclusion by mass and energy); and cutoff LCA according to LEED v4 rating system (structure and envelope only)) to two case studies with different structural systems and use typologies. In modeling, we used the SimaPro v.8.5/9.0 software, the CML-IA baseline and cumulative energy demand (CED) LCIA methods, and background data from the Ecoinvent database (v.3.4/3.5). For the case studies, the European standard cutoff rule covers over 80% of impacts in most categories, while the LEED v4 approach covered between 30% and 70%, or even less than 30% according to the category. LEED's rule disregards e.g., internal components that may (1) undergo a greater number of replacements throughout the building lifespan and (2) be related to ecotoxicities, human toxicity, and abiotic depletion (resources). Therefore, as the complexity of building systems increases, so does the risk of ignoring important impact shares.

Keywords: life cycle assessment, whole-building LCA, cutoff rules, LEED, environmental certification.

1. Introduction

The construction sector is one of the largest environmental impact generators, due to the consumption of natural and energy resources and large-scale waste generation. In the 1990s, several countries developed their own building environmental rating methods, such as LEED, BREEAM, DGNB and Green Globes, helping to achieve their own environmental goals.

From a qualitative approach, these methods have proved to be accessible and applicable, mainly in the design and construction phases. Over the last decades, however, authors such as Humbert et al. (2007) have highlighted the divergence between the rating results and the actual operational performance of the assessed buildings, especially because the certification systems disregard regional peculiarities (ALGHAMDI; BILEC, 2015). Thus, a growing number of studies show the need to merge the approach of the certification systems with that of the life cycle assessment (LCA) technique.

LCA performs a quantitative assessment of the potential environmental impacts caused over the entire life cycle of a given product or process (from the raw material extraction to final disposal), which allows tracing its environmental profile and identifying opportunities for improvement (TODD, 2012).

EN 15978:2011 standard (CEN, 2011) and the EeBguide Project (2012) establish the procedures for whole building LCA (wbLCA), covering all life cycle stages, from material and

components' production (Product Stage), Building Construction Stage, Use and Maintenance Stage, until the End-of-Life Stage. Each described stage is subdivided into modules (A1-3; A4-5; B1-7; C1-4; D), turning problems' identification easier.

A complete building consists of many elements and constructive processes, turning LCA application at whole-building scale a complex task, due to requires the assembly of a massive data inventory, often unavailable or non-existent, and requires extensive time and experience from the analyst to guide the numerous choices made along the way. Such lack of information makes difficult the LCA use in the preliminary design stages (JUSSELME; REY; ANDERSEN, 2018). Added to this is the long service life of the building that leads to different assumptions, especially regarding the stage of use of the building. There are different strategies of simplification, limiting the product system and enabling the wbLCA study.

ISO 14044:2006 (ISO, 2006b) guides the use of cutoff rules, reducing the number of inventoried data from mass, energy, or environmental significance. The European standard EN 15804:2012 (CEN, 2012) cutoff criteria admit excluding components that represent less than 1% of the total mass input and renewable and non-renewable energy usage of unit processes, as long as the total of neglected input flows per module does not exceed 5% of the total mass or energy. However, based on good judgment, elements involving material or energy flows

known to have the potential to cause significant impacts should be included, even when within the limit established by the rule.

Another cutoff rule often mentioned in the literature reviewed is the exclusion of components by building element (SOUST-VERDAGUER; LLATAS; GARCÍA-MARTÍNEZ, 2016). One example is the LEED v4 certification system, which includes in its assessment methodology the possibility of use of wbLCA but considers only materials of the building structure and envelope, that is, only external building elements. Such evaluation considers 60 years of building lifespan and encompasses potential impacts in three of six environmental categories: Global Warming (mandatory category), Ozone layer Depletion, Acidification, Eutrophication, Photochemical Ozone Formation and Abiotic Depletion - fossil fuels (USGBC, 2013).

Although the ultimate purpose of applying the cutoff rules is to enable and disseminate LCA use in whole-building assessments, it is important to understand how these exclusions influence results and support decision-making. Hence, this paper investigates the effects of the two described cutoff rules on the whole building LCA modeling results: one established by European standard EN 15804:2012 that uses a mass and energy approach, and another presented by LEED certification, which considers only structure and envelope elements.

2. Methodology

2.1. Case studies description

Two buildings in different constructive and functional contexts were selected as case studies. Case A is a standard Brazilian design for a single-story public-school building, consisting of a central circular courtyard surrounded by a main rectangular block and two secondary ones. Case study B is a six-story office building passively designed for super low energy consumption in a temperate climate. Table 1 offers a concise description of the case studies.

Table 1: Cases studies - Description

Case study	Constructive characteristics
A - Standard school building	Reinforced concrete structure and slabs, masonry façades and inside walls, ceramic tile roof. Only ground floor. Building service: electrical, hydraulic and atmospheric discharge protection. Gross floor area: 1100m ²
B - Passive office building	Structure in thermally enhanced bricks and reinforced concrete slabs, slab roofing, masonry internal walls. Six floors. Building service: no available data. Gross floor area: 3200m ²

2.2. Modeling aspects

The assessments followed ISO 14040:2006 (ISO, 2006a), ISO 14044:2006 (ISO, 2006b), EN 15978:2011 (CEN, 2011) and EN 15804:2012 (CEN, 2012) and the EeBguide

Project (2012). Modeled “rest of world” (RoW) processes were extracted from the Ecoinvent database and adapted the electricity mix and water use to the Brazilian context. The selected midpoint impact methods were CED and CML-IA baseline (13 impact categories in sum), meeting the requirements of the LEED v4 guidelines for wbLCA and the European standard premises. Table 2 shows all modeling details and system boundaries.

The product system distributed the materials into 11 building elements, defined based on the Brazilian Table of Price Compositions for Budgets (TCPO): Foundations and superstructure; Roofing; External walls; External windows and doors; External finishes; Internal walls; Internal finishes; Internal doors; Plumbing (water and sewage) system; Electrical and data system; Additional systems (HVAC, elevator, photovoltaic system, lightning and fire protection, etc.) and excluded preliminary services and components not permanently added in the building. Construction (A5) and Demolition (C1) modules were modeled from combustive consumption per gross floor area.

Material wastage rates in the construction stage can be substantial in current Brazilian practice and were, therefore, factored in module A5. For the replacement stage (B4), the building (50 years) and components reference service lives were established according to the design life estimation procedure in the Brazilian performance standard NBR 15575:2013 (ABNT, 2013), and a 100%-material

replacement rate was adopted in each substitution computed.

Operational energy and water (B6 and B7) modules were not addressed, because these modules are out of LEED’s LCA description, given the study focus on embodied impacts. The end-of-life (EOL) modules C3 and C4 were not modeled due to a lack of consistent EOL data. As the scope of LEED v4 certification includes LCA from cradle to grave, additional information on potential benefits and loads beyond the product system (module D) was disregarded.

Table 2: Methodological aspects

Description	LCA Modeling
Functional unit	Whole building
System boundary	Stages A1-5; B4; C1-2
Geographic boundary	Campinas/SP - Brazil
Reference period	50 years
Inventory database	Ecoinvent 3.4/3.5 (RoW process, adapted to Brazilian electricity and water use)
LCA software	SimaPro 8.5/9.0
Impact assessment method	CED v1.11 and CML-IA baseline v3.05

2.3. Simulated scenarios

The baseline scenario modeled the whole building in the most complete way possible. Scenario 1 adopted the EN 15804:2012 (CEN, 2012) cutoff rule, excluding mass and energy

flows below 1% of the total building, (limited to 5% of the stage’s mass and energy) in the product stage (A1-3). Scenario 2 applied the building element cutoff rule considered by LEED v4, and therefore included only external components (structure and envelope). The considered flows were assessed from cradle to grave.

For each case study, the tree scenarios results were compared and observed tendencies through all impact categories analyzed.

Results and discussion

2.4. Case study A – Standard public-school building

This study’s baseline life cycle inventory encompassed 40 material production processes. Applying the mass/energy cutoff rule (Scenario 1) or the building element cutoff rule (Scenario 2) reduced the inventory effort, by coincidentally retaining 15 material production processes.

Figure 1. Baseline LCA results per building element – Case study A

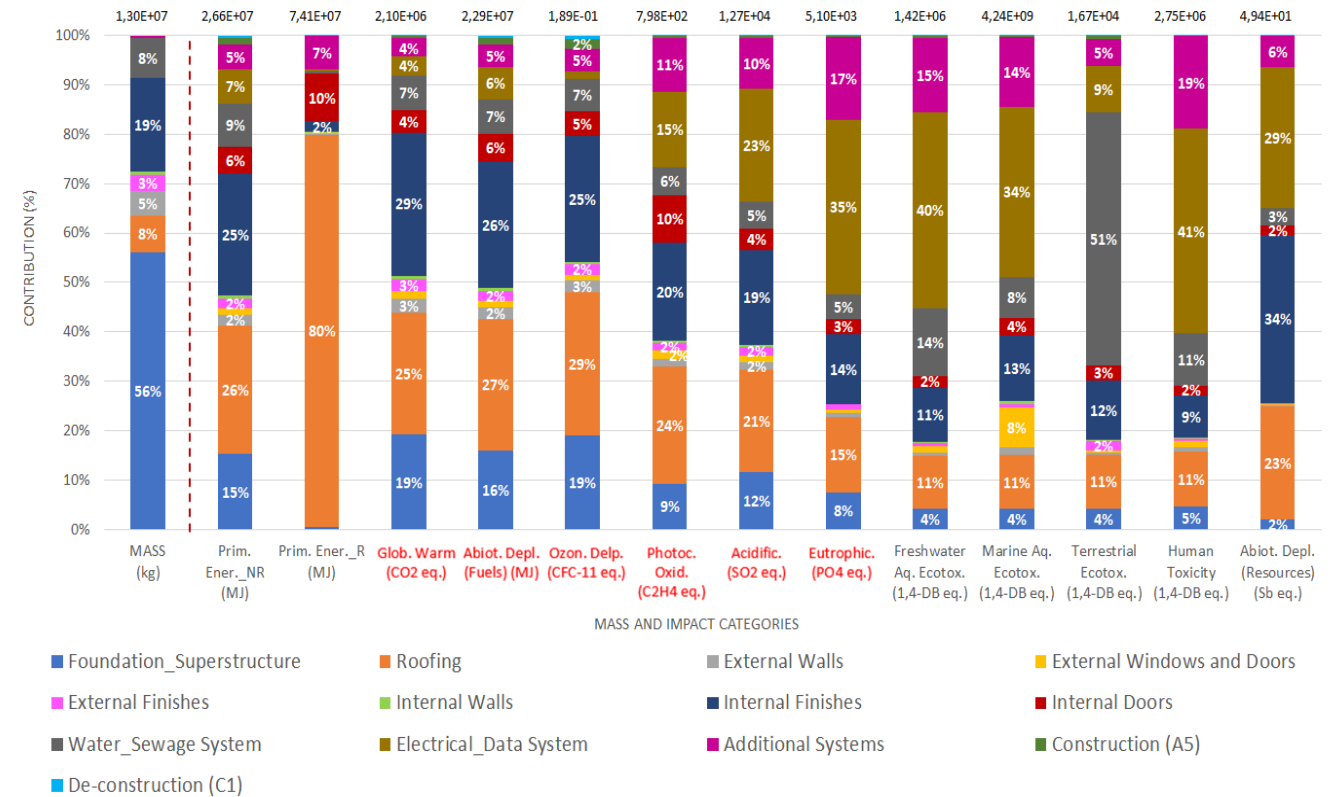
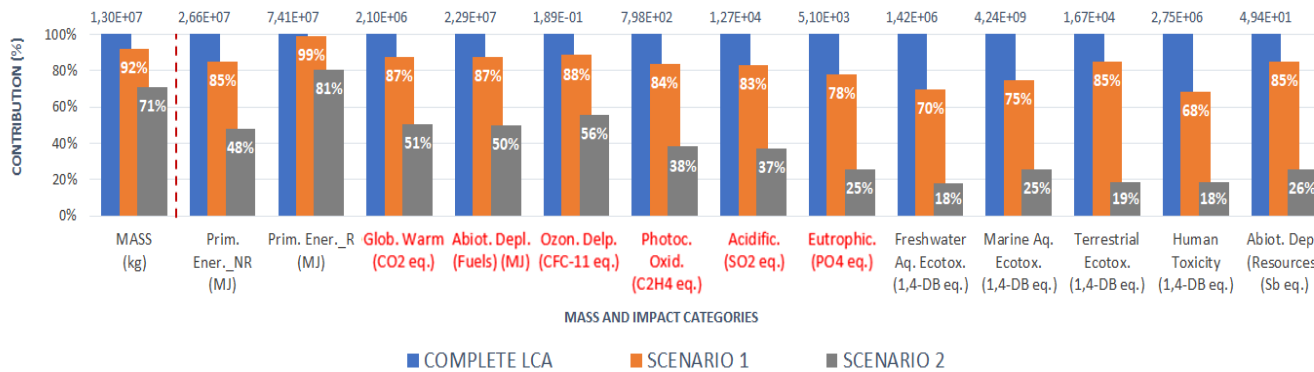


Figure 2. Comparative results for the three modeling scenarios – Case study A



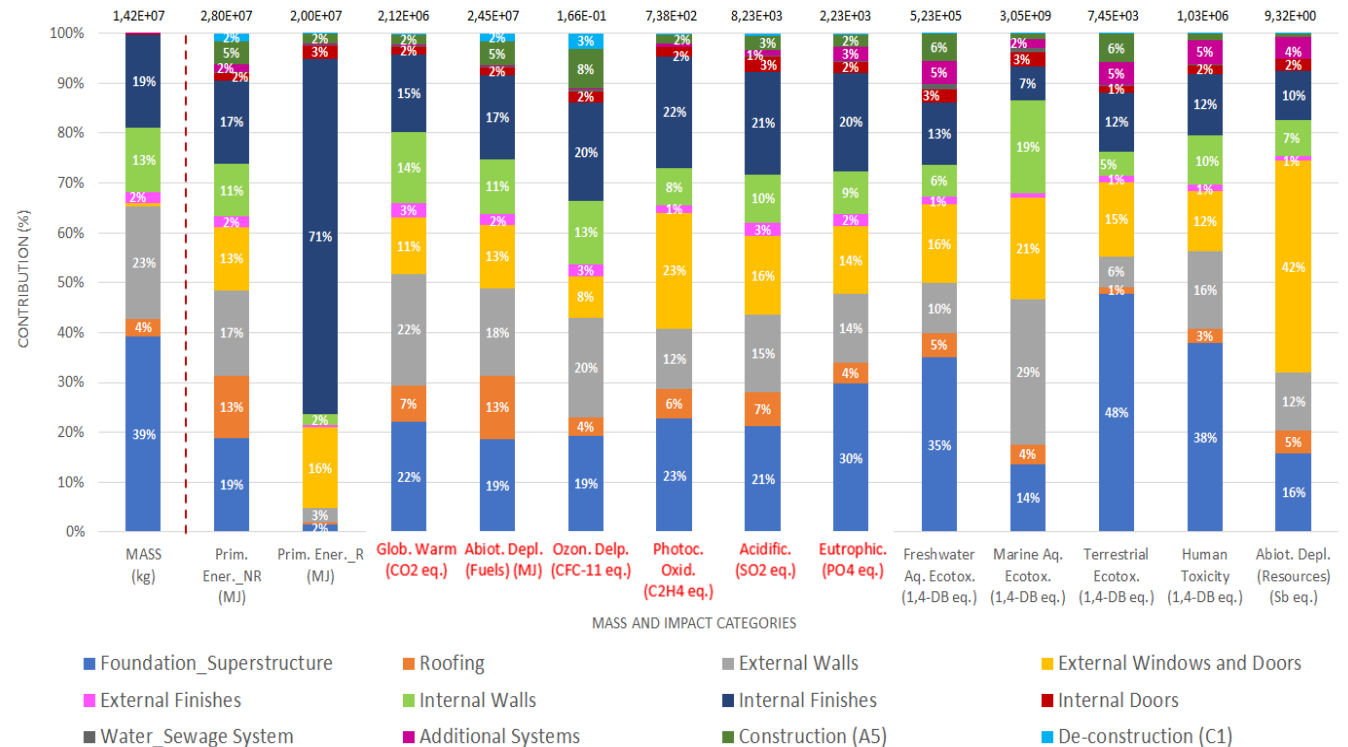
In the baseline scenario (Figure 1), envelope elements and concrete foundation and superstructure concentrated the building’s life cycle mass (over 70%). The wooden structure of the roofing system concentrated the primary energy (80% for PE Renewable and 26% for PE Non-renewable).

While baseline results revealed the prevalence of structure and envelope elements (about 50%) for the environmental categories Global warming potential, Abiotic depletion – fuel, and Ozone layer depletion, the building services (i.e., electrical, hydraulic and atmospheric discharge protection) were associated with Eutrophication, Aquatic and Terrestrial ecotoxicity and Human toxicity potential (between 57% and 71%). Internal finishing materials, mainly ceramic tiles, showed a particular contribution to Abiotic depletion - resources (34% of total impact).

Figure 2 shows that Cutoff Scenario 1 provided at least 80%-coverage of baseline impacts for

most categories, except for Human toxicity (68%) and Freshwater aquatic ecotoxicity (70%), due to the exclusion of copper components of building services. When building services and internal components are disregarded (Scenario 2), only Global warming potential, Abiotic depletion – fuel, and Ozone layer depletion potential impacts reached coverage over 50%. Less than 40% of baseline impacts were captured for most categories, and those most influenced by building services (Eutrophication, Abiotic depletion – resources,

Figure 3. Baseline LCA results per building element – Case study B



Ecotoxicity and Toxicity) reached coverages as low as 25%.

Only renewable primary energy was well-covered by both cutoff scenarios (99% in Scenario 1 and 81% in Scenario 2), mainly due to the inclusion of the wooden roofing structure in the modeling.

2.5. Case study B – Office building

A total of 29 material production processes were inventoried in this baseline scenario, but Cutoff Scenario 1 retained 16 processes of the baseline inventory whilst Cutoff Scenario 2 retained only 13 processes. The building life cycle mass was, once more, concentrated in structure and envelope elements (68% of total baseline scenario) due to the concrete usage.

As in the previously described case study, the baseline impacts showed the dominance of the external elements, mainly foundation and superstructure. For Case B, those external elements responded to over 60% of impacts in

all categories but Ozone layer depletion potential (about 50% of the results) (Figure 3).

As this case study did not offer information about building services, internal partitions and finishing totaled between 23% and 35% of the baseline impacts. A remarkable exception refers to Primary energy-renewable, which reached a 76%-impact coverage due to the wood flooring’s contribution.

From material analyses, ceramic blocks in façades and internal partitions corresponded to 35% of the total building mass and responded for 36% of Global warming potential and 48% of Marine aquatic ecotoxicity.

Figure 4 shows that Scenario 1 covered at least 90% of the baseline impacts in all categories and of the baseline total mass. In its turn, Scenario 2 covered about 70% of the total mass and the impacts in all categories, but Primary renewable energy (24%) due to excluded wooden internal finishing components.

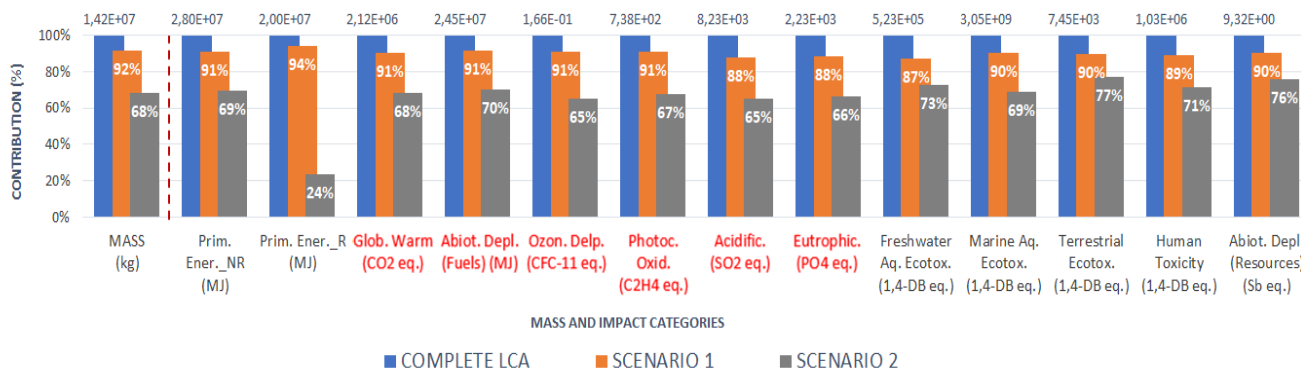
3. Conclusion

Both cutoff rules studied reduced the number of incoming and outgoing flows in the inventory phase. But the European standard rule retains materials in most building elements, mainly those intensively replaced over the building’s lifespan. Most building mass (>90%) and impact results (>80%) are considered in this scenario, regardless of the type of use or constructive typology.

In its turn, the LEED v4 cutoff approach computes only about 70% of the baseline life cycle mass and between 30% and 70% of the baseline impacts, even though the structure and envelope elements indeed predominate in mass and impacts – as shown in these two cases studied. Impacts were best captured for Global warming, Abiotic depletion - fuels, Ozone layer depletion and Non-renewable primary energy. Aquatic and Terrestrial ecotoxicity, Human toxicity and Resource depletion are directly related to building services and internal components, which are most affected by LEED’s cutoff choice.

The LEED cutoff approach is consistent with its main certification audience in most countries: core & shell corporate buildings. As this market niche is typically composed of building services-intensive projects which undergo numerous replacement cycles, the risk of neglecting considerable environmental impacts and mislead decision-making would increase.

Figure 4. Comparative results for the three modeling scenarios – Case study B



Global warming, Ozone layer depletion, Abiotic depletion – fuels follow similar patterns and are already part of the LEED's list of categories to assess, together with Photochemical ozone creation, Eutrophication and Acidification potentials. Abiotic depletion – resources, and Human and Eco-toxicity follow a different trend and are not assessed for LEED certification purposes. As these categories are also directly related to building services and internal components, we recommend enlarging the product system to include building services and/or to broaden the scope to include toxicity categories in the assessment. In parallel, the use of durable materials in internal elements, reducing replacement impacts should be promoted.

4. Acknowledgments

The authors acknowledge the financial support from the Brazilian Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (CAPES Grant 88887.480078/2020-00) and the National Council of Scientific and Technological Development (CNPq Grant 306048/2018-3).

5. References

- ABNT. **NBR 15575-1**: Edificações Habitacionais - Desempenho Parte 1: Requisitos gerais. Rio de Janeiro: ABNT, 2013.
- AL-GHAMDI, S. G.; BILEC, M. M. Life-cycle thinking and the LEED rating system (2015). DOI: <http://dx.doi.org/10.1021/es505938u>
- CEN. **BS EN 15978**: Sustainability of construction works — Assessment of environmental performance of buildings — Calculation method. British Standards Institution, 2011.

CEN. **BS EN 15804**: Sustainability of construction works - Environmental product declarations – Core rules for the product category of construction products. British Standards Institution, 2012.

EEBGUIDE PROJECT. **EeBGuide Guidance Document - Part B**: Buildings - Operational Guidance for Life Cycle Assessment Studies of the Energy Efficient Buildings Initiative. Available: www.eebguide.eu, 2012. Accessed: 14 jun. 2019.

HUMBERT, S. et al. Leadership in Energy and Environmental Design (LEED) (2007). DOI:<http://dx.doi.org/10.1065/lca2006.12.291>

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

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

JUSSELME, T.; REY, E.; ANDERSEN, M. An integrative approach for embodied energy (2018). DOI:<http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2018.02.036>

SOUST-VERDAGUER, B.; LLATAS, C.; GARCÍA-MARTÍNEZ, A. Simplification in life cycle assessment of single-family houses (2016). DOI:<http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2016.04.014>

TODD, J. A. Buildings, Systems Thinking, and Life Cycle Assessment (2012). DOI:<https://doi.org/10.1002/9781118528372.ch14>

USGBC - U.S. GREEN BUILDING COUNCIL. **LEED Reference Guide for Building Design and Construction**. Washington D.C., 2013. Available: <https://www.usgbc.org/resources/leed-v4-building-design-and-construction-current-version> . Accessed: 06 mar. 2019.

Avaliação do Ciclo de Vida de uma edificação de eucalipto, uma abordagem simplificada

Janice Bernardo ¹

Julio Bernardo da Silva Filho ²

Jaasiel Sarto Martins Borba ³

Marcio Pereira Da Rocha ¹

¹Universidade Federal do Paraná UFPR

²Universidade Alto Vale do Rio do Peixe UNIARP-SC

³Universidade Tecnológica do Paraná UTFPR

1 janicebs@gmail.com

Resumo

As construções de madeira são as mais indicadas e estão relacionadas aos impactos positivos ao meio ambiente, tratando-se dos baixos índices de resíduos gerados além de não consumir água como os volumes necessários para a produção de concreto e nas alvenarias. O Paraná e Santa Catarina configuram entre os Estados com maior volume de pinus e eucaliptos plantados, e são considerados de importância no cenário da produção nacional. Este estudo se propôs a aplicação da metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida para o projeto de uma edificação de eucalipto, com objetivo de analisar os impactos da construção civil, utilizando matéria-prima proveniente de plantios da região Sul do Brasil. O projeto da edificação foi elaborado no software REVIT, a plataforma gerou dados de volume, fornecendo meios de quantificação da entrada da matéria-prima e saídas dos produtos. A porcentagem de perda de produto é alta no estudo avaliado, no entanto, trata-se de uma produção que utiliza matéria-prima local com reutilização do resíduo para a energia de biomassa. O processamento da madeira é feito na mesma região da extração das árvores, distando cerca de 20 km, o que gera impactos positivos em termos de redução no consumo de combustíveis e minimização das emissões atmosféricas.

Palavras-chaves: *Casa de madeira, Inventário do ciclo de vida.*

Introdução

No Brasil, a geração de resíduos provenientes da construção e demolição é considerada alta e de grande risco ambiental, pode corresponder até cerca de 70% da massa de lixo urbano de uma cidade de médio a grande porte. Nas últimas décadas, a construção civil vem trazendo alto índice degradante e impactos negativos ao meio ambiente.

Em termos de desenvolvimento sustentável para projetos conscientes são indicadas as soluções que utilizem madeira, de base sólida ou painéis, sendo empregada nos elementos estruturais ou nas vedações verticais, e em outros componentes como portas, pisos e esquadrias. As madeiras provenientes de florestas plantadas são a garantia do uso de uma matéria-prima renovável, que demanda baixo consumo energético para a sua produção, e que sequestra carbono da atmosfera durante o crescimento da árvore.

Ao invés de projetar soluções e ter que buscar investimentos para reparação dos danos feitos, o conceito de ciclo de vida dos produtos busca analisar os impactos e reunir vantagens econômicas e ambientais (Thiébat, 2011). A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), também denominada avaliação do berço ao túmulo, inclui dados da matéria-prima e insumos, seu processamento e uso até a deposição final. A metodologia compreende as seguintes etapas:

definição dos objetivos e escopo, análise de inventários, avaliação dos impactos e interpretação (ABNT, 2009a; 2009b).

O Inventário do Ciclo de Vida (ICV) é um dos mais importantes procedimentos da ACV, na qual são feitos os levantamentos quantitativos de todas as entradas (materiais, energia e recursos) e saídas (produtos, subprodutos, emissões etc.).

Os inventários possibilitam a identificação de limitações ou a necessidade de maiores informações para a avaliação do processo, auxiliam na tomada de consistência dos dados e viabilizam a obtenção de resultados mais precisos e confiáveis (Frankl e Rubik, 2000).

A utilização de *softwares* para o desenvolvimento de projetos vem agregando precisão e rapidez na leitura das informações, além de qualidade gráfica nos desenhos de arquitetura. O *software* de construção Autodesk® REVIT® desenvolve o desenho técnico 2D, a modelagem 3D e as tabelas de quantificação de materiais de modo simultâneo, podendo ser associada a tecnologia *Building Information Modeling* (BIM).

O BIM ou Modelagem da Informação da Construção pode contribuir na integração com outros projetos, permite o compartilhamento de dados em um único modelo. As Ferramentas BIM fornecem diferentes bibliotecas pré-definidas com objetos de geometria fixa e paramétrica, formando uma base de dados confiável para decisões. Tem sido considerada

uma ferramenta de potencialidade para a ACV Figura 1 (Azevedo, 2019).

Figura 1: Ciclo de vida da edificação com o uso da tecnologia BIM (Azevedo, 2019)



Este estudo se propôs a aplicação da metodologia de ACV e o *software* REVIT para o projeto de uma edificação de eucalipto, com objetivo de analisar os impactos da construção civil, utilizando matéria-prima proveniente de plantios da região Sul do Brasil.

Madeira de Eucalipto

Os relatórios da ABRAF e IBA revelam que mais de 70% da silvicultura no Brasil é feita com espécies de Eucalipto, mais de 20% com pinus e apenas o restante abrange, juntamente com

outras espécies, o pinheiro do Paraná. (ABRAF, 2016; IBA, 2017).

Os Estados do Paraná e Santa Catarina configuram entre os Estados com maior volume de produção nacional. A região sul do país tem uma área plantada de 646 mil ha (12% da área total do país) e o Estado de Santa Catarina apresenta 112 mil ha plantados de Eucalyptus. A produtividade do Pinus no Estado de Santa Catarina pode atingir 44 m³/ha.ano e do Eucalipto 40 m³/ha.ano (ACR, 2016).

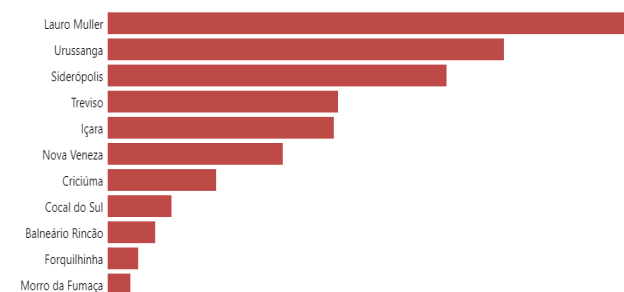
O setor madeireiro desempenha papel significativo no cenário socioeconômico e ambiental, as florestas plantadas se destacam como fonte de matéria-prima para o desenvolvimento industrial com a transformação de toras em madeira e em produtos de maior valor agregado. Os principais produtos da cadeia produtiva da madeira podem ser a biomassa, o cavaco para celulose, o carvão vegetal, a madeira serrada para construção e embalagens, as lâminas de madeira e a madeira tratada para vigas e mourões.

No Estado de Santa Catarina são 14,8 mil empresas que atuam no Setor, distribuídas em: 49% na indústria madeireira (incluindo madeira serrada, compensado, painéis reconstituídos, produtos de maior valor agregado, etc.), 43% na indústria de móveis, com predominância de madeira, 5% em atividades correlatas à silvicultura (implantação e produção florestal), e 3% na produção de celulose e papel/papelão.

Grandes empresas têm investido na utilização dos próprios recursos dos plantios florestais (incluindo resíduos e desbastes) para a obtenção de calor e vapor produzidos da queima de biomassa e para a geração de energia.

A Figura 2 mostra o gráfico do desenvolvimento da silvicultura, em destaque os municípios com áreas de plantio da Microrregião de Criciúma que alcançou 11.555 ha no ano de 2017, segundo os dados do IBGE, prevalecendo o plantio de eucalipto. Entre eles os maiores são Lauro Muller (2845 ha) e Urussanga (2104 ha).

Figura 2: Área plantada de alguns municípios da região de Criciúma (IBGE, 2017- INFOAGRO, 2020)



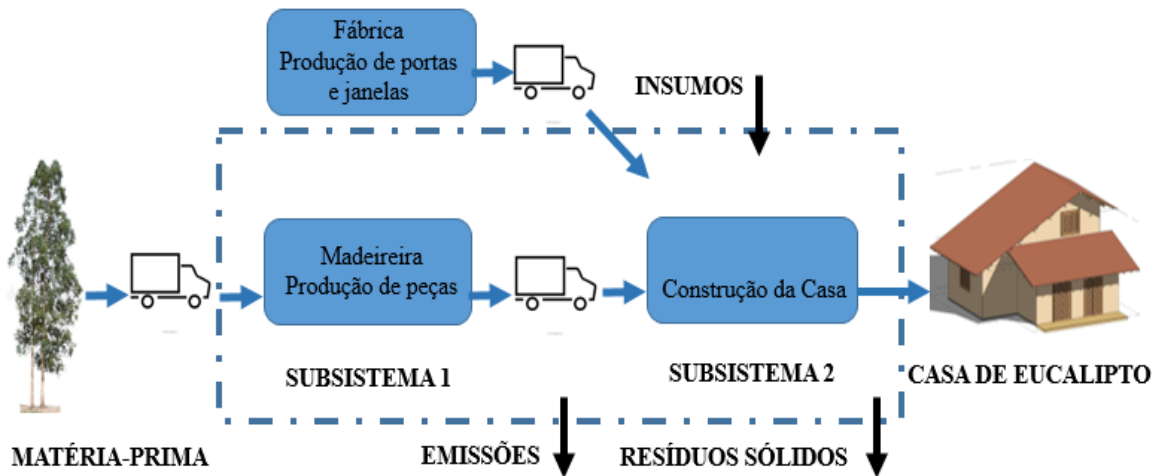
Metodologia

Este estudo foi desenvolvido com base na metodologia de ACV e concentrou-se na segunda etapa - o Inventário do Ciclo de Vida (ICV) - para tal definiu-se como objetivo a elaboração do inventário das etapas de produção de uma casa de eucalipto com auxílio do REVIT.

O escopo deste estudo consiste na definição das etapas: sistema de produto, fronteira do sistema, unidade funcional, fluxo de referência, processos, e processos elementares (ABNT, 2009a; 2009b).

Sendo definidos o sistema de produto (subsistema 1 e subsistema 2), conforme apresentado no diagrama da figura 3. A fronteira do sistema de produto foi considerada da entrada dos insumos, produção na madeira até a construção no local da obra, elaborado em termos da unidade funcional metros cúbicos (m³). Sendo a origem de alguns dos materiais a tecnosfera (produtos que sofreram processos industrialização).

Figura 3: Sistema de Produto



O desenvolvimento do projeto foi feito com as ferramentas comuns de modelagem do sistema REVIT, que compreende componentes de construção: parede, piso, forro etc. São predefinidas as respectivas dimensões e então selecionado o tipo desejado, com isso é feito o desenho. Depois de desenhado podem ser geradas diversas tabelas com as informações que contém cada elemento. Para o elemento piso, por exemplo, na Tabela 1, pode ser observado o cálculo do comprimento, da área e do volume, retirados do software, descritos individualmente e por pavimento. E os elementos de cobertura na Tabela 2.

Tabela 1: Modelo de tabela gerada no REVIT

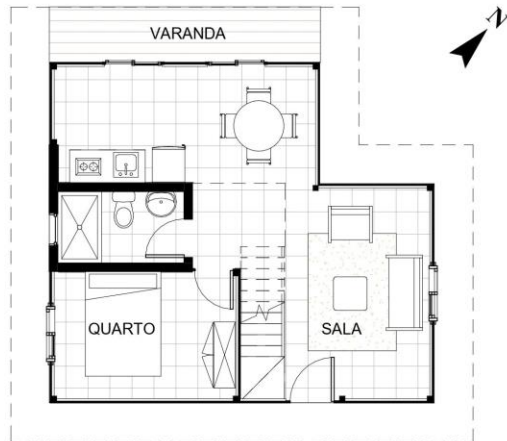
Floor Schedule (Piso)				
Level	Structural Material	Perimeter	Area	Volume
01 - TERREO	.LAJE CONCRETO e= 10 cm	2633 cm	39 m ²	3.86 m ³
01 - TERREO	.PISO DE MADEIRA e=2.2 cm	1188 cm	5 m ²	0.11 m ³
01 - TERREO	.PISO CERAMICO 40 x 40 cm	4247 cm	37 m ²	0.37 m ³
02 - MEZANINO	.PISO DE MADEIRA e=2.2 cm	1633 cm	14 m ²	0.32 m ³

Tabela 2: Modelo de tabela gerada no REVIT

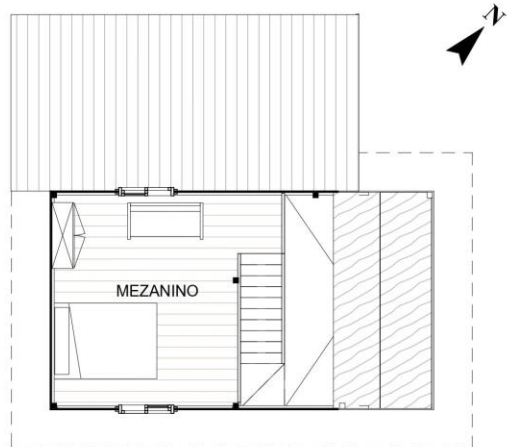
Structural Framing Schedule (Estrutura Cobertura)		
Type	Length	Volume
.CAIBRO 5 x 7 cm	15623 cm	0.55 m ³
.TERÇA 8 x 12 cm	6705 cm	0.64 m ³
.VIGA DE MADEIRA 8 x 12 cm	3045 cm	0.29 m ³
Grand total: 59	25373 cm	1.48 m ³

O projeto arquitetônico segundo as ferramentas de modelagem e representação gráfica REVIT pode ser observado na Figura 4

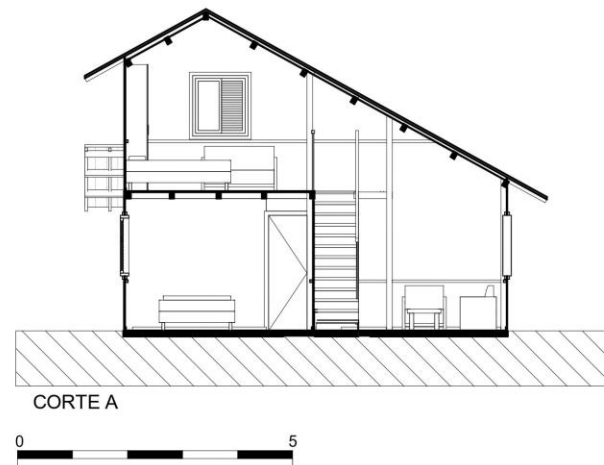
Figura 4: Projeto de uma casa de eucalipto, prancha gerada no REVIT



PLANTA TÉRREO
ÁREA TOTAL = 39,00m²



PLANTA MEZANINO
ÁREA TOTAL = 14,00m²



Resultados

O projeto objeto deste estudo trata-se de uma casa de veraneio construída no litoral catarinense no município de Garopaba. A casa possui 53 m², 39 m² no térreo e 14 m² de área no mezanino (Figura 4). O embasamento foi executado em blocos de concreto, as paredes das áreas úmidas são de alvenaria de tijolos, o piso do térreo e as em telhas em cerâmica. Os demais elementos são de madeira de eucalipto, considerando: paredes, estruturas (pilar, viga e caibros), piso do mezanino, deck e esquadrias (Tabela 1). O sistema de construção é o de peças verticais em paredes de encaixe macho e fêmea, travessas de horizontais de contra-ventamento e fixação por pregos galvanizados.

A origem das toras é de um plantio florestal misto de *E. urograndis*, *E. saligna*, com 20 anos, segundo dados obtidos na madeireira, e provém de plantios dos municípios de Urussanga e Nova Veneza.

Subsistema 1 – Produção - O processamento das toras ocorreram na madeireira localizada em Criciúma-SC, sendo que o desdobro foi feito em peças de 1 polegada, depois perfiladas e aplainadas em peças de dimensões: 1,8x7; 2,2x6,5; 5x7; 8x12; 10x10 (centímetros).

Subsistema 2 – Construção - Para o escopo deste estudo não está sendo considerado as etapas de execução na obra sendo eles: embasamento, paredes em alvenaria, piso cerâmico e telhado, assim como projeto elétrico e hidro sanitário.

Os processos complementares de produção de pisos, telhas e esquadrias não estão inseridos neste sistema.

A tabela 3 demonstra os valores obtidos das tabelas geradas pelo sistema REVIT, informados em volume do material, e foram compilados os dados referentes ao Subsistema 1 - produção das peças de madeira.

Alguns elementos, não possuem a mesma extração de dados no REVIT entre eles: as portas e janelas, o guarda-corpo e a escada, não sendo geradas informações em volume, somente largura e altura.

Tabela 3: Volume de materiais empregados na casa referente as tabelas do REVIT

Processo 1	Subsistema 1		SAÍDA
	Processo elementar	Peças (LxA) m	quantidade m ³
Paredes	1	Lambri (0,022x0,065)	2,15
	2	Travessa (0,05x0,05)	0,09
	3	Rodapé (0,018x0,065)	0,04
Estrutura	4	Pilar (0,1x0,1)	0,37
	5	Viga (0,08x0,12)	0,29
	6	Terça (0,08x0,12)	0,64
	7	Caibro(0,05x0,07)	0,55
Piso	8	Mezanino (0,022x0,07)	0,32
	9	Deck (0,022x0,07)	0,11
Forro	10	Forro (0,018x0,07)	0,71
Guarda - Corpo*	11	Travessa (0,05x0,05)	0,06*
Escada*	12	Tábuas (0,022x0,25)	0,07*
TOTAL			5,40

* Valores de cálculo não informados pelo *software*, foram elaborados pelos autores a partir das dimensões do projeto.

Os resultados obtidos informam um volume total de madeira para uma casa de eucalipto igual a 5,40 m³.

O processo de extração da madeireira consultada indica o uso de 100% deste volume, sendo assim a retirada da floresta é de 10,80 m³ de toras para uma casa de 53 m² e 5,40 m³ calculados. A empresa considera perdas em torno de 20% no procedimento de derrubada, 20% no beneficiamento da madeira, em etapas de plaina e refilo, que ocorrem na madeireira. Outros 10% são perdidos durante a montagem da casa, durante o corte das peças na obra.

Segundo a equação de Smalian, o volume de rendimento para toras é de 2,12 m³ por árvore, considerando valores médios informados por esta empresa, árvores de 30 metros de altura e 30 centímetros de diâmetro (Marchesan, *et al.*; 2014). Neste caso seria necessário a derrubada de 5 a 6 árvores para alcançar o volume necessário para a construção da casa.

Considerações finais

A obtenção de dados de volume por meio do software REVIT é eficiente pois as informações de projeto estão associadas ao consumo de matéria-prima para a construção de uma edificação. Estes valores podem simultaneamente estar associados ao cálculo de emissões utilizando *softwares* como o Simapro, e outras ferramentas para a quantificação dos impactos ambientais.

O estudo apresentado mostrou a produção regional de pequena escala de casas de madeira. A porcentagem de perda de produto é alta, no entanto, todo o resíduo gerado é destinado à produção de energia para fábricas de telhas e tijolos. O local de extração do eucalipto gira em torno de 20 km de distância da madeireira onde foram processadas as toras. O aproveitamento de uma matéria-prima extraída e processada na mesma região gera impactos positivos em termos de redução no consumo de combustíveis e minimização das emissões atmosféricas.

Mesmo sendo um material renovável e a reutilização dos resíduos gerar biomassa, há ainda o preconceito contra as habitações de madeira. O tradicionalismo construtivo e a utilização de paredes simples ao invés de paredes duplas, fazem com que as edificações tenham baixa eficiência térmica. Acarretam por consequência, na instalação de equipamentos elétricos e aparelhos de ar condicionado. É necessário que haja maior tecnologia nos materiais e inovação nos processos para a

construção de casas de madeira, para que seja incorporada a real sustentabilidade na construção civil.

Para estudos futuros de inventário recomenda-se a inclusão de outros fluxos de produto, como energia e combustíveis e a avaliação completa dos impactos.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida BioCycleS da UFPR.

Referências bibliográficas

ACR. Associação Catarinense de Empresas Florestais. Anuário Estatístico de Base Florestal para o Estado de Santa Catarina 2016 (ano base 2015). www.acr.org.br

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. NBR ISO 14040: Gestão Ambiental: Avaliação do Ciclo de Vida: Princípios e Estrutura. Rio de Janeiro, 2009a.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. NBR ISO 14044: Gestão Ambiental: Avaliação do Ciclo de Vida: Requisitos e Orientações. Rio de Janeiro, 2009b.

AZEVEDO, N. C. de Avaliação do ciclo de vida energético e de Co2 através da modelagem da informação da construção (BIM) e simulação termo energética de uma habitação unifamiliar em wood frame [recurso eletrônico] / Nathalia Cardoso de Azevedo. – Curitiba, 2019.

IBÁ. Indústria Brasileira de Árvores. Relatório 2017. Disponível em: www.iba.org. Acesso em: 10/01/2020.

INFOAGRO. Silvicultura por região. Disponível em: <http://www.infoagro.sc.gov.br/index.php/safra/producao-florestal>. Acesso em: 10/01/2020.

FRANKL, P.; RUBIK, F. Life Cycle Assessment in Industry and Business: Adoption of Patterns, Applications and Implications. Berlin: Springer-Verlag, 2000. 280p.

MARCHESAN, R.; ROCHA, M.P.; SILVA, J.B.; KLITZKE, R. J.Eficiência técnica no desdobro principal de toras de três 629-636; FLORESTA, Curitiba, PR, v. 44, n. 4, p. 629 - 636, out. / dez. 2014.

THIÉBAT, F. Progettazione sostenibile nel ciclo di vita. *Téchne*. n. 5, p. 177. 2011.

Tendências para desenvolvimento de arquétipos de construção para avaliação integrada de impactos incorporados e operacionais na escala urbana

Giseli Mary Colleto¹

Vanessa Gomes da Silva¹

¹Universidade Estadual de Campinas
vangomes@unicamp.br

Resumo

Avaliações ambientais na escala urbana são cada vez mais necessárias para o planejamento sustentável. Na busca pelo equilíbrio entre o nível de detalhe e a amplitude do escopo, a simplificação da modelagem do estoque construído é um aspecto crítico e o emprego de arquétipos torna-se um instrumental. A variação dos edifícios representativos conforme o critério de agrupamento se refletirá na extrapolação de características aos demais edifícios do grupo por ele representado e, conseqüentemente, na consistência das simulações para a escala urbana. Como edificações representativas do ponto de vista energético não necessariamente são também representativas do ponto de vista da materialidade que as compõem, surge o desafio de geração de arquétipos de construção que integrem informações de impactos operacionais e incorporados. O objetivo deste artigo é identificar as tendências de publicação sobre os métodos de desenvolvimento de arquétipos de construção para avaliações de energia e ACV em escala urbana. Realizou-se uma Revisão Sistemática da Literatura (RSL) para caracterização da prática atual. Os resultados indicam que, em estudos de ACV urbana, os arquétipos são, em geral, resultantes de da agregação segundo parâmetros de desempenho energético operacional da edificação, aos quais resultados de ACVs são, posteriormente, incorporados. O desenvolvimento de arquétipos a partir de aspectos de interesse da perspectiva de ACV ainda é incipiente e que,

do ponto de vista teórico, a identificação da influência de diferentes procedimentos de agrupamento e desenvolvimento de arquétipos - derivados de estudos de energia e posterior aplicação da ACV, diretamente por ACV ou híbridos, que representem tanto os impactos operacionais quanto os incorporados, desde o começo de seu desenvolvimento – é relevante sobre o resultado das avaliações de impactos

Palavras-chaves: *Archetypes, LCA, Embodied impact, Life cycle energy assessment, Urban LCA.*

Introdução

Estimar e compreender os impactos ambientais provenientes do setor da construção são essenciais na avaliação e monitoramento do desempenho das edificações. Com a redução do uso operacional de energia dos edifícios, o impacto incorporado das edificações torna-se cada vez mais significativo no montante dos encargos ambientais. Sendo assim, cada vez mais os estudos concentram-se na redução da energia operacional e dos impactos incorporados em paralelo (Birgisdottir et al. 2017; Cabeza et al., 2013) como auxílio na tomada de decisões.

Para evitar que apenas os impactos durante a fase operacional dos edifícios sejam considerados (Österbring et al., 2014), torna-se fundamental a integração entre as simulações de LCA e as de energia (Allacker et al., 2019), que considerem todas as fases do ciclo de vida da edificação para avaliar seus encargos ambientais.

Análises de impactos que abordam todo o ciclo de vida na escala de edifícios individuais já foi amplamente abordada por uma extensa literatura (Mastrucci et al., 2019). No entanto, a necessidade de mitigar os impactos locais e globais para se adaptar às limitações de recursos disponíveis (Baynes e Wiedmann, 2012) faz com que a avaliação ambiental na escala de cidade se torne cada vez mais necessária para o planejamento urbano sustentável.

As avaliações e as simulações do tecido urbano são ainda mais complexas por enfrentar uma série de desafios impostos pela escala, complexidade e intensidade de dados necessários para descrever adequadamente as camadas e componentes urbanos (Gomes, Zara, Colleto, 2021). Aliadas à falta de informações detalhadas sobre o estoque construído e ao uso extensivo de recursos, gera-se a necessidade de simplificações para o cumprimento dessas análises.

Sendo assim, na busca pelo equilíbrio entre o nível de detalhe e a amplitude do escopo, os arquétipos surgem como estratégia promissora. Arquétipos de construção são representações (que podem ser um edifício da amostra, ou edifícios compostos dos dados médios da amostra) de grupos de edificações agregadas segundo características semelhantes, definidas de acordo com o âmbito do estudo em questão.

Arquétipos são usualmente aplicados em pesquisas sobre novas tecnologias (Cerezo et

al., 2017) e planejamento de políticas de eficiência energética (Monteiro et al., 2017), e estudos na área de energia já apresentam vasta experiência e conhecimento detalhado sobre o seu processo de desenvolvimento, e foram utilizados, por exemplo, nos projetos europeus EPISCOPE e TABULA (Loga et al., 2016), para monitoramento do estoque construído visando ao estabelecimento de cenários para apoiar o desenho e aplicação de políticas públicas.

O desenvolvimento de arquétipos para os estudos energéticos baseia-se em dados relacionados diretamente à energia operacional das edificações. Conforme o critério de agrupamento, os edifícios representativos variam, refletindo na extrapolação de características aos demais edifícios do grupo por ele representado e, conseqüentemente, na consistência das simulações para a escala urbana.

Desse modo, as edificações representativas do ponto de vista energético não necessariamente são também representativas do ponto de vista da materialidade que as compõem. Assim, para simulações integradas de avaliações ambientais, surge o desafio de geração de arquétipos de construção que integrem informações de impactos operacionais e incorporados.

Assim, o objetivo deste artigo é identificar as tendências de publicação sobre os métodos de desenvolvimento de arquétipos de construção para avaliações de energia e ACV em escala

urbana. Realizou-se uma Revisão Sistemática da Literatura (RSL) para caracterização da prática atual

Método

Uma Revisão Sistemática da Literatura (SLR) foi realizada com base nos Procedimentos para Realização da Revisão Sistemática (Kitchenham, 2004), sendo adotado o seguinte protocolo: Critérios de seleção: banco de dados = Scopus; Limites = i) tipo de documento: artigos de periódicos* e congressos**; ii) campos: título, resumo, palavras-chave; iii) idioma: inglês; iv) intervalo de tempo: todos os anos (até ago / 2020); Palavras-chaves: i) Archetypes and Building and Energy*; ii) Archetypes and Building and LCA* **. Uma seleção prévia foi realizada a partir da exclusão por título e resumo de publicações não relevantes ao objetivo do estudo e do agrupamento dos artigos de acordo com o enfoque de cada publicação. Seus resultados iniciais foram publicados em Colleto e Silva (2021).

Os artigos foram selecionados e analisados com relação ao desenvolvimento e uso dos arquétipos, sendo caracterizada a prática até o momento.

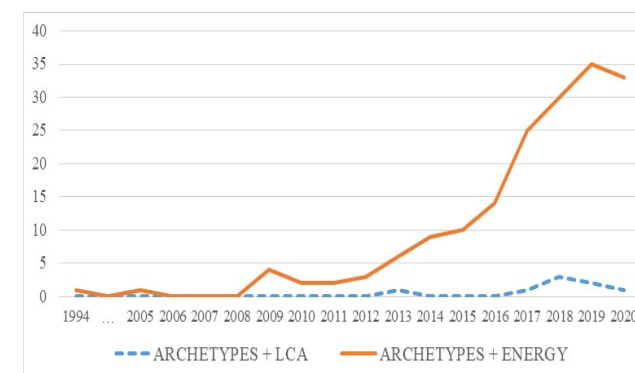
Resultados e Discussão

3.1. Análise bibliométrica

O resultado da pesquisa (figura 1) recuperou listas de publicações correspondentes às

palavras-chaves incluindo LCA (7 artigos) e energia (168 artigos). Após a exclusão de 27 artigos por título e outros 16 por resumo, a amostra preliminar foi composta por 132 publicações, agrupadas em: “Aplicação da abordagem de arquétipos” (74 artigos) e “Detalhamento metodológico” (58 artigos). Desses artigos, 21 se destacaram por detalhar os métodos de desenvolvimento dos arquétipos e 4 se destacaram no campo da ACV (Tabela 1).

Figura 1. Distribuição cronológica (artigos / ano) das publicações conforme palavras-chaves.



Fonte: Colleto e Silva (2021)

Tabela 1. Artigos em destaque no desenvolvimento e utilização de arquétipos e em ACV urbana.

<i>Autores</i>	<i>Título</i>	<i>Ano</i>
Allacker, K., Castellani, V., Baldinelli, G., et al.	Energy simulation and LCA for macro-scale analysis of eco-innovations in the housing stock	2019
Davila, C.C. Reinhart, C.	Urban energy lifecycle: An analytical framework to evaluate the embodied energy use of urban developments	2013

Mastrucci, A. Marvuglia, A. Leopold, U. et al.	Life Cycle Assessment of building stocks from urban to transnational scales: A review	2017
Lavagna, M. Baldassarri, C. Campioli, A et al.	Benchmarks for environmental impact of housing in Europe: Definition of archetypes and LCA of the residential building stock	2018

A RSL indica que ACV realizadas em escala urbana que aplicam a abordagem de arquétipos são comumente desenvolvidas a partir de agrupamentos de energia: na fase inicial de identificação dos edifícios representativos, considera-se como critérios de agrupamento apenas os parâmetros que interfiram diretamente no desempenho energético operacional das edificações. Somente após a identificação do representante é que as informações dos materiais de construção são inseridas (etapa de caracterização) para posterior extrapolação entre os edifícios representados.

Esse modo de agrupamento a partir de estudos energéticos é amplamente aplicado tanto visando a avaliação de impactos operacionais quanto incorporados. Porém, em estudos em que a ACV objetiva a avaliação de impactos incorporados, o uso desses mesmos arquétipos pode aumentar as incertezas do processo na fase de extrapolação dos resultados, uma vez que a identificação dos edifícios representativos não

considera as variáveis relativas à materialidade que interferem diretamente na contabilização dos impactos incorporados dos conjuntos de construções que eles representam.

Para os estudos de energia que publicaram o processo de desenvolvimento de seus arquétipos, em sua maioria o fizeram a partir de três parâmetros principais: tipologia da edificação (e.g. térreo, sobrado, isolada, geminada), tipologia de uso/função (e.g. comercial, residencial, institucional) e ano / período de construção. Esses parâmetros são selecionados por serem variáveis que interferem diretamente no desempenho energético operacional e por terem maior disponibilidade de dados.

A RSL realizada por Mastrucci et al. (2017) sobre estudos de ACV que avaliam o impacto ambiental dos estoques construídos em várias escalas, aponta que os estudos de ACV que utilizam a abordagem de arquétipos também se baseiam nesses mesmos parâmetros (tipologia da edificação, tipologia de uso/função e ano / período de construção), seja por objetivarem somente avaliações de impactos operacionais, por derivarem de estudos energéticos ou simplesmente pela disponibilidade de dados. Entretanto, os parâmetros que mais interferem nas avaliações de impactos incorporados são relativos aos materiais de construção utilizados, descritos por fluxos que não apresentam relação direta com os parâmetros identificados como mais frequentemente utilizados.

No Brasil, peculiaridades comprometem o resultado de uma ACV no caso do uso exclusivo dos parâmetros citados para identificação de arquétipos:

i) Tipologia construtiva da edificação (ex.: térreo, sobrado, isolada, geminada):

Fator de grande influência na energia operacional, devido às diferenças de incidência solar, ventos, massa térmica etc., mas que influencia pouco a ACV, em termos da proporção entre materiais (ex.: fachadas e cobertura), mas sua relação com os tipos e massas de materiais é limitada.

ii) Tipologia de uso/função (ex.: comercial, residencial, institucional):

Analogamente ao anterior, é um fator que exerce grande influência na energia operacional, devido à densidade de instalações, equipamentos, usuários, tempo de uso etc., que são proxies de maior intensidade energética. Já para a ACV, tem pouca influência por não haver padronização das edificações por tipologia e pelas inúmeras adaptações comumente realizadas - especialmente para mudança de uso. Pode ser eventualmente compensada por fatores de correção que representem, por exemplo, diferenças importantes nos sistemas prediais.

iii) Ano / período de construção:

Em locais com regulamentação energética implementada, esta informação permite resgatar

a provável configuração física das edificações, a partir das propriedades termofísicas controladas. No caso do Brasil, a inexistência de códigos que contemplem tais exigências torna esse parâmetro pouco útil para o desenvolvimento de arquétipos, e limita-se a possibilidade de inferir uma tendência construtiva.

A seleção de parâmetros alinhados ao objetivo e ao escopo de cada estudo para agrupamento e identificação dos edifícios representativos é primordial para resultados consistentes das avaliações: i) para avaliações de energia, parâmetros de consumo ou dados construtivos que permitam a simulação de cada arquétipo; ii) para avaliações de ciclo de vida, parâmetros de quantitativos de materiais e eventualmente os resultados de impactos por m^2 de cada arquétipo.

Ao considerar que os conjuntos de informações para cada objetivo acima geram agrupamentos diferentes, é necessário definir, já na fase inicial de identificação dos edifícios representativos, o conjunto de variáveis a serem consideradas na definição dos arquétipos nos agrupamentos que objetivem simulações integradas de impactos incorporados e operacionais (Colleto e Silva, 2021).

Na Figura 2, um esquema hipotético exemplifica como diferentes critérios aplicados a uma mesma amostra de edificações alteram

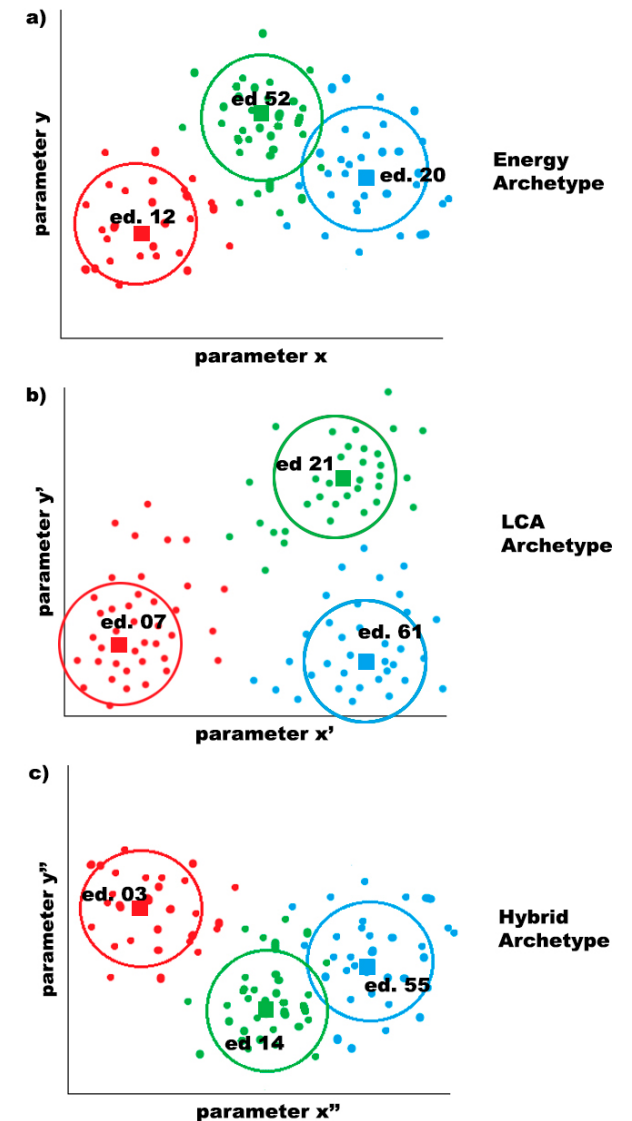
seu agrupamento e a identificação de seus edifícios representativos. Consequentemente, os diferentes parâmetros iniciais de escolha interferem também na etapa de caracterização dos arquétipos (detalhamento aprofundado com dados de energia e/ou fluxo de massa) e extrapolação para a escala urbana, resultando em diferentes impactos associados.

No caso de arquétipos desenvolvidos exclusivamente a partir de parâmetros que interferem no consumo de energia operacional, o resultado refletirá na identificação de edifícios representativos que apresentem características médias energéticas operacionais (Figura 2 - a), fomentando avaliações de impactos operacionais.

Assim, do ponto de vista teórico, torna-se importante identificar a influência de diferentes procedimentos de agrupamento e desenvolvimento de arquétipos - derivados de estudos de energia e posterior aplicação da ACV, diretamente por ACV ou híbridos, que representem tanto os impactos operacionais quanto os incorporados desde o começo de seu desenvolvimento - sobre o resultado das avaliações de impactos.

No caso de arquétipos desenvolvidos exclusivamente a partir de parâmetros de dados de fluxos de massa, o resultado refletirá na identificação de edifícios representativos que apresentem características médias de energia incorporada (Figura 2 - b), fomentando avaliações de impactos incorporados.

Figura 2: Esquema hipotético de identificação do arquétipo por meio de técnica de agrupamento (cluster) para energia, ACV e híbrido



Entretanto, para pesquisas que objetivam avaliações de impactos integradas, os arquétipos devem ser desenvolvidos a partir de parâmetros que reflitam as características das edificações tanto relativas ao consumo quanto aos materiais de construção. Portanto, os parâmetros podem se complementar e identificar um terceiro grupo - arquétipos híbridos (Figura 2 - c), cujo resultado identificará edifícios representativos das características médias tanto de energia operacional quanto de energia incorporada.

As diferenças de critérios de agrupamento podem também interferir na identificação dos edifícios representativos para uma mesma ACV, dependendo da abrangência de coleta de dados. Por exemplo, para avaliações de impacto incorporados em que os dados disponíveis das edificações se restrinjam à ‘envoltória’ e apenas estes foram usados como variáveis para identificação dos arquétipos, os edifícios selecionados como representantes médios serão diferentes daqueles em que apenas dados da ‘estrutura’ foram utilizados para seleção. As variáveis interferirão tanto nos arquétipos exclusivos para ACV quanto para os arquétipos híbridos. Dessa forma, salienta-se a importância da definição do objetivo e do escopo do estudo de ACV também para definição das variáveis a serem utilizadas no desenvolvimento dos arquétipos.

Técnicas estatísticas de agrupamento são utilizadas como ferramentas do processo de desenvolvimento de arquétipos. O edifício

representativo deve ser avaliado com relação ao posicionamento dos representados para verificação de sua representatividade. Em casos de avaliações híbridas, a atenção com os parâmetros iniciais e a análise de possíveis desvios são ainda mais significativos ao buscar a minimização do risco de arquétipos representarem satisfatoriamente em determinado aspecto e ser muito aquém em outro.

Outro fator importante para o desenvolvimento de arquétipos é a definição de sua quantidade a ser considerada no estudo. Estudos publicados variaram de 2 a 72 arquétipos, dependendo do escopo da pesquisa, dimensão do estoque construído e abordagem de caracterização do estoque (Mastrucci et al. 2017). Esse número deve ser definido estatisticamente, de modo a viabilizar o processamento dos dados enquanto se minimiza as incertezas. Quanto maior o número de arquétipos, melhor a descrição do conjunto representado. Porém, o processamento de um número alto de arquétipos podendo contrabalançar a simplificação esperada na modelagem.

Conclusões

A simplificação do estoque construído é essencial para avaliações ambientais em escala urbana. O processo de desenvolvimento dos arquétipos interfere diretamente nos resultados das avaliações de impacto. Mesmo para os estudos focados em energia, que acumulam mais experiência no desenvolvimento de

arquétipos, esse processo ainda não é padronizado.

Apesar de emergir como uma abordagem metodológica promissora, o emprego de arquétipos da perspectiva de ACV ainda é incipiente. Portanto, ao estender o escopo da avaliação além do uso de energia, para de fato considerar impactos no ciclo de vida, seu desenvolvimento torna-se mais complexo e requer aprimoramento.

De acordo com o objetivo e escopo dos estudos, os dados necessários para o desenvolvimento dos arquétipos são diferentes. Conforme os critérios são alterados, mudam tanto os edifícios representativos quanto os representados em cada agrupamento, podendo gerar resultados bem diferentes.

No método comumente seguido internacionalmente, as ACV em escala urbana aplicam a abordagem de arquétipos desenvolvidas a partir de agrupamentos por energia operacional. Este direcionamento é provavelmente definido pela disponibilidade de bases de dados de energia geograficamente distribuídos, inclusive. Porém, quando tais dados não estão disponíveis, o processo de desenvolvimento dos arquétipos não precisa necessariamente ter este mesmo ponto de partida. No caso da existência de dados de materialidade, é possível iniciar o agrupamento diretamente pelos impactos incorporados. Quanto maiores e mais precisos os quantitativos materiais, especialmente aqueles sabidamente

mais impactantes como cimento, metais e plásticos, mais relevantes serão os resultados da ACV.

Para objetivos híbridos, idealmente busca-se arquétipos que representem impactos - operacionais e incorporados - no ciclo de vida desde o começo de seu desenvolvimento, para a mais adequada redistribuição das características dos edifícios representativos aos demais edifícios do grupo por ele representado. A seleção dos parâmetros iniciais para a identificação dos edifícios representativos é essencial para os resultados consistentes das simulações e avaliações de impactos na escala urbana, devendo ser realizada a partir de estudos estatísticos aprofundados que auxiliem na análise das variáveis e suas relações.

O desenvolvimento de arquétipos para avaliações integradas de impactos no ciclo de vida é um desafio a ser superado através de alinhamento aos objetivos e escopo das avaliações, estudos criteriosos de seleção dos parâmetros iniciais, das técnicas de agrupamento e de análises de desvios e incertezas.

Neste sentido, um estudo aprofundado está em andamento para verificação da influência e diferenças entre diferentes procedimentos de agrupamento e desenvolvimento de arquétipos.

Agradecimentos

De antemão, agradecemos aos revisores dos artigos do GCV 2020.

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq pelo generoso financiamento [GMC, PhD process # 140412/2018-2; e VGS, productivity grant #306048/2018-3].

Referências bibliográficas

- Allacker, K., Castellani, V., Baldinelli, G. et al. (2019). International Journal of Life Cycle Assessment (2019). <https://doi.org/10.1007/s11367-018-1548-3>
- Baynes, T.M. e Wiedmann T. Curr Opin Environ Sustain. (2012) <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.09.003>
- Birgisdottir H., Moncaster A., Wiberg A.H. et al. Energy and Buildings (2017). <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2017.08.030>
- Cabeza L.F., Rincón L., Vilariño V. et al. Renewable and Sustainable Energy Reviews (2013). <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.08.037>
- Cerezo C., Sokol J., AlKhaled S., et al. Energy and Buildings (2017). <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2017.08.029>
- Collo G.M. e Silva V.G. (2021). Review of archetype development strategies for energy assessment at urban scale. in: CB2021 Parkstad. The Netherlands.
- Davila, C.C. e Reinhart, C. (2013). Urban energy lifecycle: An analytical framework to evaluate the embodied energy use of urban developments. in. BS 2013 Chambéry, France. http://www.ibpsa.org/proceedings/BS2013/p_1351.pdf
- Gomes, V., Zara, O. O. C., e Collo G.M.; et al. (2021). Archetype generation for neighbourhood lifecycle assessment. in: CB2021 Parkstad. The Netherlands.
- Lavagna, M., Baldassarri, C., Campioli, A. et al. Building and Environment (2018). <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2018.09.008>
- Loga T., Stein B., Diefenbach N. Energy and Buildings (2016). <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2016.06.094>

Mastrucci, A., Marvuglia, A., Leopold, U. et al. Renewable and Sustainable Energy Reviews (2017) <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.02.060>

Monteiro, C. S., Pina, A., Cerezo, C. et al. Energy Procedia (2017). <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.03.244>

Österbring M., Mata É., Jonsson F., Wallbaum H. (2014) A Methodology for spatial modelling of energy and resource use of buildings in urbanized areas. in: SB14 Barcelona. Espanha. http://publications.lib.chalmers.se/records/fulltext/205110/local_205110.pdf

Kitchenham, B. Procedures for Performing Systematic Reviews. Technical Report, TR/SE-0401 (2004) ISSN: 1353-7776

Estudo comparativo da avaliação do ciclo de vida do cimento Portland com substituição parcial de cinza do bagaço de cana-de-açúcar

Dánika Andrea Castillo Ospina ¹

Gabriela Pitolli Lyra ¹

Gabriela Azevedo Motta ²

Andressa Fernanda Angelin ¹

Karoline Arguelho ¹

Aldo Roberto Ometto ¹

¹Universidade de São Paulo

²Universidade Federal de São Carlos

dnkcastillo@usp.br; Gabiolyra@gmail.com; gabrielaazevedomotta@gmail.com; andressaangelin@yahoo.com.br; karoline.arguelho@usp.br.

Resumo

A cana-de-açúcar como uma das principais culturas que suportam a economia brasileira, enfrenta diversos desafios relacionados com o manejo dos resíduos da sua produção, especificamente do manejo da cinza do bagaço. Uma forma de disposição adequada destes resíduos é a incorporação das cinzas em materiais cimentícios, fato que gera circularidade ao que é considerado como rejeito, reduz o uso do clínquer e pode diminuir geração de impactos ambientais negativos. No entanto, existe uma ampla lacuna de estudos que visam dimensionar os impactos gerados e prevenidos com o uso do bagaço pós-queima como forma de disposição alternativa. Assim, esta pesquisa tem como objetivo realizar uma Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) do cimento Portland com substituição parcial de 10% de cinzas do bagaço de cana-de-açúcar para utilização argamassas de revestimento. Para aplicar esta técnica se consideraram os aspectos ambientais e impactos potenciais para todo o ciclo de vida do produto, desde a aquisição de matérias-primas até processos no interior da indústria (cradle to grave). A partir da avaliação comparativa dos impactos potenciais do cimento com a cinza se evidenciou uma diminuição significativa dos impactos que contribuíram ao

aquecimento global, à toxicidade humana e à ecotoxicidade. Por fim, observou-se que a ACV é uma ferramenta base para facilitar a mudança para modelos de produção agrícola sustentáveis na área ambiental e econômica.

Palavras-chaves: *Cradle-to-grave; Impacto ambiental potencial; Materiais cimentícios; Produção agrícola sustentável*

1 Introdução

O Brasil é o maior produtor de cana-de-açúcar do mundo. Na safra de 2017 – 2018 foram produzidas, aproximadamente, 641 milhões de toneladas de cana-de-açúcar, dos quais foram extraídos 38 milhões de toneladas de açúcar e, 27 milhões m³ de etanol (UNICA, 2019).

O bagaço é um subproduto da produção do açúcar e do etanol. Estima-se que, para cada tonelada de cana-de-açúcar são gerados 300 Kg de bagaço, sendo, parte deste bagaço, queimado para a geração de energia elétrica (CORDEIRO; TAVARES; TOLEDO FILHO, 2016; EPE, 2018). Para cada tonelada de bagaço queimado são gerados aproximadamente 25 Kg de cinzas (JOSHAGHANI; MOEINI, 2017). No Brasil, acredita-se que, são geradas 4 milhões de toneladas de cinza do bagaço de cana-de-açúcar (CBCA) por ano (ROSSIGNOLO et al., 2018).

A composição química do CBCA pode variar de acordo com alguns fatores como, a variedade da planta e a composição do solo, entretanto, apresentam quantidades significativas de potássio (K) e sílica (SiO₂) (CORDEIRO; TOLEDO FILHO; FAIRBAIRN, 2009).

Os elevados teores de SiO₂ na CBCA se deve ao silício absorvido do solo pelas raízes na forma de ácido monossílico (H₄SiO₄), além da contaminação da cana-de-açúcar por areia no processo de colheita. Devido a tal característica, diversos estudos demonstram que as cinzas da cana-de-açúcar apresentam uma composição adequada ao emprego como adição mineral pozolânica para compósitos de cimento Portland (RODIER et al., 2019).

A aplicação da CBCA na produção de compósitos cimentícios reduz o problema de descarte das cinzas e, proporciona uma redução da utilização do clínquer, principal componente do cimento Portland, que apresenta elevada demanda energética. Estima-se que, para cada tonelada de clínquer sejam gerados 800 Kg de CO₂. Essas emissões correspondem de 5 a 8 % do gás carbônico gerado em todo o mundo (LEE; WANG, 2016; SUPINO et al., 2016). Segundo Fairbairn et al (2012), o uso da cinza da cana-de-açúcar mostra-se ambientalmente interessante por ser um subproduto que possui balanço de emissão de CO₂ nulo, indicando assim, ser uma alternativa para a produção de aglomerantes ambientalmente corretos.

No entanto, uma crescente preocupação é se há ou não impactos ambientais gerados pela utilização de tais resíduos. Uma técnica que vem sendo utilizada para analisar potenciais impactos é a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV). A ACV é uma técnica de gestão ambiental pautada nas normas NBR 14040 (ABNT, 2009a) e NBR 14044 (ABNT, 2009b). Tais normas enfocam

nos aspectos ambientais e impactos potenciais ao longo do ciclo de vida de um produto, desde a aquisição de matérias-primas até a disposição final (ABNT, 2009a).

Alguns estudos foram realizados utilizando a ACV para avaliar diferentes tipos de resíduos inseridos em materiais cimentícios, como a escória de alto forno, solo vulcânico contaminado com metais pesados, cinza da casca do arroz, cinza de pinus e eucalipto, cinzas volantes e sílica ativa (LEE; PARK, 2005; NAVIA et al., 2006; MORAES et al., 2010; GURSEL; MARYMAN; OSTERTAG, 2016; KURAD et al., 2017; ROBAYO-SALAZAR et al., 2018; TEIXEIRA et al., 2019). Embora a cinza da cana-de-açúcar seja um resíduo muito estudado para a incorporação em matrizes cimentícias, não se encontram trabalhos sobre os impactos ambientais que a mesma causa.

2 Materiais e Métodos

Este artigo utilizou-se da técnica de gestão ambiental ACV, pautada nas normas brasileiras NBR14040 (ABNT, 2009a) e NBR 14044 (ABNT, 2009b) que engloba os princípios ambientais e impactos potenciais ao longo de todo o ciclo de vida do produto (ABNT, 2009a). Existe uma estrutura formal para a execução da ACV (ABNT, 2009a), divididas nas etapas que seguem.

Objetivo

Este estudo avaliou os potenciais impactos ambientais do cimento Portland com substituição parcial de cinzas do bagaço de cana-de-açúcar

para argamassas de revestimento, por meio da avaliação do ciclo de vida comparativa. O estudo visa a recomendação de uma matéria-prima que apresente menores impactos ao meio ambiente para a fabricação de cimento Portland, buscando o desenvolvimento de materiais com incorporação de resíduos agroindustriais.

Escopo

A função do cimento Portland e do cimento Portland com substituição de cinza do bagaço de cana-de-açúcar na produção de argamassas é aglomerar, aglutinar ou ligar os agregados miúdos e, após o estado de endurecimento, conferir resistência ao material. Esta avaliação foi realizada adotando que ambos os produtos atenderão os mesmos requisitos técnicos de resistência mecânica (compressão axial de 9 MPa) e durabilidade (10 anos).

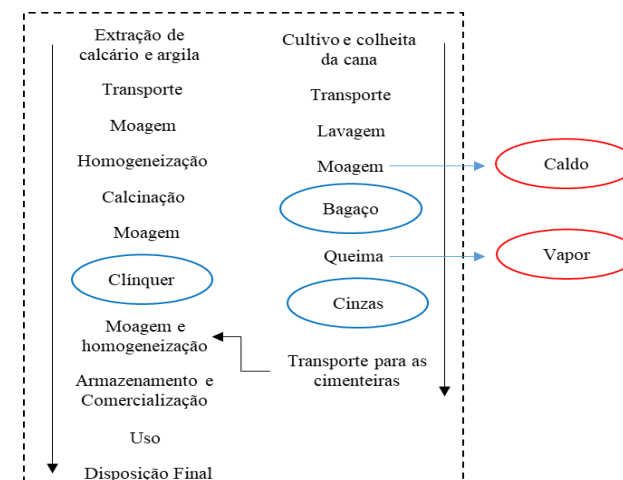
A unidade funcional proposta é uma parede interna de 3 m de largura x 3 m de altura x 0,02 m de espessura revestida de argamassa, atendendo a norma NBR 13749:2013.

As quantidades utilizadas de materiais para argamassa convencional serão: 45 Kg de cimento Portland CPV – ARI. No caso da argamassa com substituição parcial do cimento Portland por cinza da cana-de-açúcar serão: 40,5 Kg de cimento Portland CPV – ARI, 4,5 Kg de cinza do bagaço de cana-de-açúcar, considerando assim uma substituição de 10 %.

Dessa forma o fluxo de referência utilizado na obtenção dos dados foi 4,5 Kg de clínquer e 4,5 Kg de cinza do bagaço de cana-de-açúcar. Os

40,5 Kg de cimento Portland não serão utilizados já que são iguais para os dois sistemas (cimento Portland e cimento Portland com substituição parcial). Os sistemas de produto do clínquer e da cinza do bagaço da cana-de-açúcar são apresentados na figura 1.

Figura 1: Os sistemas de produto do clínquer e da cinza do bagaço da cana-de-açúcar



Adotou-se a fronteira do sistema *cradle-to-grave*, que engloba desde a aquisição das matérias-primas até a disposição final. Não foram adotados critérios de corte, já que estão sendo comparados dois sistemas de produtos, considerou-se que todas as entradas e saídas são importantes, não sendo então excluídas ou minimizadas nenhuma delas.

É importante salientar que os dióxidos de carbono provenientes da queima da cana-de-açúcar, não serão computados, já que os mesmos

são absorvidos durante o cultivo da cultura (WENZEL; HAUSCHILD; ALTING, 1997).

Com relação a alocação, a mesma não ocorreu para o clínquer, já que o mesmo é o único produto do processo na indústria de cimento.

Para a cinza do bagaço da cana-de-açúcar, a alocação foi realizada pelo critério técnico da massa. O bagaço de cana-de-açúcar não precisou ser alocado já que o mesmo é o único produto resultante do processo utilizado, porém quando necessário o mesmo é responsável por aproximadamente 28 % da massa da cana-de-açúcar. A cinza do bagaço da cana-de-açúcar representa 2,85 % da massa do bagaço, sendo então a etapa de queima e os processos envolvidos foram alocados de acordo com essa porcentagem. Já o transporte até a cimenteira foi utilizado somente para a cinza do bagaço de cana-de-açúcar, assim não sofrendo alocação.

A modelagem utilizada foi do tipo atribucional, ou seja, descritiva, mensurável, com dados históricos e que perpassa a descrição dos impactos potenciais atribuídos a um produto ou sistema de produtos. A avaliação de impacto foi realizada utilizando o método *Environmental Development of Industrial Products* (EDIP 1997) (WENZEL; HAUSCHILD; ALTING, 1997).

Os dados do sistema de produto do clínquer foram obtidos em um único processo que engloba todas as etapas. Já o sistema de produto da cinza do bagaço da cana-de-açúcar, foram obtidos em um processo que engloba do cultivo

até a geração do bagaço, a cogeração de energia e o transporte até a cimenteira.

Para a coleta e cálculo dos dados na avaliação do inventário do ciclo de vida, considerou-se como fluxo de referência a produção de 4,5 Kg de clínquer e cinzas. Sendo assim os dados de entrada e saídas foram ajustados para a fabricação de 4,5 Kg de clínquer e 4,5 Kg de cinzas.

Considerando que 2,85 % de cinzas do bagaço de cana-de-açúcar, para a geração de 4,5 Kg de cinzas são necessários 157,0 Kg de bagaço, o que corresponde a 5,63 toneladas de cana-de-açúcar (28 % referente ao bagaço).

Na etapa de queima (cogeração) foram considerados somente os elementos (gases) devidos a produção da cinza e do vapor, o restante dos elementos foi relacionado somente a produção de vapor, não sendo então abordados nesta avaliação. Para a categoria de impacto de aquecimento global, do EDIP, utilizou-se o efeito potencial de impacto para o tempo de 100 anos.

Adotou-se para a categoria de impacto de formação de ozônio fotoquímico, a baixa concentração de NOx, já que os sistemas de produtos analisados ocorrem na sua grande maioria longe da área urbana.

A escolha da substituição do cimento Portland por 10 % de cinza do bagaço de cana-de-açúcar, ocorreu, pois, essa porcentagem não prejudica as propriedades do mesmo.

Os dados obtidos da fabricação do clínquer e da cinza do bagaço da cana-de-açúcar são de base de dados brasileiras, porém uma limitação deste estudo foi a aquisição de dados primários desses processos, que não conseguiram ser realizados pela falta de respostas das indústrias.

As porcentagens de bagaço provenientes da cana-de-açúcar, e como consequência as cinzas foram adquiridas da maior variedade cultivada no estado de São Paulo, porém isso pode variar com a variedade, região e tipo de solo, o que alteraria o valor dos impactos potenciais.

Observa-se que os dados dos processos dos sistemas de produtos foram obtidos de fontes secundárias, a partir do banco de dados do *Ecoinvent 2.01* e do *Gabi 6*, a partir de dados brasileiros.

Análise de Inventário do ciclo de vida (ICV)

Nesta etapa realizou-se o levantamento, compilação e quantificação das entradas e saídas dos sistemas do produto. A coleta de dados foi realizada com base nos sistemas de produto do clínquer e, da cinza do bagaço da cana-de-açúcar. A coleta de dados foi feita de maneira secundária, a partir das bases de dados *Ecoinvent* e *Gabi*. Com os processos elementares de Produção do clínquer; Produção do bagaço; Cogeração; Transporte. O vapor da queima do bagaço da cana-de-açúcar não foi considerado nessa pesquisa.

A partir dos dados secundários, coletados no *Ecoinvent* e *Gabi*, foram realizados os

procedimentos de cálculo a partir da metodologia EDIP 1997, como definido no escopo.

Avaliação do impacto do ciclo de vida (AICV)

Após a quantificação dos fluxos de entrada e saída de cada etapa, calculou-se os valores dos potenciais impactos por meio do método de caracterização do EDIP (Environmental Design of Industrial Products) de 1997.

Dessa forma, as quantidades em massa dos aspectos ambientais identificados no inventário considerando o fluxo de referência, a unidade e a alocação, são multiplicadas pelos fatores de caracterização do método EDIP (1997), expressando o impacto potencial de cada categoria nas unidades comuns dos indicadores de categoria.

A seleção das categorias de impacto dependeu da identificação de presença ou ausência de aspectos que contribuíram aos impactos considerados no EDIP. No caso dos 7 processos avaliados, todos contribuíram às 7 categorias de impacto do EDIP, sendo todas elas selecionadas como relevantes para o estudo, como consta na Interpretação do ciclo de vida.

Identificadas as quantidades em massa das substâncias e selecionar as categorias de impacto, foram calculados os indicadores de unidade comum que dimensionam os impactos potenciais, multiplicando os fatores de caracterização estabelecidos pelo EDIP 97 e a quantidade em gramas da substância impactante.

Com o objetivo de verificar as informações e definir a significância dos resultados na abordagem de valor econômico, a normalização estabelece uma magnitude dos resultados dos indicadores de categoria de impacto de acordo a uma informação de referência.

Interpretação do ciclo de vida

Para avaliar os potenciais impactos ambientais do cimento Portland com substituição parcial de cinzas do bagaço de cana-de-açúcar para argamassas de revestimento, por meio da avaliação do ciclo de vida comparativa, se verificou a redução dos impactos da matéria-prima ao meio ambiente, como analisadas nas fases de ACV e ICV. Considerando as categorias de potenciais impactos ambientais do método EDIP: Aquecimento global, Esgotamento de ozônio, Formação de ozônio fotoquímico, Acidificação, Eutrofização, Toxicidade humana e Ecotoxicidade aguda e crônica.

3 Resultados e discussões

Da avaliação se gerou a seguinte interpretação dos impactos:

a) *Aquecimento global*: Neste impacto o processo do clínquer é responsável por cerca de 0,4585 Kg de CO₂eq, dos quais 0,3970 Kg de CO₂eq provém da emissão de dióxido de carbono resultante do processo de calcinação para originar o clínquer, contribuindo com a emissão de gases de efeito estufa. Para produzir 1 tonelada de clínquer estima-se a emissão de cerca de 900 Kg de CO₂eq, o que faz com a indústria do cimento seja responsável por 5 a 7%

das emissões de CO₂ mundiais (SUMMER, GIANETTI, BENINI, 2008).

b) *Esgotamento de ozônio*: O processo do clínquer foi o que mais contribuiu nessa categoria de impacto ambiental, principalmente devido à emissão de gases Halon 1301 (bromotrifluormetano) e Halon 1211 (bromoclorodifluormetano) na atmosfera, representando respectivamente 2,66x10⁻⁹ Kg de CFC e 9,96 x10⁻⁸ Kg de CFC do total emitido no processo.

c) *Formação de ozônio fotoquímico*: A queima do bagaço da cana-de-açúcar possui um alto potencial de emissão de poluentes do setor sucroalcooleiro, o que se deve principalmente ao monóxido de carbono produzido durante esse processo, o que contribuiu com 2x10⁻⁴ Kg de C₂H₄eq, aproximadamente metade do total de emissões do processo, que se concentrou em 4,9x10⁻⁴ Kg de C₂H₄eq.

d) *Acidificação e Eutrofização*: A combustão da biomassa do bagaço de cana-de-açúcar, que para sua conversão em calor e eletricidade na usina de cogeração liberam óxidos de nitrogênio na atmosfera, provocam a acidificação (excesso de acidez na chuva que pode provocar a acidificação de lagos e rios) e eutrofização (excesso de nutrientes que provocam aumento excessivo de algas). Na acidificação, de toda quantidade de Kg de SO₂eq, os óxidos de nitrogênio, concentrados em 0,0041 Kg de SO₂eq, representam cerca de 95% do total de emissões do processo. Enquanto na eutrofização, a quantidade de óxidos de

nitrogênio no processo de cogeração representa 100% do total de emissão, 6×10^{-3} Kg de NO_3 -eq.

e) Toxicidade humana: Neste impacto o processo de cinza é responsável pelo maior impacto potencial no processo de transporte na via aérea, por meio de Cromo e Manganês, que são elementos essenciais ao ser humano, porém em grandes quantidades pode ser tóxico, afetando diferentes níveis, inclusive o sistema nervoso central. Cromo e manganês representam no processo de transporte, respectivamente, 5380 m^3 de ar e 5390 m^3 de ar. O maior impacto da toxicidade humana na via terrestre é representada pelo ferro, no processo de transporte.

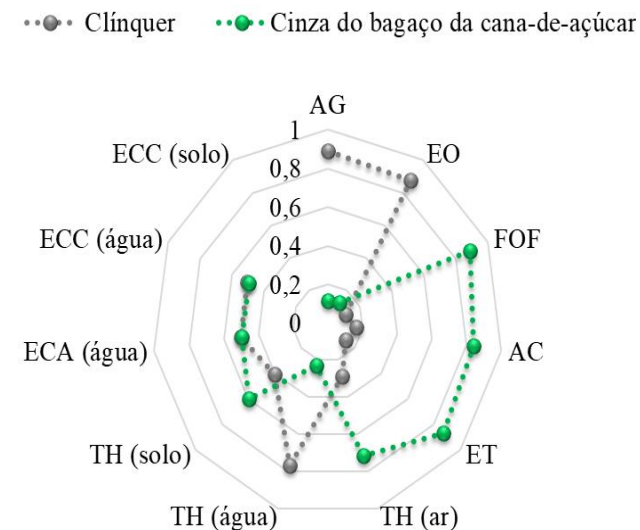
No impacto de toxicidade hídrica verifica-se o processo do clínquer, por meio do depósito de mercúrio, que é uma das preocupações quando combinado com carbono, aumentando seu potencial de toxicidade. No processo em questão houve a liberação de mercúrio na proporção de 8% da toxicidade hídrica total do processo.

f) Ecotoxicidade: A ecotoxicidade hídrica se dá principalmente pelos impactos do processo do clínquer, representado pelo alumínio e cobre. A maior concentração de impacto está na ecotoxicidade crônica do solo, por meio do processo de bagaço, a atrazina (herbicida utilizado no plantio de cana-de-açúcar para o controle de várias plantas daninhas) corresponde 84% da ecotoxicidade do processo da cinza, representada por 1,79 m^3 de solo de um total de 2,24 m^3 de solo.

Desta forma, considerando as categorias de impacto anteriores, a figura 2 mostra o perfil de avaliação de impactos potenciais no ciclo de vida comparativo da cinza da cana de açúcar e o clínquer.

A figura 2 pode-se notar que o comportamento dos resultados é similar em ambos os compósitos para as categorias relacionadas com ecotoxicidade crônica, ecotoxicidade da água, e toxicidade humana no solo. No entanto, nas outras categorias diferem, já que a cinza da cana de açúcar possui maiores impactos potenciais com a Formação de Ozônio Fotoquímico, Acidificação, Eutrofização e Toxicidade Humana do ar. Por outro lado, o clínquer obteve resultados maiores em impactos como Aquecimento Global, Esgotamento de Ozônio e Toxicidade Humana na água.

Figura 2: Categorias de impacto normalizadas do clínquer e da cinza do bagaço da cana-de-açúcar



Legenda: onde AG= Aquecimento Global, EO= Esgotamento de Ozônio, FOF= Formação de Ozônio Fotoquímico, AC= Acidificação, ET= Eutrofização, TH= Toxicidade Humana, ECA= Ecotoxicidade Aguda, ECC= Ecotoxicidade Crônica.

Segundo Castro e Martins (2016) a construção de edificações consome recursos não renováveis e a extração inadequada infertiliza os solos para usos posteriores, evidenciando a necessidade de desenvolver alternativas mais conscientes e menos danificadoras ao meio ambiente.

Assim, o uso alternativo da cinza da cana-de-açúcar como compósito representa uma forma para a redução dos impactos ambientais gerados na produção de clínquer e na disposição final da cinza como rejeito.

É importante ressaltar que este uso alternativo além de reduzir a extração de matéria-prima, propõe a reinserção da cinza no ambiente, mas não garante sua eliminação.

4 Conclusões

O presente trabalho foi realizado escolhendo o critério de alocação de acordo com as ciências naturais, que é o critério de massa. Por meio dessa abordagem, os impactos entre as cinzas e o clínquer encontrados por meio de ponderação e normalização são bem próximos, no qual as duas formas ocasionam praticamente a mesma quantidade de impactos. Porém a escolha ainda é pela cinza do bagaço da cana-de-açúcar pelo fato de dar destino ao resíduo.

Vale observar que o processo sucroalcooleiro ocorre para a produção de açúcar e etanol, e pela a cinza ser um resíduo desse processo, foi adotada também uma abordagem de valor econômico. Nessa abordagem verifica-se que além do destino dado ao resíduo, seu impacto ambiental também é menor.

A obtenção de dados primário do processo foi uma limitação encontrada, visto que houve falta de respostas das indústrias. E as porcentagens de bagaço provenientes da cana-de-açúcar, bem como as cinzas foram adquiridas da maior variedade cultivada no estado de São Paulo, o que pode variar com a variedade, região e tipo de solo, alterando o valor dos impactos potenciais. Como limitação também se observou a falta de categorias de impacto do EDIP 1997 englobando outras substâncias dos fluxos de entrada e saída dos processos.

O presente trabalho poderá ser utilizado como fonte de dados para nortear outros trabalhos na área de estudo de avaliação do ciclo de vida,

como tomada de decisões e para realizações de metodologias.

5 Referências bibliográficas

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR ISO 14040**. Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida: princípios e estrutura. Rio de Janeiro: ABNT, 2009a.

_____. **NBR ISO 14044** – Gestão ambiental – Avaliação de ciclo de vida: requisitos e orientações. Rio de Janeiro, 2009b.

Wenzel, H., Hauschild, M. & Alting, L. Environmental assessment of products: volume 1: methodology, tools and case studies in product development. London: Chapman & Hall, 1997.

ÚNICA - UNIÃO DA INDÚSTRIA DE CANA DE AÇÚCAR. Moagem de cana-de-açúcar e produção de açúcar e etanol, 2019. Disponível em: <<http://www.unicadata.com.br/historico-de-producaoamoagem.php?idMn=32&tipoHistorico=4>>. Acesso em: 25 ago. 2019.

CORDEIRO, G. C.; TAVARES, L. M.; TOLEDO FILHO, R. D. Improved pozzolanic activity of sugar cane bagasse ash by selective grinding and classification. *Cement and Concrete Research* (2016). <http://dx.doi.org/10.1016/j.cemconres.2016.08.020>.

EPE - EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (Brasil). Balanço Energético Nacional 2018: Ano base 2017 / Empresa de Pesquisa Energética. – Rio de Janeiro : EPE, 2018.

JOSHAGHANI, A.; MOEINI, M. A. Evaluating the effects of sugar cane bagasse ash (SCBA) and nanosilica on the mechanical and durability properties of mortar. *Construction and Building Materials* (2017). <http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2017.07.04>.

ROSSIGNOLO, J. A. et al. Influence of microwave oven calcination on the pozzolanicity of sugar cane bagasse ashes (SCBA) from the cogeneration industry. *Construction and Building Materials*. (2018). <http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2018.08.016>.

CORDEIRO, G. C.; TOLEDO FILHO, R. D.; FAIRBAIRN, E. M. R. Effect of calcination temperature on the pozzolanic activity of sugar cane bagasse ash. *Construction and Building Materials* (2009). <http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2009.02.013>.

RODIER, L. et al. Potential use of sugarcane bagasse and bamboo leaf ashes for elaboration of green cementitious materials. *Journal of Cleaner Production*, (2019). <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.05.208>.

LEE, H.; WANG, X. Evaluation of the Carbon Dioxide Uptake of Slag-Blended Concrete Structures, Considering the Effect of Carbonation. *Sustainability* (2016). <http://dx.doi.org/10.3390/su8040312>.

SUPINO, S. et al. Sustainability in the EU cement industry: the Italian and German experiences. *Journal of Cleaner Production*. (2016). <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.022>.

LEE, K.; PARK, P. Estimation of the environmental credit for the recycling of granulated blast furnace slag based on LCA. *Resources, Conservation and Recycling* (2005). <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2004.11.004>.

NAVIA, R. et al. Recycling contaminated soil as alternative raw material in cement facilities: Life cycle assessment. *Resources, Conservation and Recycling* (2006). <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2006.01.007>.

MORAES, C. A. M. et al. Life cycle analysis (LCA) for the incorporation of rice husk ash in mortar coating. *Resources, Conservation and Recycling*, (2010). <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.03.012>.

GURSEL, A. P.; MARYMAN, H.; OSTERTAG, C. A life-cycle approach to environmental, mechanical, and durability properties of “green” concrete mixes with rice husk ash. *Journal of Cleaner Production*, (2016). <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.06.029>.

KURAD, R. et al. Effect of incorporation of high volume of recycled concrete aggregates and fly ash on the strength and global warming potential of concrete. *Journal of Cleaner Production* (2017). <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.07.236>.

ROBAYO-SALAZAR, R. et al. Life cycle assessment (LCA) of an alkali-activated binary concrete based on natural volcanic pozzolan: A comparative analysis to OPC concrete. *Construction and Building Materials*, (2018). <http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2018.05.017>.

TEIXEIRA, E. R. et al. Quality and durability properties and life-cycle assessment of high volume biomass fly ash mortar. *Construction and Building Materials* (2019). <http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2018.11.17>

CASTRO, Tainara R.; MARTINS, Carlos H. Caracterização das cinzas do bagaço de cana-de-açúcar como material alternativo para redução de impactos ambientais. *Mix Sustentável* (2016). <https://doi.org/10.29183/2447-3073.MIX2016.v2.n1.12-19>.

Estudo comparativo dos impactos ambientais do ciclo de vida de bloco construtivo produzido a partir da reciclagem de PET em comparação a blocos convencionais

Gabriela Sartori¹, Gabriela Bertoli², Mauricio Borges dos Santos³, Ângela Danilevicz⁴, Ana Passuello⁵, Ruane Fernandes de Magalhães⁶

Postgraduate Program in Civil Engineering: Construction and Infrastructure

Life Cycle Innovation for the Built Environment Sustainability- LIFE Sustainability

Building Innovation Unit - NORIE

UFRGS - Federal University of Rio Grande do Sul, RS, Brazil

e-mail: ¹gabriela.sartori2@gmail.com, ²gabi.bertoli@gmail.com,

³mauriciosantos.ep@gmail.com, ⁴angelamfd@producao.ufrgs.br,

⁵ana.passuello@ufrgs.br, ⁶ruane.magalhaes@ufrgs.br

Resumo:

A grande demanda por extração de matéria-prima para materiais da construção civil está associada a impactos ambientais como a depleção de recursos e aquecimento global. Por outro lado, o crescimento econômico e o aumento da qualidade de vida da população fizeram com que as taxas de resíduos sólidos aumentassem, sendo a poluição plástica um dos grandes desafios ambientais atualmente. Relacionando o acúmulo de resíduos sólidos no meio ambiente e a alta demanda de extração de matéria-prima da construção civil, este estudo tem como objetivo avaliar os impactos ambientais relacionados com a produção de blocos de alvenaria constituídos de areia e resíduo de plástico politereftalato de etileno

(PET), através da técnica de Avaliação do Ciclo de Vida, em comparação a dois blocos convencionais, alvenaria cerâmica e alvenaria de concreto. Comparando os impactos ambientais potenciais dos três blocos estruturais, os resultados demonstraram que o bloco de PET possui impacto superior aos outros em todas as categorias de impacto, devido ao processo de reciclagem do plástico das garrafas, à grande quantidade de matéria prima utilizada e à utilização de quantidade maior de argamassa de assentamento devido ao tamanho do bloco de PET.

Palavras chave: *bloco de PET, Avaliação do Ciclo de Vida, resíduos sólidos, reciclagem de PET.*

INTRODUÇÃO

A extração de matéria-prima de materiais utilizados na construção civil está associada a impactos ambientais como a depleção de recursos e aquecimento global. Sabe-se que a indústria da construção consome atualmente em torno de 60% das matérias-primas extraídas no mundo (BRIBIÁN; CAPILLA; USÓN, 2011). O processo de produção de blocos de alvenaria de cerâmica, por exemplo, é altamente intensivo em energia, e é uma fonte de consumo de recursos naturais que estão cada vez mais escassos (IKECHUKWU; SHABANGU, 2021). No Brasil, existem estudos que avaliam os impactos potenciais de blocos e comparam os de alvenaria cerâmica e de concreto (ANICER, 2012; MAIA DE SOUZA et al., 2016; MORAGA, 2017). A extração contínua dos recursos naturais para a produção destes blocos pode levar ao esgotamento

destes recursos. Esta situação levou pesquisadores a estudarem o desenvolvimento de novos materiais e a reciclagem (ZHANG, 2013; MONTEIRO; VIEIRA, 2014; KAZMI et al., 2016; AOUBA et al., 2016).

O modelo econômico atual (Economia Linear) baseado em “extrair, produzir, descartar”, contribui para o aumento do consumo e seus impactos associados. O descarte incorreto e a falta de informação sobre a destinação final dos resíduos podem acarretar sérios problemas para a saúde pública e ao meio ambiente. A poluição plástica é um dos grandes desafios ambientais atualmente. A UNEP (2021) aponta que, todos os anos, cerca de 11 milhões de toneladas de resíduos plásticos entram no oceano. Essa quantidade de plástico acaba afetando a saúde humana e animal. Até 90% das aves marinhas estão sendo encontradas com plástico em seu sistema digestivo (UNEP, 2021). A busca por materiais de construção alternativos e ambientalmente amigáveis inclui a utilização dos resíduos provenientes do alto consumo de plástico (VASUDEVAN et al., 2012; HIREMATH, et al., 2014; MANSOUR; ALI, 2015; LIMAMI et al., 2020; ANEKE et al., 2021). O uso de aditivos poliméricos na construção civil pode contribuir na redução do consumo de matéria-prima e energia ou impacto ambiental.

Os blocos de construção produzidos a partir de diferentes resíduos reciclados ainda requerem uma grande quantidade de energia para produzir um material de construção com propriedades mecânicas aceitáveis. Porém, estudos vêm demonstrando que blocos que utilizam materiais residuais, possuem

propriedades de resistência consideravelmente satisfatórias. Ikechukwu e Shabangu (2021) exploraram experimentalmente a mecânica e a durabilidade de tijolos de alvenaria produzidos com resíduos de plástico PET e vidro reciclado esmagado em comparação com os tijolos cerâmicos. Os resultados são indicativos do desempenho satisfatório do bloco alternativo como elemento de alvenaria estrutural, indicando uma possibilidade de descarte de resíduos plásticos PET de uma forma eficiente, útil e lucrativa. O PET também pode ser utilizado como isolante térmico (lã de PET). Intini e Kühtz (2011) utilizaram a Avaliação de Ciclo de Vida para avaliar os benefícios ambientais do uso do resíduo de PET para a fabricação de isolantes térmicos. Os resultados apresentaram impactos ambientais significativamente baixos para o material feito com PET reciclado.

O bloco de PET é produzido através da reciclagem da garrafa PET, em que o plástico derretido é misturado com a areia e após colocado em um molde e uma prensa hidráulica. A reinserção do PET na indústria, para produção do bloco, é realizada por meio do processo de reciclagem química. Embora esse tipo de reciclagem ainda seja pouco utilizado no Brasil (dos Santos et al., 2018), é amplamente aplicado na Europa e na Ásia. Na reciclagem química, o PET não é reintroduzido na cadeia por processos de queima, o que reduz o gasto energético do processo e as emissões imediatas à atmosfera. Dessa forma, a reciclagem é realizada com a aplicação de ácidos em diferentes temperaturas ao PET, ampliando as possibilidades de

sua utilização na indústria (Spinacé e De Paoli, 2005). O emprego desses ácidos, no entanto, pode estar associado a importantes impactos ambientais.

Relacionando o acúmulo de resíduos sólidos no meio ambiente e a alta demanda de extração de matéria-prima da construção civil, este estudo tem como objetivo avaliar os impactos ambientais relacionados com a produção de blocos de alvenaria constituídos de areia e resíduo de plástico Politereftalato de Etileno (PET), através da técnica de Avaliação do Ciclo de Vida, em comparação a dois blocos convencionais, alvenaria cerâmica e alvenaria de concreto. A pesquisa busca avaliar se o reuso dos resíduos de PET, com intuito de diminuir a extração de matéria-prima da construção civil e o acúmulo deste tipo de resíduo no meio ambiente, é ambientalmente eficiente.

MÉTODO

Este estudo foi baseado na técnica de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) seguindo os critérios da NBR ISO 14040 (2009) e NBR ISO 14044 (2009). O método detalha o objetivo e escopo deste estudo, incluindo a unidade declarada (CEN, 2014) e as fronteiras do sistema.

Blocos em estudo

Este trabalho analisa um bloco estrutural alternativo, bloco de PET reciclado (BPE), e dois blocos estruturais convencionais, bloco de cerâmica (BCE) e bloco de concreto (BCO) (Figura 1), e as suas características estão descritas na Tabela 1. O bloco de

PET escolhido é composto de 70% de areia e 30% de plástico de PET (ANEKE, SHABANGU, 2021). A quantidade de blocos foi calculada através da área do bloco, descontando 1,5 cm de argamassa de assentamento, e considerando que as paredes têm 2,5 cm de argamassa de revestimento em cada lado e totalizam uma espessura de: 16cm BPE, 19 cm BCE e 19 cm BCO.

Figura 1: Blocos de PET, cerâmico e de concreto



Tabela 1: Características dos blocos em estudo

<i>Características</i>	<i>BPE</i>	<i>BCE</i>	<i>BCO</i>
Dimensões (LxAxC) (cm)	7x11x22	14x19x29	14x19x39
Peso por unidade (kg)	3,20	6,30	13,00
Unidades/m ² parede	60,00	16,00	12,50
Resistência(MPa)	5,00	7,00	6,00

Objetivo e escopo

O objetivo do estudo é comparar os impactos ambientais potenciais de três blocos estruturais, bloco de PET reciclado, bloco de alvenaria cerâmica e bloco de alvenaria de concreto para validar o reuso dos resíduos de PET na construção civil.

Para fins de comparação, a unidade declarada selecionada é 1,00m² de parede de alvenaria estrutural. Esta unidade é independente da área construída e pode servir como um indicador dos potenciais impactos ambientais do ciclo de vida dos 3 produtos avaliados.

O escopo do estudo é do berço ao portão e as fronteiras do sistema estão definidas na Figura 2 e incluem a fase de produção: extração da matéria-prima, transporte até a fábrica e processos de fabricação.

Figura 2: Sistema de produto e suas fronteiras.



inventário do ciclo de vida (ICV)

Os dados de primeiro plano foram definidos a partir dos materiais e quantitativos listados nos cadernos técnicos do SINAPI (2021), e encontram-se na Tabela 2 para o BPE, o BCE e o BCO. No estudo para o bloco de PET, considerou-se um raio de 40,00 km para o fornecimento de garrafas. O inventário está dividido em 4 grandes grupos para os materiais: argamassa de revestimento (AR), a argamassa de assentamento (AA), a alvenaria (A), T (tinta e transporte), M (metais) TO (peso total do sistema). As argamassas foram calculadas com o traço 1:2:8. Apesar de ser utilizada a mesma quantidade de argamassa de revestimento para os três sistemas em estudo, sua consideração permite verificar o impacto total do sistema. Ainda, o BPE possui uma quantidade maior de argamassa de assentamento devido ao tamanho do bloco, que possui dimensão inferior aos demais.

Tabela 2: Quantitativo de materiais para a produção de 1,00m² de parede estrutural

Flow	BPE	BCE	BCO	Unid
A R Cement production	10,34	10,34	10,34	kg

	Portland			
	Lime production, Hydraulic	20,67	20,67	20,67 w
	Sand production	82,69	82,69	82,69 kg
	Water	28,43	28,43	28,43 kg
A	Cement production, Portland	3,80	2,42	2,07 kg
A	Lime production, Hydraulic	7,60	4,84	4,14 kg
	Silica sand production	30,40	19,36	16,56 kg
	Water	10,45	6,65	5,70 kg
A	Clay brick	-	100,72	- kg
	Concrete block	-	-	168,75 kg
	Polyethylene terephthalate production	59,70	-	- kg
	Sand production	139	-	- kg
T	Alkyd paint	0,24	0,24	0,24 kg
	Transport, lorry 16-32 metric	7,96	-	- t*km
M	Reinforcing steel	0,40	0,17	0,32 kg
	Zinc coating	0,05	0,03	0,04 m²
T	Peso total do sistema	354,44	241,28	305,46 kg
O				

Os dados de segundo plano (background), que são dados de processos à montante, foram obtidos da base internacional Ecoinvent v3.6. O critério de seleção dos conjuntos de dados na base foi o de alocação com corte por classificação (*Allocation, cut-off by classification*). A cobertura geográfica dos conjuntos de dados utilizados é preferencialmente de abrangência nacional (BR) e, quando não disponíveis, a geografia selecionada é Rest of the World (RoW). Os dados

RoW foram adaptados com informações representativas do consumo energético para o contexto brasileiro, sendo eles: cal (*lime production; hydraulic*), alvenaria cerâmica (*clay brick production*), aço (*reinforcing steel production*), galvanização (*zinc coating; coils*), tinta (*alkyd paint production, white, water-based, product in 60% solution state*), Politereftalato de Etileno (PET) (*polyethylene terephthalate production*). A adaptação da matriz elétrica foi feita em primeiro nível seguindo o método do trabalho de Bertoli (2020), exceto para o aço, que teve adaptação em segundo nível, pois não constam informações de energia no primeiro.

Avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV)

Os fatores de caracterização são retirados da compilação das categorias de impacto do CML 2001, de acordo com as categorias apresentadas na Tabela 3. A ferramenta OpenLCA v1.9 foi usada para calcular os impactos potenciais.

Tabela 3: Categorias de impacto do CML 2001

Categoria	Unidade
Depleção potencial de recursos abióticos – combustíveis fósseis (ADPF)	MJ
Depleção potencial de recursos abióticos – elementos não fósseis (ADPNF)	kg Sb Eq
Potencial de acidificação do solo e da água (AP)	kg SO ₂ Eq
Potencial de eutrofização (EP)	kg (PO ₄) ⁻³ Eq
Potencial de aquecimento global (GWP)	kg CO ₂ Eq
Depleção da camada de ozônio (ODP)	kg CFC-11 Eq
Potencial de formação de ozônio fotoquímico (POCP)	kg Etileno Eq
Depleção potencial de recursos	MJ

abióticos – combustíveis fósseis (ADPF)	
Depleção potencial de recursos abióticos – elementos não fósseis (ADPNF)	kg Sb Eq
Potencial de acidificação do solo e da água (AP)	kg SO ₂ Eq

Este estudo possui algumas limitações em relação aos *datasets* utilizados, já que o processo de adaptação de matriz elétrica foi simplificado, os dados de energia foram alterados considerando a matriz elétrica brasileira (*market for electricity, medium voltage | electricity, medium voltage*), não sendo avaliadas a qualidade e as incertezas dos dados. Além disso, os sistemas construtivos selecionados, apesar de muito significativos no contexto nacional, não representam a totalidade da indústria brasileira.

RESULTADOS

Os resultados mostram os impactos potenciais de cada categoria para a unidade declarada definida de 1,00 m² de parede estrutural no escopo do berço ao portão. As Figuras 3 e 4 apresentam uma comparação entre os três sistemas escolhidos em todas as categorias de impactos.

Figura 3: Impacto potencial dos três sistemas para as categorias de impacto ADPF, ADPNF, AP e EP.

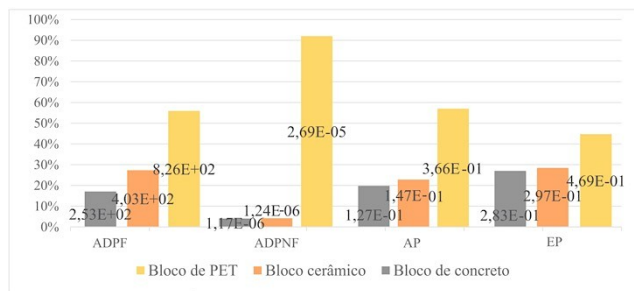
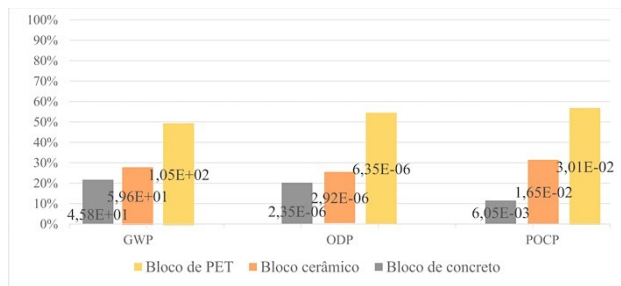


Figura 4: Impacto potencial dos três sistemas para as categorias de impacto GWP, ODP e POCP.



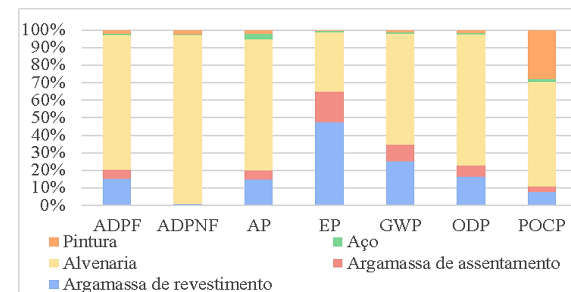
O bloco de PET possui impacto superior aos outros em todas as categorias de impacto. Na categoria ADPNF, o impacto do bloco de PET é cerca de nove vezes maior que o dos outros dois blocos em estudo, possivelmente pelo fato de os recursos minerais utilizados em grande volume pela indústria da construção apresentarem baixos fatores de caracterização nesta categoria (OERS et al., 2002).

Além disso, o bloco cerâmico possui impactos potenciais superiores ao bloco de concreto em todas as categorias de impacto. Entretanto, cabe salientar que, enquanto o *dataset* dos blocos de concreto é baseado em dados coletados no Brasil, a avaliação do bloco

cerâmico é baseada em dados RoW adaptados ao contexto local.

A participação de cada um dos materiais nos impactos do sistema de bloco de PET encontra-se na figura 5. Em todas as categorias de impacto, o bloco de PET reciclado (alvenaria) é o material mais impactante do sistema devido ao processo de reciclagem do plástico das garrafas PET adotado, principalmente, considerando o emprego de ácido tereftálico purificado. Esse ácido atua como precursor na formação de PET quando de sua reinserção na indústria, sendo essencial, portanto, para seu reaproveitamento. No entanto, é também o principal responsável pelos impactos ambientais associados a esse material.

Figura 5: Impactos potenciais para cada categoria de impacto do Bloco de PET (BPE).



Na categoria POCP a argamassa de assentamento possui grande representatividade, maior que nos outros blocos, uma vez que o bloco de PET possui menor dimensão e, por isso, acaba necessitando de mais argamassa de assentamento.

A participação de cada um dos materiais nos impactos dos sistemas de bloco cerâmico (BCE) e bloco de concreto (BCO) estão demonstrados nas Figuras 6 e 7, respectivamente. Em ambos os casos, os materiais de maior representatividade nos impactos são as argamassas e as alvenarias (bloco de cerâmica e bloco de concreto).

Figura 6: Impactos potenciais para cada categoria de impacto do Bloco cerâmico (BCE).

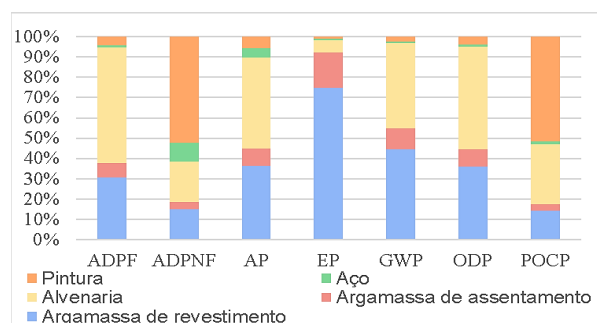
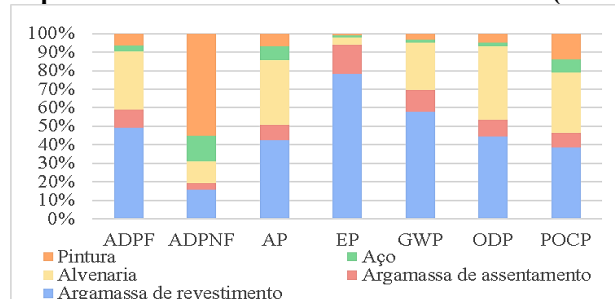


Figura 7: Impactos potenciais para cada categoria de impacto do Bloco de concreto (BCO).



A comparação entre os blocos convencionais neste estudo apresenta a mesma relação que Moraga (2017), entretanto mostra uma relação diferente entre os impactos potenciais e os sistemas construtivos do estudo divulgado

pela Associação Nacional da Indústria Cerâmica (ANICER, 2012) e por Maia de Souza et al., (2016), em que o bloco cerâmico apresenta impacto inferior ao de concreto. Salienta-se que este trabalho utilizou dados internacionais com uma adaptação simplificada da matriz elétrica. A ACV realizada neste estudo utilizou o PET reciclado em blocos de alvenaria, e encontrou impactos ambientais superiores em relação a blocos convencionais. Porém, como mencionado anteriormente, o PET reciclado também pode ser utilizado em outros tipos de materiais da construção civil. No estudo de Intini e Kühtz (2011), o PET reciclado foi utilizado como material isolante térmico, e a ACV realizada apresentou impactos ambientais baixos, demonstrando o potencial de uso do resíduo na construção.

Recomendações para melhorar o desempenho ambiental do bloco de PET

Como mencionado anteriormente, o bloco de PET possui menor dimensão em comparação ao bloco cerâmico e ao de concreto, demandando uma quantidade maior de argamassa de assentamento no processo de construção, além de necessitar de uma grande quantidade de matéria prima para a sua produção. Investigar diferentes dimensões e formatos para o bloco de PET poderia diminuir o uso de argamassa de assentamento, e consequentemente diminuir os impactos ambientais potenciais relacionados à utilização da mesma. Além disso, a quantidade de resíduos de PET necessária para a fabricação de um bloco é grande, a sua otimização em cada bloco pode diminuir os impactos potenciais, visto

que o processo de reciclagem contribui de maneira significativa para aumentar os impactos.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo comparou os impactos ambientais potenciais de três blocos estruturais, bloco de PET reciclado, bloco de alvenaria cerâmica e bloco de alvenaria de concreto, através da Avaliação do Ciclo de Vida. Os resultados demonstraram que o bloco de PET possui impacto superior aos outros em todas as categorias de impacto, devido ao processo de reciclagem do plástico das garrafas e à utilização de quantidade maior de argamassa de assentamento. Entretanto, o bloco de PET em estudo poderia ser revisto para reduzir os seus impactos ambientais, uma vez que traz outras vantagens, como a redução de resíduos sólidos e a circularidade de um produto que chegou ao fim de sua vida útil. Além disso, em trabalhos futuros, as ACV social e econômica do bloco seriam válidas para verificar os seus custos, os benefícios para a saúde pública e a geração de renda.

REFERÊNCIAS

- ANEKE, F. I.; SHABANGU, C. Green-efficient masonry bricks produced from scrap plastic waste and foundry sand. *Case Studies in Construction Materials* vol. 14, e00515, 2021.
- ANICER. Análise comparativa do ciclo de vida de paredes construídas com blocos cerâmicos, blocos de concreto e concreto armado moldado in loco, 2012.
- AOUBA, L.; BORIES C.; COUTAND, M.; PERRIN, B.; LEMERCIER, H. Properties of fired clay bricks with incorporated biomasses: cases of olive stone flour and wheat straw residues. *Construction and Building Materials*,

vol. 102, pp. 7-13, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14040: Gestão Ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2009. a.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14044: Gestão Ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e Orientações. Rio de Janeiro, 2009.

DOS SANTOS, C. M. A.; GONÇALVES, A. C. R.; CINTRAL, A. C.; DA SILVA, L. A.; ROSSI, A.; OLIVEIRA, H. P.; ALVES, V.A. Processo de reciclagem química de PET em meio alcalino: efeito da concentração do íon hidróxido, da cor do PET e do tempo de reação. Revista Matéria, vol 3, no 04, 2018.

EUROPEAN COMMITTEE FOR STANDARDIZATION. EN 15804:2012+A1:2013: sustainability of construction works: environmental product declarations: core rules for the product category of construction products. Luxemburg: Publications Office of the European Union, 2014.

HIREMATH P. M.; et al. Utilization of waste plastic in manufacturing of plastic-soil bricks. International Journal of technology enhancements and emerging engineering research, vol 2, 2014.

IKECHUKWU, A. F.; SHABANGU, C. Strength and durability performance of masonry bricks produced with crushed glass and melted PET plastics. Case Studies in Construction Materials, vol. 14, e00542, 2021.

INTINI, F.; KÜHTZ, S. Recycling in buildings: an LCA case study of a thermal insulation panel made of polyester fiber, recycled from post-consumer PET bottles. The International Journal of Life Cycle Assessment, vol 16, pp 306–315, 2011.

VASUDEVAN, R.; SEKAR A. R. C.; SUNDARAKANNAN B.; VELKENNEDY R. A technique to dispose waste plastics in an ecofriendly way – Application in construction of flexible pavements. Construction and Building Materials, vol. 28, pp. 311-320, 2012.

KAZMI, S. M. S.; ABBAS, S.; SALEEM, M. A.; MUNIR, M. J.; KHITAB, A. Manufacturing of sustainable clay bricks: Utilization of waste sugarcane bagasse and rice husk ashes. Construction and Building Materials, vol. 120, pp. 29-41, 2016.

LIMANI, H.; MANSOURI, I.; CHERKAOUI K.; KHALDOUN, A. Study of the suitability of unfired clay bricks with polymeric HDPE & PET wastes additives as a construction material. Journal of Building Engineering, vol. 27,

100956, 2020.

MAIA DE SOUZA, D. et al. Comparative life cycle assessment of ceramic brick, concrete brick and cast-in-place reinforced concrete exterior walls. Journal of Cleaner Production, v. 137, p. 70–82, 2016.

MORAGA, G. L. Avaliação do Ciclo de Vida em unidade habitacional unifamiliar do Programa Minha Casa Minha Vida. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da UFRGS, Porto Alegre, 2017.

MANSOUR, A. M. H.; ALI, S. A. Reusing waste plastic bottles as an alternative sustainable building material. Energy for Sustainable Development, vol. 24, pp. 79-85, 2015.

MONTEIRO, S. N.; VIEIRA C. M. F.; On the production of fired clay bricks from waste materials: A critical update. Construction and Building Materials, vol. 68, pp. 599-610, 2014.

SPINACI, M. A. S.; PAOLI, M. A. A TECNOLOGIA DA RECICLAGEM DE POLÍMEROS. Quim. Nova, vol 28, no. 1, pp. 65-72, 2005.

SINAPI, Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil, <http://www.caixa.gov.br/poder-publico/apoio-poder-publico/sinapi>, [Acesso: 10 de Maio de 2021].

UNEP - UN environment programme. Campanha Mares Limpos promove o direito a um meio ambiente saudável, incluindo oceanos sem plástico. Disponível em: <https://www.unep.org/pt-br/noticias-e-reportagens/reportagem/campanha-mares-limpos-promove-o-direito-um-meio-ambiente-saudavel>. Acesso em: junho de 2021.

ZHANG, L. Production of bricks from waste materials – A review. Construction and Building Materials, vol. 47, pp. 643-655, 2013.



Avaliação do Ciclo de Vida no setor agropecuário



GCV-2020 | 21

Pegada de carbono do café arábica produzido em diferentes sistemas de produção

Mãri Luisa Shiosawa ^{1,5}

João Victor Encide Salla ^{2,5}

Rafael Pereira Albuquerque ^{1,5}

Eduardo Toshio Sugawara ⁶

Nilza Patrícia Ramos ⁵

Anna Letícia M. T. Pighinelli ⁵

Vinícius Gonçalves Maciel ⁶

Ana Paula C. Packer ⁵

Joaquim E. B. Ayer ⁶

Danilo Trovo Garofalo ⁶

Cristiano de Andrade Gomes ³

André Dominghetti Ferreira ⁴

Marcelo A. B. Morandi ⁵

Marília Ieda S. Folegatti Matsuura ⁵

¹ Universidade Estadual de Campinas

² Universidade Federal de São Carlos

³ Consultor independente

⁴ Embrapa Café

⁵ Embrapa Meio Ambiente

⁶ Embrapa Meio Ambiente, bolsista de inovação
marilia.folegatti@embrapa.br

Resumo

Café é o alimento com maior consumo diário per capita no Brasil. O café tipo arábica corresponde a cerca de 83% do valor comercializado de café no país. Também no mercado internacional, o café arábica tem destaque, sendo um importante produto nas exportações brasileiras. O sul do estado de Minas Gerais corresponde a uma tradicional região produtora de café arábica. Dados da Companhia Nacional de Abastecimento (Conab) apontam que esse estado concentra cerca de 70% de toda a produção do grão do tipo arábica do Brasil. Considerando a importância deste produto agrícola, merece atenção o desempenho ambiental dos seus processos de produção. Este estudo visou descrever os principais sistemas de

produção de café arábica em grãos verdes praticados no sul de Minas Gerais – manual, semimecanizado e mecanizado, e avaliá-los quanto à pegada de carbono, identificando os pontos críticos para a melhoria do desempenho ambiental. A Avaliação de Ciclo de Vida seguiu as normas ISO 14040 e ISO 14044. A Unidade de Referência foi 1 kg de café em grãos verdes. Os inventários de processo foram construídos na ferramenta ICVCalc, desenvolvida pela Embrapa para geração de inventários de processos agrícolas, que adota os principais modelos internacionais para estimar as emissões para os compartimentos ambientais. As emissões foram estimadas segundo Nemecek & Schnetzler (2012) e IPCC (2006, 2019). Os Inventários de Ciclo de Vida foram processados no software SimaPro v.9.1.1.1, com o banco de dados ecoinvent 3.6. A Pegada de Carbono foi estimada segundo IPCC 2013 GWP 100a. As principais diferenças nos inventários, que afetaram o desempenho ambiental do café em grãos, foram a produtividade agrícola e a quantidade empregada de fertilizantes nitrogenados, particularmente o nitrato de amônio. A menor Pegada de Carbono foi obtida do processo de produção manual, 2,72 kg CO₂ eq/kg café, seguido do semimecanizado, 3,31 kg CO₂ eq/kg café, e do mecanizado, 4,66 kg CO₂ eq/kg café.

Palavras-chaves: Mudanças Climáticas, Gases de Efeito Estufa, Avaliação de Ciclo de Vida, café.

Introdução

O café é destaque no agronegócio brasileiro, ocupando a quarta posição entre as culturas agrícolas que mais contribuíram para o Valor Bruto da Produção, que foi de R\$580 bilhões, em 2020 (CNA, 2021), sendo o alimento com maior média de consumo diário per capita no país (163,2 g/dia), ficando à frente do feijão (142,2 g/dia) e do arroz (131,4 g/dia) (IBGE, 2019). O tipo arábica representa 83%, dos R\$ 35 bilhões

gerados pelo café, sendo sua produção concentrada nos estados de Minas Gerais, São Paulo e Espírito Santo, que produzem 70%, 12,5% e 9,8%, respectivamente (Conab, 2021) (Figura 1). O destino dos grãos é tanto o mercado interno como as exportações, o que reforça o interesse quanto às práticas adotadas na sua produção e processamento.

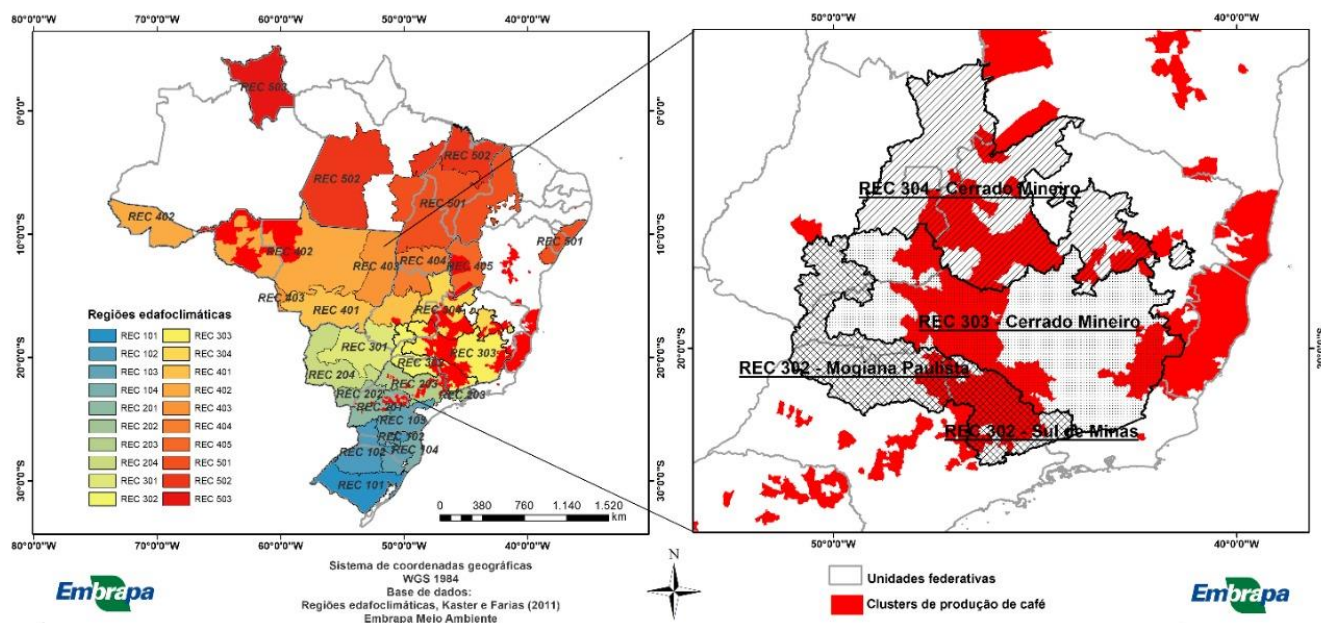
A produção do café inclui a **produção de mudas**, geralmente realizada em viveiros especializados, passando pela **implantação do cafezal**, **formação do cafezal** e **produção plena**, podendo perdurar por até 30 anos.

A **implantação de um cafezal** inclui a limpeza, preparo da área, plantio e tratos culturais pós-plantio. A aplicação de corretivos envolve a aplicação de calcário e gesso, operações que podem ser feitas de forma manual ou mecanizada. O preparo do solo, com operações de subsolagem, aração e gradagem, realizadas em número e combinação variáveis, também é importante para uma boa implantação do cafezal.

A operação seguinte é a de abertura de sulcos ou covas para o plantio das mudas. No caso de áreas planas, extensas e com uso de mecanização, é comum a abertura de sulcos contínuos ao invés de covas. Já em áreas com maior declividade, é mais comum a abertura manual de covas. Logo em seguida é realizada a adubação de plantio, operação que pode ocorrer isoladamente ou combinada com a sulcação ou abertura de covas. Quando a adubação é realizada em operação mecanizada isolada, normalmente se realiza uma operação adicional de fechamento dos sulcos.

(macro e micronutrientes) e aplicação de pesticidas.

Figura 1: Principais regiões produtoras de café no Brasil, com destaque para MG e SP.



O plantio das mudas pode ser tanto manual como mecanizado. Os tratamentos culturais pós-plantio incluem a adubação de cobertura e as aplicações de pesticidas.

Na fase seguinte, de **formação do cafezal**, pode ocorrer a aplicação de mais uma parcela de corretivos, quando se optou pelo parcelamento da dose total. A aplicação é mais direcionada, geralmente feita de forma mecanizada. As operações mais comuns desta fase são: adubação

Após 2 a 3 anos, o cafezal entra na fase de **produção plena**, onde as plantas já expressam seu máximo potencial produtivo. Esta fase pode durar até 30 anos.

A descrição do processo de produção de café mostra que ele é complexo e variável. Além do manejo da cultura, propriamente, as interações clima, solo e planta têm grande efeito no desempenho técnico e ambiental da cultura.

O presente estudo é parte do projeto “Inventários do ciclo de vida da produção de café e seus derivados: uma contribuição para o SICV” (Processo CNPq 440160/2019-7), e teve como principal objetivo “elaborar inventários do ciclo de vida do café, representativos dos processos comercialmente empregados no Brasil, alinhados ao Guia Qualidata e às diretrizes do Programa Brasileiro de Avaliação de Ciclo de Vida, para publicação no Banco Nacional de Inventários de Ciclo de Vida (SICV Brasil)”.

Neste estudo, serão apresentados os inventários da produção de café arábica em grãos verdes, obtidos para três sistemas de produção da região sul de Minas Gerais (manual, semimecanizado e mecanizado), e sua pegada de carbono.

Metodologia

O estudo baseou-se nos requisitos técnicos das normas ISO 14040:2009 e ISO 14044:2009 (ABNT, 2009 a, b). Foram levantados dados primários, a partir da aplicação de questionários em fazendas selecionadas, representativas de cada sistema de produção: manual, semimecanizado e mecanizado. A Figura 2 sintetiza as etapas de cada sistema de produção e suas especificidades. A Tabela 1 explicita as operações que diferem entre os sistemas de produção.

No levantamento de dados, a referência foi 1 hectare ano⁻¹ de cafezal, com todas as fases de produção representadas. O ciclo de produção completo foi de 20 anos (desde a limpeza do

terreno até o último ano de produção), assumindo-se que as fases de implantação e formação do cafezal têm duração de um ano, e a fase de plena produção, de 18 anos. Os dados do inventário agrícola foram “anualizados”, isto é, os fluxos de entrada e saída das fases iniciais foram divididos por 20, e os fluxos da fase de plena produção corresponderam à média de dois anos agrícolas (considerando a bienalidade do café).

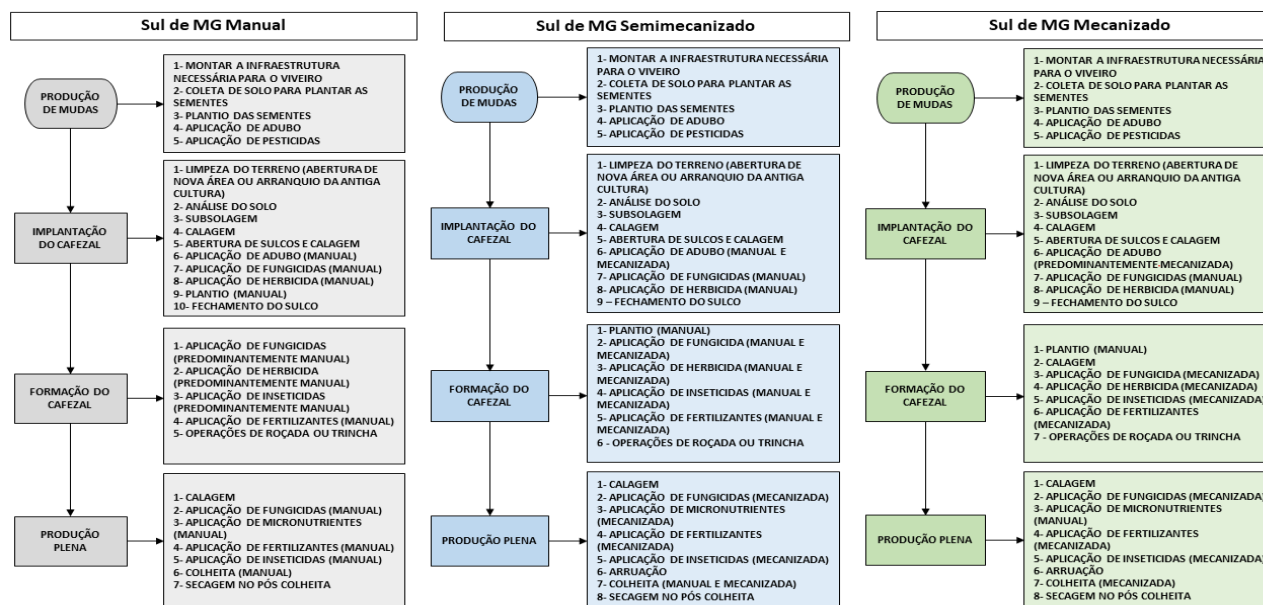
Tabela 1: Tipos de operações agrícolas dos sistemas de produção de café arábica em grãos verdes.

Etapas	Sul MG Manual	Sul MG Semi-mecanizado	Sul MG Mecanizado
Plantio	Manual	Manual	Manual
Tratos culturais	Predominantemente manuais	Variados entre manuais e mecanizados	Predominantemente mecanizados
Irrigação	Não	Não	Não
Colheita	Manual	Manual e mecanizada	Mecanizada

A unidade de referência (UR) dos inventários de processo (IP) foi 1 kg de café em grãos verdes. Os processos incluídos nos sistemas de produto foram: (1) produção de insumos (mudas, corretivos, fertilizantes e pesticidas); (2) produção agrícola; (3) beneficiamento.

Os IP foram organizados na ferramenta ICVCalc, desenvolvida pela Embrapa Meio Ambiente (Matsuura et al., 2021). As emissões

Figura 2: Etapas e especificidades dos sistemas de produção manual, semimecanizado e mecanizado.



foram calculadas segundo Nemecek & Schnetzer (2012) e IPCC (2006, 2019).

As emissões da queima de restos culturais, praticada na renovação do cafezal, foram estimadas segundo o capítulo 2, Volume 4, do IPCC (2006). Assumiu-se que 100% dos resíduos agrícolas do cafezal estava disponível para combustão. Não havendo fator de emissão específico para o café, adotou-se um valor para espécie perene e não arbustiva, uma vez que fisiologicamente, a planta de café se assemelha mais a uma árvore do que a um arbusto.

As emissões de CO₂ derivadas de Mudanças de Uso da Terra (MUT) foram estimadas pelo modelo BRLUC (Novaes et al, 2017), em nível

estadual, que indica para o sul de Minas Gerais o uso anterior do solo composto por 98% de lavouras permanentes e 2% de áreas não especificadas.

Os Inventários de Ciclo de Vida (ICV) foram consolidados no software SimaPro v 9.1.1.1. Os inventários de *background* vieram do banco de dados “ecoinvent versão 3.6, *allocation cut-off by classification – unit*”.

Para as operações mecanizadas, a escolha dos inventários de *background* seguiu a ordem: (1) ICV da operação adaptado para o contexto brasileiro; (2) ICV original do ecoinvent. Não estando disponíveis as duas opções, os impactos das operações mecanizadas derivaram dos

consumos reais de diesel e das emissões da sua combustão, estimadas por fatores de emissão de Nemecek & Kägi (2007).

Para a estimativa da Pegada de Carbono do café em grãos verdes foi usado o método IPCC 2013 GWP 100a, implementado no SimaPro.

Resultados

Os inventários de processo da produção de café em grãos verdes para os sistemas manual, semimecanizado e mecanizado são resumidos na Tabela 2, que apresenta apenas os fluxos que impactam a Pegada de Carbono.

A produtividade varia entre os sistemas de produção, por consequência os resultados por UR (1 kg de café em grãos) também vão variar.

Dentre os três sistemas avaliados, o sistema predominantemente manual teve maior produtividade (2,56 t ha⁻¹), seguido pelos sistemas mecanizado (2,34 t ha⁻¹) e semimecanizado (2,28 t ha⁻¹).

O calcário, usado como corretivo à acidez do solo, aporta carbonatos, que dissolvidos liberam bicarbonato, que gera emissões de CO₂ (IPCC, 2006). Nos três sistemas estudados se empregou o calcário dolomítico, cujo fator de emissão é 13% (IPCC, 2006). A quantidade de calcário variou entre os sistemas de produção: 1,2 t ha⁻¹ no sistema manual; 1,3 t ha⁻¹ no sistema semimecanizado; e 2,4 t ha⁻¹ no sistema mecanizado. A Tabela 2 mostra esses valores para 1 kg de café em grãos.

Essa diferença na quantidade de calcário aplicada é refletida nas emissões de CO₂ fóssil mostradas nos inventários.

O café é uma cultura muito exigente em adubação nitrogenada. Os fertilizantes contendo nitrogênio contribuem com a emissão de N₂O, um potente gás de efeito estufa, de forma direta e indireta, a partir da conversão da amônia volatilizada e do nitrato lixiviado (IPCC, 2006). Diferentes fontes de nitrogênio presentes nos fertilizantes têm diferentes fatores de emissão como amônia (que podem variar de 0,2%, para o nitrato de sódio, a 1,42%, para a ureia), o que afeta essa emissão indireta de N₂O.

Tabela 2: Principais impactos ambientais dos inventários da produção de café em grãos verdes, para

os sistemas de produção manual, semimecanizado e mecanizado (1 kg de café).

	Fluxos	Sistema Manual	Sistema Semi-Mecanizado	Sistema Mecanizado
Entradas da Tecnosfera				
Água (kg)		-	-	3,33E+00
Muda (p)		8,20E-02	9,00E-02	1,00E-01
Calcário dolomítico (kg)		4,49E-01	5,81E-01	1,01E+00
Nitrato de amônia (kg)		1,25E-01	1,21E-01	1,53E-01
Sulfato de amônia (kg)		1,46E-03	1,64E-03	1,58E-03
MAP (como N) (kg)		2,86E-03	8,62E-03	8,06E-03
Outras fontes de N (kg)		-	2,70E-04	-
Somatória Nitrogenados		1,29E-01	1,32E-01	1,63E-01
Estercos bovino (kg)		-	3,18E-03	2,48E-03
Limpeza do terreno (ha)		1,95E-05	2,19E-05	2,14E-05
Aplicação de calcário (ha)		1,95E-05	4,82E-04	4,70E-04
Subsolagem (ha)		1,95E-05	2,19E-05	2,14E-05
Plantio (ha)		-	2,19E-5	2,14E-05
Plantio com adubação (ha)		-	2,19E-05	2,14E-05
Aplicação de fertilizantes (ha)		-	2,70E-03	2,20E-03
Aplicação de pesticidas (ha)		3,90E-05	2,68E-03	2,18E-03
Colheita (ha)		-	4,39E-04	4,27E-04
Diesel (L)		7,02E-04	3,44E-02	2,47E-02
Eletricidade (kWh)		1,22E-01	1,17E-01	1,00E-01
Emissões para Ar				
Amônia (kg)		3,33E-03	3,35E-02	3,35E-02
Monóxido de dinitrogênio (kg)		3,39E-03	4,29E-03	4,91E-03
Dióxido de Carbono, MUT (kg)		4,68E-02	5,26E-02	5,13E-02
Dióxido de Carbono, fóssil (kg)		1,62E-03	7,92E-02	5,70E-02
Dióxido de Carbono, biogênico (kg)		1,96E-04	9,57E-03	6,88E-03
Metano, fóssil (kg)		6,69E-08	3,28E-06	2,36E-06
Metano, biogênico (kg)		2,67E-08	1,31E-06	9,39E-07
Monóxido de dinitrogênio (kg)		6,39E-08	3,13E-06	2,25E-06
Amônia (kg)		1,04E-08	5,08E-07	3,65E-07
Metano, biogênico (kg)		2,32E-03	2,61E-03	2,54E-03
Monóxido de Dinitrogênio (kg)		2,12E-04	2,38E-04	2,32E-04
Emissões para Água				
Nitrato (kg)		1,93E-01	2,05E-01	2,37E-01

Neste estudo, os tipos e quantidades de fertilizantes nitrogenados sintéticos variaram por sistema de produção, sendo menores nos sistemas manual e semimecanizado (0,13 kg/kg café) e um pouco mais altos no sistema mecanizado (0,16 kg/kg café).

Os fertilizantes orgânicos (estercos bovino), usados nos sistemas semimecanizado e mecanizado (0,11 kg/kg de café e 0,09 kg/kg de café, respectivamente), também geram emissões de N₂O. Esse material é aplicado ao campo combinado à palha do café. As emissões de CO₂ da degradação da palha não foram

contabilizadas, por se assumir neutralidade, considerando a absorção de CO₂ pela planta em crescimento e manutenção.

Por fim, a combustão do diesel nas operações agrícolas é outra fonte de emissões de gases de efeito estufa que difere entre os sistemas. Claramente, os sistemas manual e semimecanizado geram menos emissões, comparados ao sistema mecanizado.

Não variam entre os sistemas de produção, mas entram na contabilidade da Pegada de Carbono do café em grãos, as emissões da queima de resíduos agrícolas e as emissões derivadas de MUT.

A queima ocorre uma vez a cada 20 anos, na reforma do cafezal, e suas emissões são atribuídas ao total de café em grãos produzido nesse período. Essa prática gera emissões de vários gases poluentes, dentre eles o CO₂, CH₄ e N₂O. Pela mesma premissa assumida anteriormente com relação à palha de café, as emissões de CO₂ da queima das plantas não precisam ser contabilizadas na Pegada de Carbono do café, uma vez que se assume que o carbono liberado durante a combustão havia sido absorvido pela vegetação durante o ciclo de crescimento e produção da cultura.

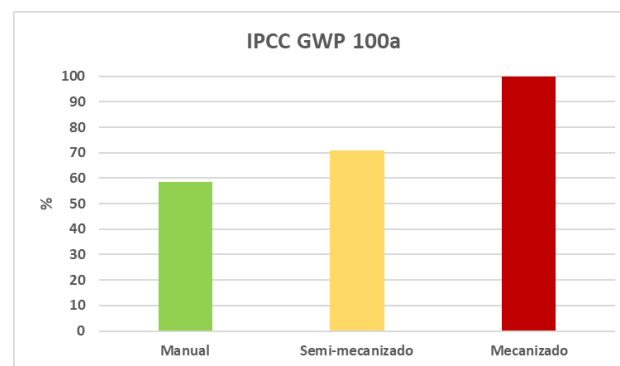
As emissões de MUT para o estado de Minas Gerais foram estimadas em 0,12 t CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹.

A Pegada de Carbono dos três sistemas de produção de café em grãos verdes é apresentada na Figura 3. O melhor desempenho foi observado

para o sistema manual, com 2,72 kg CO₂ eq/kg café, seguido do semimecanizado, 3,31 kg CO₂ eq/kg café, e mecanizado, 4,66 kg CO₂ eq/kg café.

Para todos os sistemas de produção, as emissões de gases de efeito estufa do ciclo de vida dos grãos de café ocorrem principalmente no processo agrícola. No processo manual essa é a origem de 49,1% das emissões; no semimecanizado, 52,7%; no mecanizado, 45%. Também para todos os sistemas, o segundo processo com maior contribuição para as emissões é a produção do fertilizante nitrato de amônio (36,8%; 29,3% e 26%, para os processos manual, semimecanizado e mecanizado, respectivamente), pelo fato de passar pela produção de ácido nítrico, processo altamente emissor. Apenas para o sistema mecanizado o processo de produção de pesticidas tem alguma relevância na emissão de gases de efeito estufa.

Figura 3: Pegada de Carbono de 1 kg de café em grãos verdes produzido pelos sistemas manual, semimecanizado e mecanizado.



A Figura 4 exemplifica a contribuição dos processos de produção do ciclo de vida na Pegada de Carbono do café em grãos.

Com relação às substâncias, o N₂O é o principal gás de efeito estufa do ciclo de vida do café em grãos verdes, seguido pelo CO₂ de origem fóssil e não fóssil. Por ser uma região onde há cultura do café está estabelecida há várias décadas, as emissões derivadas de Mudanças de Uso da Terra não têm grande significância.

Figura 4: Processos contribuintes para a Pegada de Carbono de 1 kg de café em grãos verdes produzido pelo sistema manual.



Conclusões

O café é um importante produto nos mercados nacional e internacional. A sustentabilidade da sua produção é foco de atenção mundial. Neste trabalho, três sistemas de produção de uma tradicional região produtora de café, o sul de Minas Gerais, foram investigados quanto à Pegada de Carbono. A boa relação entre consumo de insumos e produção concorreram para o bom desempenho ambiental de café. O sistema manual consumiu menor quantidade de calcário, fertilizantes e diesel e obteve maior produtividade. Para todos os sistemas, as emissões do processo agrícola causadas pela aplicação de nitrato de amônio, assim como o processo produção desse fertilizante, foram os pontos críticos onde se pode atuar para reduzir as emissões de Gases de efeito estufa do café.

Agradecimentos

De antemão, agradecemos a todos os revisores dos artigos do GCV 2020. Também agradecemos à Cooxupé (Cooperativa Regional de Cafeicultores em Guaxupé), parceira do projeto, que deu acesso às fazendas produtoras de café que forneceram dados para este estudo; e ao CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico), que financiou parte do projeto.

Referências bibliográficas

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14040 (2009a): Gestão ambiental - avaliação do ciclo de vida – princípios e estrutura. Rio de Janeiro.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14044 (2009b): Gestão ambiental - avaliação do ciclo de vida – requisitos e orientações. Rio de Janeiro.

Climate Change 2013. The Physical Science Basis. Working Group I contribution to the Fifth Assessment Report of the IPCC. <http://www.climatechange2013.org>

CNA, 2021. Valor bruto da produção agropecuária 2021. Disponível em: <<https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/noticias/valor-da-producao-agropecuaria-de-2020-soma-mais-de-r-871-bilhoes-e-e-o-maior-dos-ultimos-32-anos/202012VBPRESUMOUFs.pdf>>. Acesso em: 2 maio 2021.

CONAB. Séries históricas de café arábica 2021. Disponível em: <<https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/serie-historica-das-safras>>. Acesso em 21 abr. 2021.

IBGE. Produção agrícola municipal (PAM). 2019. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/tabela/1613>>. Acesso em: 22 abr. 2021.

IPCC, 2006. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use - ESSE, in: Hayama, K. (Ed.), 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Japan.

IPCC 2019, 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Calvo Buendia, E., Tanabe, K., Kranjc, A., Baasansuren, J., Fukuda, M., Ngarize, S., Osako, A., Pyrozhenko, Y., Shermanau, P. and Federici, S. (eds). Published: IPCC, Switzerland.

MATSUURA, M. I. S. F et al. Workbook for life cycle inventories of agricultural products, according to different methodological guides. Jaguariúna: Embrapa, 2020. Páginas

Nemecek T., Kägi T. and Blaser S. (2007) Life Cycle Inventories of Agricultural Production Systems. Final report ecoinvent v2.0 No.15. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH.

NEMECEK, T.; SCHNETZER, J. Methods of assessment of direct field emissions for LCIs of agricultural production systems. Zurich, Data v3.0, 2012. Disponível em: <http://www.ecoinvent.org/fileadmin/talkpages/pages/01-01-crop-production/01_crop_production_-_direct_field_emissions___natural_resources_v1.1.pdf>. Acesso em: 5 mar. 2021.

NOVAES, R. M. L. et al. Estimating 20-year land-use change and derived CO2 emissions associated with crops, pasture and forestry in Brazil and each of its 27 states. Global Change Biology, v. 23, p. 3716–3728, 2017.

Desempenho ambiental do amendoim produzido em sistema de rotação com pastagem

Nilza Patrícia Ramos^{1,*},

Anna Letícia M. Pighinelli¹,

Dartanhã J Soares²,

Vinícius Gonçalves Maciel³,

Marcos Doniseti Michelotto⁴,

Marília I. da Silveira Folegatti¹

¹Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna-SP

²Embrapa Algodão, Campina Grande-PB

³Embrapa Meio Ambiente, bolsista de inovação

⁴Apta Regional Centro Norte, Pindorama-SP

*nilza.ramos@embrapa.br

Resumo

No Brasil, o estado de São Paulo é o maior produtor de amendoim, cultivado essencialmente em áreas de sucessão com pastagem e cana-de-açúcar. Neste estudo procurou-se avaliar o desempenho ambiental de um sistema de produção de amendoim com pastagem, típico da região da Alta Paulista, usando Avaliação do Ciclo de Vida, do berço ao portão da fazenda (produto colhido). O inventário do ciclo de vida (ICV) foi construído a partir de dados primários, levantados com especialistas. A unidade de referência avaliada foi 1 kg de grãos (em vagem). As emissões para o meio ambiente foram calculadas com base em modelos da literatura; e os processos a montante obtidos no banco de dados ecoinvent v.3.6. Foi utilizado o método ReCiPe 2016 Midpoint (H) V1.04/World (2010) H, com o software SimaPro®, v. 9.1.1.1. O sistema levantado representa 10% da produção de amendoim paulista, com cultivo de amendoim em rotação com pastagem. A etapa de

produção em campo é a responsável pelos impactos mais expressivos nas categorias de toxicidade para corpos de água e solo, em função do uso de pesticidas empregados para mitigar as perdas ocasionadas por pragas e doenças. As emissões totais de gases de efeito estufa somam $6,55E-01$ kg de CO_2eq kg^{-1} de amendoim em vagem (59% inferiores à média mundial), com alta contribuição de MUT ($4,13E-01$ kg de CO_2eq kg^{-1} de amendoim em vagem) em relação às emissões provenientes das ações de campo ($1,62E-01$ kg de CO_2eq kg^{-1} de amendoim em vagem).

Palavras-chaves: avaliação de ciclo de vida do amendoim; GEE, ecotoxicidade.

Introdução

O amendoim (*Arachis hipogea* L) é uma oleaginosa mundialmente apreciada para consumo *in natura* ou em confeitos (Bonku et al., 2020), mas que também pode ser aproveitada na extração de óleo comestível, alimentação animal e outros produtos (Pereira & Ignácio, 2019). No Brasil, seu cultivo está concentrado no estado de São Paulo, que respondeu por 94% da produção na safra 2020, que foi de 511 mil toneladas (CONAB, 2020).

Historicamente, o amendoim é cultivado em arrendamento de áreas de reforma de cana-de-açúcar e pastagens (Lourenzani & Lourenzani, 2009), principalmente nas regiões de Ribeirão

Preto e Alta Paulista, localizadas no estado de São Paulo. Este sistema de ocupação mútua de terras beneficia tanto os produtores de amendoim, que migram frequentemente para novas áreas, o que reduz problemas fitossanitários, bem como para os produtores de cana e pasto, que aproveitam os nutrientes ciclados pelo amendoim (Ambrosano et al., 2011). Com a associação com a pastagem, o amendoim ainda pode fornecer parte dos seus resíduos de processamento para a alimentação animal, aumentando ainda mais a sustentabilidade do sistema.

O uso do grão *in natura* evidencia a necessidade de controle rigoroso das etapas de produção agrícola, para garantir segurança à saúde humana e bom desempenho ambiental. Inclusive, essas garantias são cada vez mais exigidas para a sua comercialização em mercados mais seletivos. Uma forma de verificar este desempenho, e quais os pontos de atenção nas suas etapas de produção, é pelo uso da metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Isto porque a ACV contabiliza, de forma confiável, as entradas de insumos e as

saídas de diferentes tipos de emissões (NBR ISO 14044; 14044).

O uso da ACV para produtos agrícolas está se consolidando, com trabalhos envolvendo várias culturas como trigo (Charles et al., 2006; Wang et al., 2007), cana (Chagas et al., 2015) e sistemas mais complexos como soja-girassol em safra-safrinha (Matsuura et al., 2016), que caracterizam melhor os sistemas de produção de grãos brasileiro. Nesses sistemas de sucessão e rotação de culturas, geralmente há compartilhamento de operações e insumos, que resultam em maior eficiência de produção e, em geral, ganhos de produtividade.

Como o estado de São Paulo é o maior produtor do amendoim brasileiro e a produção deste grão ocorre em sistemas com sucessão de culturas, procurou-se nesta pesquisa determinar o desempenho ambiental da sua produção em um sistema de sucessão com a pastagem, usando a ACV.

Método

O estudo fez parte do projeto temático *Sugarcane Livestock Integration: Modeling and Optimization* (FAPESP: 2017/11523-5) e

contemplou a caracterização de sistemas de produção que incluem culturas com potencial de participar da integração cana-pecuária.

A caracterização do sistema produtivo envolvendo o amendoim considerou: a) levantamento bibliográfico e b) coleta de dados primários, por meio de entrevistas, com questionários estruturados. As consultas ocorreram com os especialistas na produção agrícola do amendoim, que prestam assistência aos produtores, e também com os próprios produtores, das regiões-chave de produção.

Os questionários consideraram informações relativas às práticas adotadas, em cada uma das fases de produção agrícola, bem como quanto ao uso de insumos e energia. As informações foram organizadas e analisadas quanto à sua similaridade de processos. Com isto, identificou-se o sistema de produção envolvendo amendoim e pastagem e se elaborou o inventário do ciclo de vida (ICV).

A unidade de referência (UR) adotada foi 1 kg de grãos de amendoim em vagem, com escopo até a colheita dos grãos, sem avançar para a etapa da pastagem. Considerou-se o consumo de

insumos e as operações específicos para o amendoim. As operações compartilhadas com a pastagem foram alocadas em função do tempo de ocupação da terra e da fração da área total.

A partir dos dados coletados, o ICV foi construído com auxílio da ferramenta ICVCalc-Embrapa[®], calculadora em fase final de desenvolvimento pela Embrapa Meio Ambiente. A ICVCalc-Embrapa organiza os fluxos de entrada em um inventário de processo na aba “Inputs” e estima as emissões para os compartimentos ambientais nas abas “-Calc”, por vários protocolos metodológicos recomendados para sistemas agrícolas como: Nemecek & Schnetzer (2012), WFLDB (Nemecek et al., 2015), Agri-footprint, (Van Paasen et al., 2019), Agribalyse (Koch & Salou, 2020) e IPCC 2019 (IPCC, 2019) (MATSUURA et al., 2021). Neste estudo, optou-se por usar o protocolo Nemecek & Schnetzer (2012), referência metodológica do Banco de Dadosecoinvent, e IPCC 2019 (IPCC, 2019) para as emissões derivadas do calcário. As emissões relacionadas à mudança de uso da terra (MUT) foram calculadas a partir da ferramenta BRLUC (Novaes et al., 2017).

Os ICV dos processos a montante foram obtidos no banco de dados ecoinvent v.3.6 (Weirnet et al, 2016). Os dados foram modelados no software SimaPro®, v. 9.1.1.1 e os impactos foram caracterizados utilizando o método ReCiPe 2016 Midpoint (H) V1.04 / World (2010) H. Foram consideradas as categorias de impacto de “Mudanças Climáticas - MC”, “Eutrofização de Água Doce - EUAD”, “Ecotoxicidade Terrestre - ECOT”, “Ecotoxicidade de Água Doce - ECOAD” e “Toxicidade Humana - TH”.

Resultados

A sucessão amendoim-pastagem representa 34% da produção de amendoim na região da Alta Paulista (Lourenzani & Lourenzani, 2009), o que corresponde a cerca de 10% do volume produzido no estado de São Paulo, que é o maior produtor brasileiro. Neste sistema, o amendoim ocupa a área de reforma da pastagem

em uma determinada fração, por cerca de dois anos, apenas no período do verão, enquanto a pastagem se mantém pelo restante do tempo até completar 10 anos (Figura 1). Com isto, ambas as culturas se beneficiam das operações relativas ao preparo do solo, que envolvem máquinas pesadas e a aplicação de insumos como calcário e gesso.

No caso do amendoim, onde a etapa de produção em campo foi a que apresentou maior contribuição em quatro, das cinco categorias de desempenho ambiental estudadas (Figura 2), o compartilhamento de operações e insumos com a pastagem reduziu parte dos seus impactos em relação ao seu cultivo solteiro (Tabela 1). Esta redução variou de acordo com a categoria estudada, sendo de 41% na TH e 15% para MC.

A normalização mostrou que os efeitos mais deletérios foram percebidos nas categorias de EUAD, seguida de ECOT e ECOAD. Isto se

deve, em grande parte, à produção em campo do amendoim que demanda controle intenso de pragas e doenças, uma vez que as condições climáticas adequadas ao desenvolvimento da cultura, encontradas na região da Alta Paulista, também favorecem essas ocorrências (Moraes, 2006). Entretanto, esse cenário pode se modificar com o aumento de investimentos em melhoramento genético, potencializando a entrada no mercado de genótipos com maior resistência ou tolerância a pragas e doenças e também com a disponibilização de novas moléculas de pesticidas, com classes de menor potencial toxicológico.

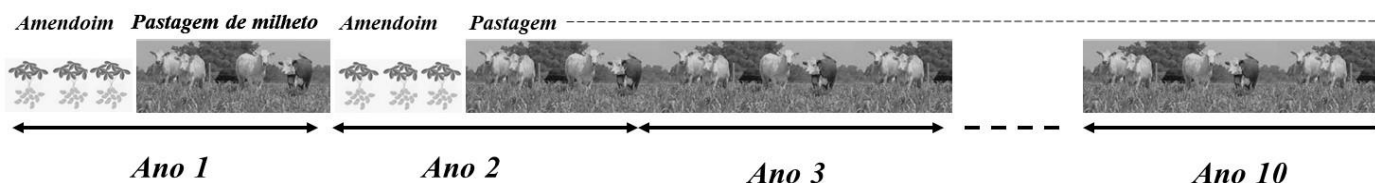


Figura 1. Esquema de um sistema de produção com sucessão amendoim-pastagem, predominante na região da Alta Paulista, estado de São Paulo.

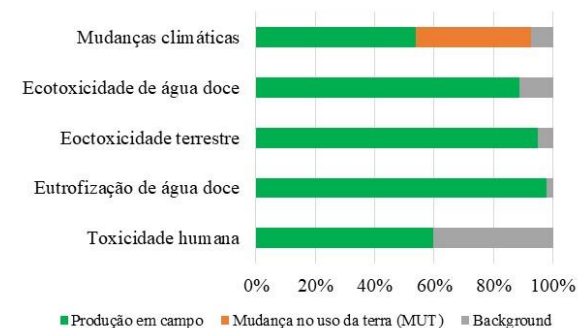


Figura 2. Contribuições das etapas de produção em campo, da mudança no uso da terra e da produção industrial de insumos e máquinas (background), no desempenho ambiental da fase agrícola de produção do amendoim em sistema com pastagem.

Tabela 1. Desempenho ambiental da produção de 1 kg de amendoim em casca, em sistema solteiro e em sucessão com pastagem, na região da Alta Paulista-SP.

<i>Categoria</i>	<i>Unidade</i>	<i>Solteiro</i>	<i>Sucessão pasto</i>	<i>diferença</i>
ECOAD	kg 1,4-DCB	8,80E-02	8,46E-02	-3,8%
ECOT	kg 1,4-DCB	1,18E+01	1,16E+01	-1,8%
EUAD	kg P eq	2,21E-03	2,20E-03	-0,4%
TH	kg 1,4-DCB	1,52E-02	8,91E-03	-41,2%
MC	kg CO _{2eq}	7,69E-01	6,55E-01	-14,9%

Unidade de referência (UR): 1kg de amendoim em casca

Na categoria de *MC*, que é uma das mais percebidas pela sociedade, as emissões foram de 6,55E-01 kg de CO_{2eq} kg⁻¹ de amendoim em vagem (Tabela 1), onde 1,62E-01 kg de CO_{2eq} kg⁻¹ resultou da produção em campo em si, 4,13E-01 kg de CO_{2eq} kg⁻¹ da contabilização de MUT e 7,99E-02 kg de CO_{2eq} kg⁻¹ das emissões de background. Notou-se a elevada contribuição de MUT (63%) em relação aos demais processos do ciclo de vida da produção de amendoim. O Brasil, por ser um país de abertura de áreas agrícolas relativamente jovem em relação a outros países, possui emissões de MUT com impactos mais expressivos em suas culturas agrícolas, não sendo este um resultado exclusivo para o amendoim.

No caso da produção em campo (desconsiderando MUT), 1,62E-01 kg de CO_{2eq} kg⁻¹ resultou do elevado consumo de diesel para a mecanização, que é intensivo (Lourenzani & Lourenzani, 2009), seguido da permanência de restos culturais após a colheita. Também o uso de fertilizante nitrogenado mineral, mesmo que baixo (16 kg de N ha⁻¹) em relação a outras culturas como a de milho, contribui para emissões significativas de N₂O, que é um gás de alto impacto no aquecimento global (IPCC, 2019). Cabe destacar que, pelo fato da cultura ser leguminosa há fixação biológica de nitrogênio que, segundo Okito et al. (2004), é de cerca de 40,3 kg/ha de nitrogênio no amendoim.

Em termos mundiais, a produção típica de amendoim, presente na baseecoinvent, incluindo-se MUT, apresenta emissão de 1,79E-00 kg de CO_{2eq} kg⁻¹ de amendoim em vagem (63% maior que o valor deste estudo). Isto mostra que as condições de produção do amendoim brasileiro, integrando culturas em sistema de produção, impactam menos o meio ambiente.

Bongiovanni et al. (2016) estudando a pegada de carbono do amendoim argentino, verificaram

que a etapa de campo contribuiu com 2,40E-01 kg de CO_{2eq} kg⁻¹ de amendoim em vagem sem considerar emissões de MUT (33% superior ao valor do presente estudo). Também Nikkhah et al (2015) ao determinarem a ACV do amendoim iraniano, em propriedades familiares (inferiores a 5 ha), observaram emissões de 3,30E-0,1 kg de CO_{2eq} kg⁻¹ de amendoim em vagem; sem considerar MUT, com baixo uso de mecanização, produtividade de 2400 kg ha⁻¹ e aplicação de 38 kg N ha⁻¹ (58% maior que no presente estudo), o que representou uma emissão 51% superior ao amendoim em sucessão com pastagem.

Conclusão

Neste estudo, uma ACV do cultivo de amendoim produzido em sistema de sucessão com pastagem foi realizada. Nossos achados sugerem que a produção em campo é a maior contribuinte do ciclo de vida do amendoim. Quando a MUT não é considerada, a etapa de produção em campo é a responsável pelos impactos mais expressivos nas categorias de toxicidade para corpos de água e solo, em função do uso de pesticidas empregados para

mitigar as perdas ocasionadas por pragas e doenças.

As emissões totais de gases de efeito estufa somam 6,55E-01 kg de CO_{2eq} kg⁻¹ de amendoim em vagem (63% inferiores à média mundial), com alta contribuição de MUT (4,13E-01 kg de CO_{2eq} kg⁻¹ de amendoim em vagem) em relação às emissões provenientes das ações de campo (1,62E-01 kg de CO_{2eq} kg⁻¹ de amendoim em vagem).

Agradecimentos

À FAPESP pelo financiamento do projeto Sugarcane Livestock Integration: Modeling and Optimization (processo 2017/11523-5).

Referências

- ABNT NBR ISO 14040. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT NBR ISO 14040: Gestão ambiental-avaliação do ciclo de vida-princípio e estrutura. ABNT, 2009.
- ABNT NBR ISO 14044. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT NBR ISO 14044: Gestão ambiental-avaliação do ciclo de vida-requisitos e orientações. ABNT, 2009
- Ambrosano, E.J., Cantarella, H., Ambrosano, G.M.N.A., Schamas, E.A., Dias, F.L.F., Rossó, F., Trivelin, P.C.O., Muraoka, T., Sachs, R.C.C., Azcon, R. (2011). Productivity of sugarcane after previous legumes crop. *Bragantia*, 70(4), 810-818.
- Bolonhezi, D. Vischi filho, O.J. Betiol, O.; Ambrosio, L.M. DA S; LEAL, E.P.R. Erosão do solo na Cultura do amendoim. Disponível em www.infoamedio.com.br/temasemdiscussão
- Bongiovanni, R.; Tuninetti, L.; Garrido, G. (2016). Huella de carbono de la cadena de mani de Argentina. *RIA, Revista de Investigaciones Agropecuarias*, 42 (3). 324-336.
- Bonku, R., & Yu, J. (2020). Health aspects of peanuts as an outcome of its chemical composition. *Food Science and Human Wellness*, 9(1), 21-30.
- Canals, L. M. (2003) Contributions to LCA methodology for agricultural systems. 2003. 250 p. Tesis (Doutorat en Ciències Ambientals) – Universitat Autònoma de Barcelona, Barcelona.
- Chagas, M. F., Bordonal, R. O., Cavalett, O., Carvalho, J. L. N., Bonomi, A., La Scala Junior, N. (2015) Environmental and economic impacts of different sugarcane production systems in the ethanol biorefinery. *Biofuels, Bioproducts & Biorefining*, v. 1.
- Charles, R., Jolliet, O., Gaillard, G., Pellet, D., (2006). Environmental analysis of intensity level in wheat crop production using life cycle assessment. *Agric. Ecosyst. Environ.* 113, 216-225.
- CONAB - COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO (2020). Séries históricas – Amendoim de 1ª e 2ª safras. Brasília, 2020. Acesso <https://www.conab.gov.br/infoagro/safras/serie-historica-das-safras?start=10>
- Godoy, I.J., Moraes, S.A., Siqueira, W.J., Pereira, J.C.V.N.A., Martins, A.L.M., Paulo, E.M. (1999). Produtividade, estabilidade e adaptabilidade de cultivares de amendoim em três níveis de controle de doenças. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 34, 1183-1191.
- IPCC 2019, 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Calvo Buendía, E., Tanabe, K., Kranjc, A., Baasansuren, J., Fukuda, M., Ngarize, S., Osako, A., Pyrozhenko, Y., Shermanau, P. and Federici, S. (eds). Published: IPCC, Switzerland.
- Koch, P., Salou, T. (2020). AGRIBALYSE®: Rapport Méthodologique-Volet Agriculture- Version 3.0 ; version initiale v1.0;2014. Ed ADEME, Angers, France. 319 p.
- Lourenzani, W.L.; Lourenzani, A.E.B.S. Perspectivas do agronegócio brasileiro do amendoim. *Informações Econômicas*, v39, n2, 2009, 55-69. Acesso - <http://www.iea.sp.gov.br/ftp/iea/publicacoes/IE/2009/tec6-0209.pdf>
- Matsuura, Marília I. S. Folegatti, Dias, F R. T., Picoli, J.F., Gracia, K.R.L., De Castro, C., Hirakuri, M.H. (2016) Life-cycle assessment of the soybean-sunflower production system in the Brazilian Cerrado. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. march, p. 1-10.
- Moraes de, S. A. (2006) Amendoim: Principais doenças, manejo integrado e recomendações de controle. 2006. Acesso em 11/02/2021. http://www.infobibos.com/Artigos/2006_2/amendoim/Index.htm
- Nemecek, T.; Schnetzer, J. Methods of assessment of direct field emissions for LCIs of agricultural production systems. Zurich: ART, 2012. 34 p. http://www.ecoinvent.org/fileadmin/talkpages/pages/01-01-cropproduction/01_crop_production_-_direct_field_emissions__natural_resources_v1.1.pdf
- Nemecek, T., Bengoa, X, Lansche, J., Mourn, P., Riedener, E., Rossi, V., Humbert, S. (2015) Methodological Guidelines for the Life Cycle Inventory of Agricultural Products. Version 3.0, July 2015. World Food LCA Database (WFLDB). Quantis and Agroscope, Lausanne and Zurich, Switzerland.
- Novaes, R. M. L. et al. (2017) Estimating 20-year land-use and derived CO2 emissions associated with crops, pasture and forestry in Brazil and each of its 27 states. *Global Change Biology*, p. 1-13.
- Okito, A.; Alves, B.J.R.; Urquiaga, S.; Boddey, R.M. Nitrogen fixation by groundnut and velvet bean and residual benefit to a subsequent maize crop. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 39, p. 1183-1190, 2004.
- Segato, S. V.; Penariol, A. L. (2007) A cultura do amendoim em áreas de reforma de canavial. In: Segato, S. V.; Fernandes, C.; Sene Pinto, A. Expansão e Renovação de Canavial. Piracicaba: Editora CP 2, p. 85-116.
- Van Paassen, M.; Braconi, N.; Kuling, L.; Durlinger, B.; Gual, P. (2019) Agri-footprint 5.0. July 2019. Gouda, The Netherlands. Available: <https://www.agri-footprint.com/wp-content/uploads/2019/11/Agri-Footprint-5.0-Part-2-Description-of-data-17-7-2019-for-web.pdf>.
- Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E., and Weidema, B. (2016) The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 21, n. 9, p.1218–1230.

Dados pedológicos e climáticos para inventários de ACV disponibilizados por mesorregiões brasileiras

Joaquim Ernesto Bernardes Ayer¹; Danilo Francisco Trovo Garofalo¹; Fernando Henrique Cardoso¹; Marcelo A. B. Morandi¹; Nilza Patrícia Ramos¹; Ana Paula Contador Packer¹; Cristiano Alberto de Andrade¹; Marília I. S. Folegatti Matsuura¹.

1 - Embrapa Meio Ambiente
Rodovia SP 340, km 127,5, S/N - Tanquinho Velho, Jaguariúna - SP, 13918-110.
{joaquimeba, danilo.trovo.garofalo}@gmail.com; cristiano.andrade@embrapa.br

Resumo

Estabelecer parâmetros que compõem os inventários de ACV não é tarefa fácil; e quando se trata de ICVs agropecuários, os dados são muitas vezes inexistentes ou de complexa obtenção. Por consequência, é comum o uso de parâmetros “default” recomendados por protocolos internacionais, não condizentes com as condições da agricultura brasileira. Assim, o objetivo deste trabalho foi disponibilizar parâmetros relacionados à pedologia e clima, em escala regional (mesorregiões do IBGE), utilizados em inventários agropecuários de ACV para o Brasil. Os dados edafoclimáticos e ambientais foram obtidos de repositórios internacionais e nacionais, plotados em sistemas de informação geográfica e discriminados a partir das mesorregiões do IBGE. Os dados aqui gerados representam um aprimoramento por serem específicos para o Brasil, nível “Tier 2”, e substituem dados “default” de valor único para todo o país, gerados em muitos casos para condições ambientais muito distintas das brasileiras (Tier 1). Estes ainda possuem a vantagem de estar georreferenciados e espacializados para todo o país. Ainda assim, é necessário o aprimoramento desses dados, idealmente na escala de microrregiões do IBGE, visando alcançar um conhecimento mais amplo e completo da dinâmica socioambiental do Brasil. Informações confiáveis e mais específicas para o país são fundamentais para a compreensão e orientação de esforços para que o processo produtivo seja sustentável e para que as metas

ambientais brasileiras acordadas internacionalmente sejam adequadamente aferidas.

Palavras-chaves: *Sustentabilidade; Erosão; RUSLE.*

Introdução

A atividade humana e as mudanças relacionadas ao uso da terra têm implicações substanciais nos ciclos e na dinâmica ecossistêmica. Essa situação tem levado a um novo paradigma, onde a produção sustentável é indispensável, visto o custo socioeconômico destes impactos. Neste contexto, o diagnóstico do perfil ambiental dos sistemas produtivos, utilizando a técnica da Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), permite avaliar, comparar e monitorar os impactos dos processos produtivos.

Além disso, por ser signatário de diversos acordos internacionais, como da Convenção de Mudanças Climáticas (Acordo de Paris) (Packer et al., 2015), o Brasil, para cumprir as metas assumidas, precisa conhecer e avaliar a eficiência do consumo de energia, matéria e a geração de impactos ambientais dos seus sistemas produtivos. Logo, a ACV possibilita, de forma científica e quantitativa, conhecer os pontos críticos para a mitigação de impactos ambientais ou sua prevenção, assim melhorando a sustentabilidade da produção.

Porém, estabelecer parâmetros que alimentam os modelos para estimação de emissões para Inventários de Ciclo de Vida (ICV) não é uma tarefa fácil e, quando se trata da obtenção dos parâmetros para ICVs agropecuários, os dados

são muitas vezes inexistentes ou de complexa obtenção. Os ICVs agropecuários brasileiros utilizam, geralmente, dados pedológicos e climáticos com valores de entrada “default”, obtidos em protocolos como o World Food LCA Database (WFLDB) (Nemecek et al., 2015) e Agri-footprint (Van Paassen et al., 2019), que são oriundos de localidades com dinâmicas edafoclimáticas e de uso completamente diferentes da realidade do Brasil. Assim, o objetivo deste trabalho foi disponibilizar alguns parâmetros relacionados à pedologia e clima, em escala regional (mesorregiões do IBGE), a serem utilizados em ICVs agropecuários brasileiros.

Metodologia

A Tabela 1 apresenta as fontes utilizadas como referência nos dois principais protocolos, WFLDB (Nemecek et al., 2015) e Agri-footprint (Van Paassen et al., 2019), para os seus modelos de emissão. Nas Tabelas 2 a 6 são apresentados os parâmetros atribuídos às variáveis necessárias para a estimativa do potencial de perda de solo anual a longo prazo, que até o presente momento eram utilizados para o cálculo das emissões de fósforo por erosão hídrica para águas superficiais, de acordo com Faist Emmenegger et al. (2009).

Os dados obtidos neste estudo são substitutivos aos dados das tabelas de 2 a 6, e são oriundos de repositórios científicos internacionais. Esses foram levantados, tratados e avaliados para emprego nos projetos de ICV, desenvolvidos

pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa). Os dados representam um refinamento de “Tier 1 para 2”, como descrito no guia do *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC, 2019).

Tabela 1 - Visão geral dos modelos de emissões e suas respectivas referências na literatura técnica.

	<i>Agri-footprint</i>	<i>WFLDB</i>
Amônia (NH ₃)	EMEP/EEA – Tier 2	EMEP (EEA 2013) Tier 2
Nitrato (NO ₃ ⁻)	IPCC (IPCC, 2006b) – Tier 1	SALCA (Europe) SQCB (other countries)
Dióxido de carbono (CO ₂)	IPCC (IPCC, 2006b) – Tier 1	IPCC (2006) Tier 1
Óxido Nítrico (NO)	EMEP/EEA – Tier 1	-
Óxido Nitroso (N ₂ O)	-	IPCC (2006) Tier 1
Fósforo (P, PO ₄ ³⁻)	ReCiPe	SALCA-P
Metais pesados (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn)	Nemecek & Schnetzer	Freiermuth (2006) (SALCA method)

Os dados sobre erosão dos solos são usados nos modelos para ACV para estimativa de perda de fósforo e de metais pesados para os compartimentos solo e água e têm efeito nas categorias de toxicidade humana e ecotoxicidade. As informações disponibilizadas neste estudo, resultam do projeto desenvolvido pela União Europeia, “*Global Soil Erosion*”, ESDAC (2021), que aplicou a Equação Universal de Perdas de Solos Revisada (RUSLE), de Renard (1997), para todo o globo. O “*Global Soil Erosion*” é um conjunto de dados reamostrados com “*pixel*” resolução de

25 km. Os dados utilizados neste modelo global são do ano de 2012. O pacote de dados inclui as camadas de entrada na resolução de 25 km, Erosividade (R) (MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹), Erodibilidade (K) (t h MJ⁻¹mm⁻¹), Fatores Topográficos (LS) (Adimensionais), Fator Uso e Manejo do solo (C) (Adimensional) e o dado modelado de Erosão Potencial ou Perda de Solo (A) (t ha⁻¹ ano⁻¹).

Para o Fator Vigência de práticas conservacionistas (P) (Adimensional), por não estar disponível em ESDAC (2021), recomenda-se usar o valor de 0,5 obtido de Bertoni e Lombardi (1999), visto que a maioria das produções agrícolas brasileiras adotam alguma prática conservacionista, como curvas de nível, bacias de infiltração, terraceamento, escada hidráulica, entre outras.

Os dados das Zonas Ecoclimáticas (Adimensionais), Precipitação (mm/ano), Teor de Argila (%), Perda de Fósforo por erosão (kg P ha⁻¹ ano⁻¹), foram obtidos respectivamente das bases georreferenciadas FAO (2021), Alvares et al. (2014), NASA/GLDAS (2021) e ESDAC (2021).

Para todos os parâmetros climáticos e pedológicos tratados neste estudo, os arquivos georreferenciados em formato raster, referentes a estes parâmetros, foram recortados utilizando como máscara as mesorregiões obtidas de IBGE (2020). Destes arquivos raster recortados, foram obtidos os valores médios dos parâmetros acima citados, para cada uma das mesorregiões

brasileiras. Para as zonas ecoclimáticas, por ser um parâmetro qualitativo, foi escolhida a classe com maior área dentro de cada mesorregião do IBGE. Para o processamento destes dados foi utilizado o SIG ArcGIS.

Tabela 2 - Precipitação média anual para cada ecozona.

<i>Ecozona</i>	<i>Precipitação anual média [mm/ano]</i>
Tar	2500
Tawa	1500
Tawb	1000
Tbsg	500
Tbwh	50
Scf	1200
Scs	700
Sbsh	400
Sbwh	200
TeDo	1500
TeDc	600
TeBsk	300
TeBWK	150
Ba	500
BB	400

Tabela 3 - Erodibilidade para cada tipo de solo USDA.

<i>USDA solo</i>	<i>Fator K</i>
Alfisol	0,040
Andisol	0,066
Aridisol	0,040
Entisol	0,026
Gelisol	0,040
Histosol	0,040
Inceptisol	0,040
Mollisol	0,059
Oxisol	0,040
Spodosol	0,026
Ultisol	0,026
Vertisol	0,046

Tabela 4 - Fator de cultura para cada cultura agrícola.

Cultura	Fator c1
Batata	0,4
Beterraba	0,5
Cana-de-açúcar	0,3
Sorgo	0,4
Colza	0,5
Soja	0,4
Palma	0,2

Tabela 5 - Fator de preparo para cada método de preparo do solo agrícola.

Cultura	Fator c2
Arado de queda	1
Arado de mola	0,9
Cultivo de cobertura morta	0,6
Cultivo de cume	0,35
Zona de cultivo	0,25
Sem lavoura	0,25

Tabela 6 - Fator de prática para cada prática agrícola antierosão.

Cultura	Fator P
Declive para cima e para baixo	1
Declive transversal	0,75
Agricultura de contorno	0,5
Corte em faixa, declive transversal	0,37
Corte em tiras, contorno	0,25

Resultados e discussões

Os dados obtidos permitem maior refinamento, equivalente ao “Tier 2” (IPCC, 2019), quando comparados aos dados “default” utilizados em WFLDB (Nemecek et al., 2015), modelo que

foi desenvolvido para aplicação na Suíça, com características naturais e sociais totalmente diferentes do Brasil, e são equivalentes quando aplicadas no país ao “Tier 1”.

As informações apresentadas nas Figuras 1 e 2 e na Tabela 7 estão discriminadas em 137 mesorregiões. Os dados possuem escala regional e permitem uma caracterização ambiental mais fidedigna das características pedológicas, climáticas e de uso e manejo dos solos no Brasil, para uso em inventários de ACV.

Todavia, é necessária a ampliação da coleta de dados ambientais, melhorando a resolução espacial e temporal dos dados referentes às condições socioambientais do Brasil. Isso é indispensável se almejamos modelos de avaliação ambiental e de ACV mais precisos e acurados, e recursos mais bem empregados, no que diz respeito a processos produtivos sustentáveis e à redução da degradação ambiental.

Neste sentido, é imprescindível que estes dados sejam refinados no futuro, idealmente na escala de microrregiões do IBGE, o que geraria um conhecimento mais amplo e completo da dinâmica social, ambiental e econômica do Brasil, permitindo um refinamento de dados em “Tier 3”, no qual as escalas são de detalhe. Isso contribuirá para a verificação do cumprimento das metas ambientais assumidas nos acordos internacionais pelo Brasil, das suas políticas públicas, além de permitir aos empreendedores

nacionais e usuários de ACV uma visão holística, em busca de processos produtivos mais sustentáveis.

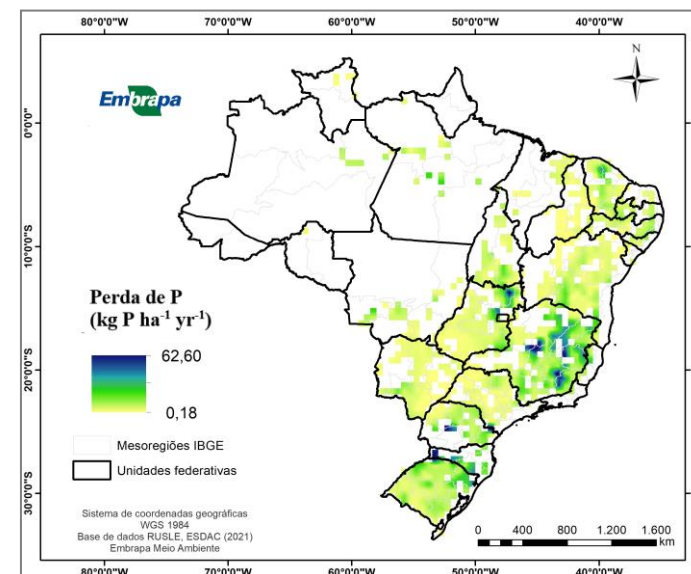
Figura 1 – Perda de fósforo por erosão para o Brasil.

Figura 2: **A** – Fator Erosividade da chuva para o Brasil; **B** – Fator Erodibilidade dos solos para o Brasil; **C** – Fator Topográfico dos solos para o Brasil; **D** – Fator Uso e Manejo do solo para o Brasil. **E** –Perda de Solo potencial para o Brasil; **F** – Zonas Ecoclimáticas FAO para o Brasil; **G** – Precipitação média anual no Brasil; **H** – Teor da Fração Argila nos solos do Brasil.

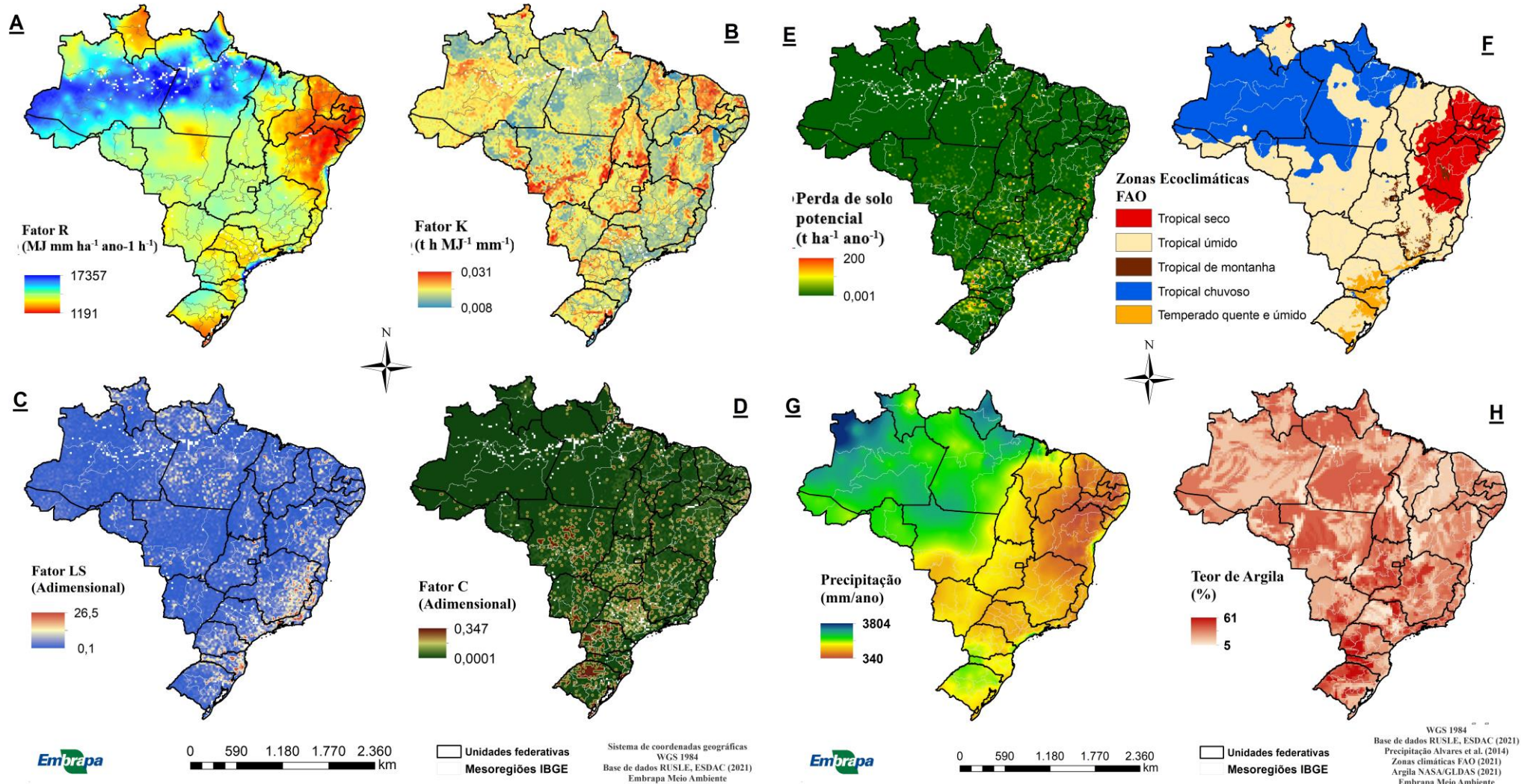


Tabela 7: Fatores climáticos e pedológicos, discriminados por mesorregião para o Brasil para uso em inventários de ACV.

NOME MESORREGIÃO IBGE	Perda de Solo (t ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Fator R (MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹ ano ⁻¹)	Fator K (t h MJ ⁻¹ mm ⁻¹) (adimensional)	Fator LS (adimensional)	Fator C (adimensional)	Zona ecolimática (adimensional)	Precipitação (mm/ano)	Teor de argila (%)	Perda de P (kg P ha ⁻¹ ano ⁻¹)	NOME MESORREGIÃO IBGE	Perda de Solo (t ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Fator R (MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹ ano ⁻¹)	Fator K (t h MJ ⁻¹ mm ⁻¹) (adimensional)	Fator LS (adimensional)	Fator C (adimensional)	Zona ecolimática (adimensional)	Precipitação (mm/ano)	Teor de argila (%)	Perda de P (kg P ha ⁻¹ ano ⁻¹)
AGRESTE ALAGOANO	0,71	2805	0,018	0,91	0,10	Tropical seco	878	34,2	2,48	NOROESTE FLUMINENSE	15,21	6568	0,021	4,60	0,07	Tropical úmido	1215	30,83	7,47
AGRESTE PARAIBANO	2,76	2454	0,021	1,19	0,04	Tropical seco	724	31,1	5,87	NOROESTE GOIANO	12,72	7322	0,021	0,69	0,06	Tropical úmido	1591	33,21	2,18
AGRESTE PERNAMBUCANO	1,46	2065	0,019	1,34	0,08	Tropical seco	775	30,4	6,93	NOROESTE PARANAENSE	17,81	5939	0,019	0,81	0,08	Tropical úmido	1364	30,41	2,02
AGRESTE POTIGUAR	1,47	2347	0,023	0,74	0,04	Tropical seco	649	27,5	2,05	NOROESTE RIO-GRANDENSE	6,81	8009	0,020	1,72	0,20	Tropical úmido	1768	49,14	6,95
AGRESTE SERGIPIANO	0,08	3005	0,023	1,78	0,05	Tropical seco	1067	28,7	ND	NORTE AMAZONENSE	22,57	8382	0,019	0,62	0,00	Tropical molhado	2830	25,03	7,10
ARACATUBA	0,12	5512	0,020	0,75	0,10	Tropical úmido	1176	21,7	1,27	NORTE CATORINENSE	7,88	6613	0,019	2,59	0,04	Temperado quente úmido	1591	29,24	14,60
ARARAQUARA	0,35	5902	0,019	1,06	0,13	Tropical úmido	1299	32,8	1,10	NORTE CEARENSE	18,64	3877	0,024	1,72	0,04	Tropical seco	924	25,54	18,49
ASSIS	0,22	5562	0,019	0,70	0,12	Tropical úmido	1270	38,0	6,66	NORTE CENTRAL PARANAENSE	17,74	6105	0,020	1,81	0,17	Tropical úmido	1443	42,26	10,17
BAIXADAS	1,15	5103	0,018	3,31	0,02	Tropical úmido	1153	33,5	ND	NORTE DE MINAS	8,33	6712	0,020	1,05	0,05	Tropical úmido	1010	33,27	15,11
BAIXO AMAZONAS	0,06	9252	0,018	1,64	0,01	Tropical molhado	2121	35,4	3,31	NORTE DE RORAIMA	18,42	5241	0,021	1,75	0,02	Tropical úmido	2075	30,75	0,78
BAURU	0,99	5335	0,018	0,97	0,11	Tropical úmido	1224	27,5	1,25	NORTE DO AMAPÁ	7,13	8111	0,019	1,08	0,04	Tropical molhado	2641	33,27	ND
BORBOREMA	1,25	2164	0,020	0,78	0,04	Tropical seco	554	31,3	ND	NORTE FLUMINENSE	6,47	5456	0,017	2,09	0,05	Tropical úmido	1127	39,21	ND
CAMPINAS	14,44	5736	0,017	1,78	0,11	Tropical úmido	1361	29,8	2,51	NORTE GOIANO	1,55	7941	0,021	1,64	0,04	Tropical úmido	1530	34,40	12,53
CAMPO DAS VERTENTES	2,33	6550	0,017	2,39	0,04	Tropical de montanha	1521	33,7	8,78	NORTE MARANHENSE	7,23	7983	0,020	0,38	0,03	Tropical úmido	1827	27,15	2,01
CENTRAL ESPÍRITO-SANTENSE	0,93	6131	0,018	4,85	0,05	Tropical úmido	1260	31,3	7,16	NORTE MATO-GROSSENSE	8,14	6869	0,019	0,67	0,05	Tropical úmido	1965	33,86	4,22
CENTRAL MINEIRA	3,55	7523	0,020	1,07	0,07	Tropical úmido	1217	33,4	10,84	NORTE PIAUIENSE	10,57	6267	0,021	0,54	0,02	Tropical úmido	1437	17,08	1,58
CENTRAL POTIGUAR	1,79	2550	0,021	1,72	0,04	Tropical seco	604	29,0	2,38	NORTE PIONEIRO PARANAENSE	14,39	5731	0,021	1,47	0,15	Tropical úmido	1339	34,56	7,49
CENTRO-NORTE PIAUIENSE	1,25	5555	0,019	0,91	0,02	Tropical úmido	1149	16,9	1,27	OCIDENTAL DO TOCANTINS	5,99	7370	0,021	0,62	0,03	Tropical úmido	1685	33,11	4,04
CENTRO-SUL CEARENSE	2,72	3603	0,023	2,03	0,02	Tropical seco	942	30,4	4,26	OESTE CATORINENSE	12,03	7797	0,020	2,72	0,07	Temperado quente úmido	1876	46,05	35,91
CENTRO-SUL MATO-GROSSENSE	3,77	6901	0,022	0,63	0,04	Tropical úmido	1384	26,9	3,30	OESTE DE MINAS	9,69	6994	0,017	2,22	0,05	Tropical úmido	1508	30,74	7,55
CENTRO-SUL PARANAENSE	1,87	7133	0,020	1,98	0,07	Temperado quente úmido	1762	48,6	ND	OESTE MARANHENSE	9,92	8594	0,019	1,13	0,03	Tropical úmido	1686	23,92	1,44
CENTRO AMAZONENSE	5,00	11674	0,020	0,80	0,00	Tropical molhado	2381	28,1	6,20	OESTE PARANAENSE	11,80	7795	0,021	1,40	0,20	Tropical úmido	1721	50,53	15,66
CENTRO FLUMINENSE	2,01	6496	0,018	7,48	0,03	Tropical úmido	1362	39,9	ND	OESTE POTIGUAR	4,89	3177	0,020	0,72	0,03	Tropical seco	798	24,86	3,93
CENTRO GOIANO	2,22	7288	0,020	1,03	0,06	Tropical úmido	1627	42,1	2,47	ORIENTAL DO TOCANTINS	3,56	7041	0,021	1,00	0,04	Tropical úmido	1478	26,15	5,32
CENTRO MARANHENSE	3,65	6537	0,021	1,20	0,02	Tropical úmido	1284	27,9	1,03	PANTANAI SUL MATO-GROSSENSE	8,94	6435	0,021	0,46	0,03	Tropical úmido	1257	25,51	2,26
CENTRO NORTE BAIANO	0,81	2647	0,020	1,41	0,06	Tropical seco	687	30,9	3,72	PIRACICABA	6,58	5462	0,017	2,21	0,12	Tropical úmido	1268	24,14	1,41
CENTRO NORTE DE MATO GROSSO DO SUL	1,16	7360	0,019	0,80	0,07	Tropical úmido	1467	29,0	1,96	PRESIDENTE PRUDENTE	7,31	5191	0,020	0,61	0,08	Tropical úmido	1198	24,26	1,69
CENTRO OCIDENTAL PARANAENSE	1,51	7115	0,022	1,71	0,21	Tropical úmido	1567	49,4	48,84	RIBEIRÃO PRETO	15,49	6659	0,020	0,75	0,18	Tropical úmido	1431	41,87	4,28
CENTRO OCIDENTAL RIO-GRANDENSE	1,57	7312	0,020	0,77	0,10	Tropical úmido	1676	37,0	4,78	SÃO FRANCISCO PERNAMBUCANO	5,74	2314	0,020	0,82	0,07	Tropical seco	511	31,12	1,08
CENTRO ORIENTAL PARANAENSE	2,11	5610	0,018	1,54	0,08	Tropical úmido	1454	27,8	5,41	SÃO JOSÉ DO RIO PRETO	14,65	6004	0,021	0,65	0,12	Tropical úmido	1211	19,12	1,85
CENTRO ORIENTAL RIO-GRANDENSE	5,15	5882	0,021	2,26	0,07	Tropical úmido	1425	31,7	4,76	SERRANA	6,51	5261	0,019	2,84	0,01	Temperado quente úmido	1574	37,87	18,59
CENTRO SUL BAIANO	2,84	3951	0,020	1,83	0,05	Tropical seco	782	30,3	5,35	SERTÃO ALAGOANO	48,20	1656	0,019	0,88	0,10	Tropical seco	613	28,80	2,95
DISTRITO FEDERAL	2,22	7257	0,020	0,55	0,09	Tropical de montanha	1505	42,3	2,76	SERTÃO PARAIBANO	22,16	4108	0,021	1,11	0,04	Tropical seco	863	30,59	6,54
EXTREMO OESTE BAIANO	1,39	6453	0,018	0,54	0,05	Tropical úmido	1110	20,6	1,48	SERTÃO PERNAMBUCANO	19,73	2957	0,019	0,94	0,04	Tropical seco	649	26,71	3,21
GRANDE FLORIANÓPOLIS	1,59	7417	0,016	6,24	0,05	Temperado quente úmido	1621	24,1	15,81	SERTÃO SERGIPIANO	11,88	1985	0,020	0,76	0,07	Tropical seco	703	30,28	1,45
ITAPETINGA	3,28	4899	0,017	2,23	0,09	Tropical úmido	1269	30,7	17,95	SERTÕES CEARENSES	33,34	2936	0,024	1,01	0,03	Tropical seco	743	30,69	4,01
JAGUARIBE	0,99	3165	0,022	0,50	0,04	Tropical seco	840	25,7	1,82	SUDESTE MATO-GROSSENSE	42,02	7174	0,020	1,06	0,08	Tropical úmido	1625	28,37	1,74
JEQUITINHONHA	1,51	5791	0,020	3,26	0,04	Tropical seco	986	31,7	18,24	SUDESTE PARAENSE	14,67	9257	0,019	1,23	0,02	Tropical úmido	1911	32,91	8,25
LESTE ALAGOANO	2,02	4879	0,018	2,16	0,10	Tropical úmido	1512	38,0	ND	SUDESTE PARANAENSE	3,30	6121	0,020	2,25	0,03	Temperado quente úmido	1570	29,17	12,83
LESTE DE MATO GROSSO DO SUL	1,71	7003	0,019	0,56	0,06	Tropical úmido	1365	26,7	1,09	SUDESTE PIAUIENSE	1,51	3105	0,019	0,72	0,04	Tropical seco	707	20,77	2,25
LESTE GOIANO	2,56	7098	0,022	1,03	0,06	Tropical úmido	1458	30,0	8,32	SUDESTE RIO-GRANDENSE	21,75	3821	0,019	1,13	0,08	Temperado quente úmido	1373	30,33	5,09
LESTE MARANHENSE	1,08	7183	0,020	0,91	0,02	Tropical úmido	1438	22,0	2,61	SUDESTE AMAZONENSE	1,77	11516	0,021	0,50	0,00	Tropical molhado	2610	29,62	ND
LESTE POTIGUAR	1,85	3345	0,020	0,43	0,08	Tropical úmido	1129	17,4	ND	SUDESTE DE MATO GROSSO DO SUL	1,47	6915	0,020	0,62	0,08	Tropical úmido	1473	38,24	3,57
LESTE RONDONIENSE	16,14	7599	0,020	0,75	0,02	Tropical úmido	1855	33,6	ND	SUDESTE MATO-GROSSENSE	15,09	7553	0,022	0,92	0,04	Tropical úmido	1576	34,87	7,51
LESTE SERGIPIANO	1,32	4336	0,021	0,90	0,09	Tropical úmido	1400	24,5	3,97	SUDESTE PARAENSE	14,62	9644	0,018	1,19	0,01	Tropical molhado	2087	34,99	10,51
LITORAL NORTE ESPÍRITO-SANTENSE	1,70	6033	0,017	0,71	0,04	Tropical úmido	1222	24,6	ND	SUDESTE PARANAENSE	6,32	8119	0,020	2,14	0,13	Tropical úmido	1929	50,57	ND
LITORAL SUL PAULISTA	4,36	11160	0,020	2,51	0,01	Tropical úmido	1822	31,2	ND	SUDESTE PIAUIENSE	36,03	4576	0,018	0,80	0,03	Tropical seco	970	18,46	0,51
MACRO METROPOLITANA PAULISTA	27,32	5289	0,016	3,18	0,09	Tropical úmido	1407	29,3	1,85	SUDESTE RIO-GRANDENSE	5,12	5933	0,020	0,53	0,07	Tropical úmido	1550	40,13	4,19
MADEIRA-GUAPORÉ	40,42	8424	0,018	0,69	0,01	Tropical úmido	1886	29,2	1,34	SUL AMAZONENSE	7,74	10227	0,019	0,58	0,00	Tropical molhado	2292	23,61	ND
MARAJÓ	2,07	10155	0,019	0,44	0,04	Tropical molhado	2507	28,7	5,10	SUL BAIANO	7,40	6368	0,018	2,26	0,05	Tropical úmido	1361	32,15	2,41
MARILIA	4,66	5177	0,020	1,80	0,04	Tropical úmido	1231	15,3	2,21	SUL CATORINENSE	7,83	6266	0,016	4,52	0,13	Tropical úmido	1428	21,72	12,80
MATA PARAIBANA	15,64	4623	0,022	0,88	0,08	Tropical úmido	1435	22,5	ND	SUL CEARENSE	3,92	4454	0,019	1,22	0,04	Tropical seco	886	27,97	2,45
MATA PERNAMBUCANA	1,81	5135	0,019	2,08	0,17	Tropical úmido	1493	31,8	ND	SUL DE RORAIMA	2,78	5325	0,019	0,97	0,00	Tropical úmido	2079	30,15	ND
METROPOLITANA DE BELÉM	0,96	12569	0,017	0,40	0,09	Tropical molhado	2557	26,9	ND	SUL DO AMAPÁ	1,14	11115	0,018	1,66	0,01	Tropical molhado	2332	34,59	ND
METROPOLITANA DE BELO HORIZONTE	8,95	7233	0,018	3,43	0,04	Tropical úmido	1421	28,3	14,79	SUL ESPÍRITO-SANTENSE	5,15	5939	0,018	4,97	0,02	Tropical úmido	1165	35,08	2,92
METROPOLITANA DE CURITIBA	2,98	7187	0,018	3,19	0,02	Temperado quente úmido	1617	28,8	9,01	SUL FLUMINENSE	3,39	6588	0,018	4,58	0,02	Tropical úmido	1602	39,78	6,33
METROPOLITANA DE FORTALEZA	1,27	5649	0,024	1,09	0,06	Tropical úmido	1182	24,6	1,31	SUL GOIANO	4,76	7562	0,021	0,94	0,09	Tropical úmido	1569	38,21	3,09
METROPOLITANA DE PORTO ALEGRE	4,20	5174	0,022	1,76	0,11	Tropical úmido	1480	26,5	6,72	SUL MARANHENSE	2,91	6206	0,019	1,12	0,06	Tropical úmido	1276	20,88	4,07
METROPOLITANA DE RECIFE	2,80	6263	0,018	0,89	0,13	Tropical úmido	1556	31,4	ND	SUL/SUDESTE DE MINAS	2,98	6046	0,018	2,72	0,08	Tropical úmido	1558	31,44	7,77
METROPOLITANA DE SALVADOR	6,53	6143	0,019	2,03	0,06	Tropical úmido	1602	23,7	ND	TRIÂNGULO MINEIRO/ALTO PARANAÍBA	2,86	7060	0,019	1,02	0,12	Tropical úmido	1494	35,48	3,15
METROPOLITANA DE SÃO PAULO	6,11	7966	0,017	3,12	0,03	Temperado quente úmido	1939	42,8	ND	VALE DO ACRE	2,93	9227	0,021	0,84	0,01	Tropical úmido	1844	29,23	ND
METROPOLITANA DO RIO DE JANEIRO	12,09	7532	0,019	4,19	0,03	Tropical úmido	1427	39											

Conclusões

Os dados disponibilizados possuem escala regional e possibilitam um avanço em direção a estudos de ACVs mais precisos e acurados, quando comparados aos dados “*default*” até então utilizados pelo Brasil em protocolos e acordos internacionais.

É necessário que estes dados sejam aprimorados, ao menos em escala de microrregiões do IBGE, visando alcançar um conhecimento mais amplo e completo da dinâmica socioambiental do Brasil. Isso pode favorecer o alcance das metas ambientais acordadas internacionalmente e das políticas ambientais brasileiras, no que tange à preservação da natureza e manutenção da produção agropecuária. Visto a dependência e interação desta com os ciclos edafoclimáticos.

Agradecimentos

Agradecemos a todos os revisores dos artigos do GCV 2020.

Referências bibliográficas

ALVARES, C.A.; STAPE J.L.; SENTELHAS P.C.; GONÇALVES J.L.M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorologische Zeitschrift, v. 22, n. 6, 711-728, 2014.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. Conservação do Solo. 4ª. edição. São Paulo, SP, Ícone Editora, 1999. 355 p.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY., 2016. EMEP/EEA Air Pollutant Emission Inventory Guidebook 2016 Technical guidance to prepare national emission inventories.

ESDAC - European Soil Data Centre. Global Soil Erosion, European Commission, Joint Research Centre. 2021. Disponível em: <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/content/global-soil-erosion#tabs-0-description=1> Data de acesso: 09/05/2021.

FAIST EMMENEGGER M., REINHARD J. & ZAH R., 2009. Sustainability Quick Check for Biofuels – intermediate background report. With contributions from T. Ziep, R. Weichbrodt, Prof. Dr. V. Wohlgenuth, FHTW Berlin and A. Roches, R. Freiermuth Knuchel, Dr. G. Gaillard, Agroscope Reckenholz-Tanikon, Dubendorf, Switzerland.

FAO - Food and Agriculture Organization. Global Ecological Zones (second edition). United Nations, 2021. Disponível em: <https://data.apps.fao.org/map/catalog/srv/eng/catalog.search#/metadata/2fb209d0-fd34-4e5e-a3d8-a13c241eb61b> Data de acesso: 09/05/2021.

FREIERMUTH R., 2006. Modell zur Berechnung der Schwermetallflüsse in der Landwirtschaftlichen Okobilanz. Agroscope FAL Reckenholz, 42 p., Disponível em: www.agroscope.admin.ch.

GOEDKOOP, M., HEIJUNGS, R., HUIJBREGTS, M., SCHRYVER, A. DE, STRUIJS, J., & ZELM, R. VAN., 2013. ReCiPe 2008 A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level; First edition (revised). The Hague, The Netherlands.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual. Bracknell: IPCC, 2019. 3 v.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Emissions from livestock and manure management. (Vol. 4, cap 10). Geneva, Switzerland.

KASTER, M.; FARIAS, J.R.B. Regionalização dos testes de Valor de Cultivo e Uso e da indicação de cultivares de soja – Terceira Aproximação. Londrina: Embrapa Soja, 2011. 69p. (Documentos, 330).

MAPBIOMAS. Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil, 2021. Link para download: <https://code.earthengine.google.com/?scriptPath=users/mapbiomas/user-toolkit:mapbiomas-user-toolkit-download.js> Data de acesso: 09/02/2021.

NASA/GLDAS - Global Land Data Assimilation System. GLDAS Soil Texture. National Aeronautics and Space Administration, US 2021. Disponível em: <https://ldas.gsfc.nasa.gov/gldas/soils>. Data de acesso: 09/05/2021.

NEMECEK, T.; SCHNETZER, J. Methods of assessment of direct field emissions for LCIs of agricultural production systems. Zurich, Data v3.0, 2012. Disponível em: http://www.ecoinvent.org/fileadmin/talkpages/pages/01-01-cropproduction/01_crop_production_direct_field_emissions_natural_resources_v1.1.pdf

NEMECEK T., BENGUA X., LANSCHER J., MOURON P., RIEDENER E., ROSSI V. & HUMBERT S. (2015) Methodological Guidelines for the Life Cycle Inventory of Agricultural Products. Version 3.0, July 2015. World Food LCA Database (WFLDB). Quantis and Agroscope, Lausanne and Zurich, Switzerland.

PACKER, A. P. C.; VILELA, V. A. A.; DEGASPARI, I. A. M.; RAMOS, N. P. Relatório de referência: Emissões de Gases de Efeito Estufa na Queima de Resíduos Agrícolas. Ministério da Ciência e Tecnologia, 2015.

PRASUHN V, 2006. Erfassung der PO4---Austrage für die Okobilanzierung --- SALCA---Phosphor. Agroscope FAL Reckenholz, Zurich, 22 p., Disponível em: www.agroscope.admin.ch.

RENARD, K. G. et al. Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning 511 With the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). U.S. Department of Agriculture, 512 Agriculture Handbook, v.703, 1997.

RICHNER W., OBERHOLZER H.R., FREIERMUTH KNUCHEL R., HUGUENIN O., OTT S., NEMECEK T. & WALTHER U., 2014. Modell zur Beurteilung der Nitratauswaschung in Okobilanzen – SALCA-- NO3, Agroscope Science No. 5, 28p. Disponível em: www.agroscope.admin.ch.

VAN PAASSEN, M.; BRACONI, N.; KULING, L.; DURLINGER, B.; GUAL, P., 2019. Agri-footprint 5.0. July 2019. Gouda, The Netherlands. Disponível em: <https://www.agri-footprint.com/wp-content/uploads/2019/11/Agri-Footprint-5.0-Part-2-Description-of-data-17-7-2019-for-web.pdf>.

Perspectivas ambientais da produção intensiva e superintensiva do camarão *L. vannamei* em sistema BFT: um olhar sob a ótica da avaliação do ciclo de vida (ACV)

Marcos Souza de Almeida¹

Luís Henrique Poersch²

Plínio Schmidt Furtado²

Wilson Wasielesky, Jr.²

Geraldo Kipper Fóes²

Juliana Rosa Carrijo Mauad¹

Claudio Favarini Ruviaro¹

¹ Núcleo de Pesquisas em Administração, Contabilidade e Economia (NUPACE), Faculdade de Administração, Ciências Contábeis e Economia, Programa de Pós-graduação em Agronegócios Universidade Federal da Grande Dourados – UFGD.

² Estação Marinha de Aquicultura, Instituto de Oceanografia, Programa de Pós-graduação em Aquicultura, Universidade Federal do Rio Grande – FURG.

marcosdealmeida_adm@hotmail.com

Resumo

*Em um cenário de excessiva exploração dos recursos pesqueiros e degradação ambiental, a aquicultura moderna busca se desenvolver de forma sustentável, buscando o equilíbrio entre as perspectivas ambientais, econômicas e sociais. Nos últimos decênios novas tecnologias aquícolas têm sido desenvolvidas e aprimoradas, como o Sistema BFT, considerada uma alternativa ao modelo aquícola convencional. O sistema permite a produção de organismos aquáticos sem troca de água, com elevadas densidades de estocagem e alta produtividade. A metodologia utilizada foi a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). O presente estudo se propõe avaliar e comparar o desempenho ambiental da produção intensiva em viveiros e da produção superintensiva em estufas, do camarão *L. vannamei*, em Sistema BFT. Foram avaliadas as categorias de impacto Potencial de Aquecimento Global, Potencial de Acidificação e Potencial de Eutrofização. A Unidade*

Funcional utilizada foi 1 tonelada de camarões (12 g). Foram obtidos os seguintes resultados para os sistemas intensivo e superintensivo, respectivamente: Aquecimento Global (GWP100a) 5.720,79 e 5.512,42 kg CO₂-eq.; Acidificação 59,78 e 59,05 kg SO₂-eq., e Eutrofização 26,01 e 25,80 kg PO₄-eq. Dentre as categorias de impacto avaliadas a produção superintensiva apresentou melhores resultados em relação a produção intensiva de camarões em sistema BFT.

Palavras-chaves: *Life Cycle Assessment, Biofloc Technology System, Desempenho ambiental, Carcinicultura, Aquicultura.*

Introdução

Há algumas décadas fazendas de camarões ao redor do mundo têm sido responsabilizadas por uma série de problemas de ordem social e ambiental ocorridas no seu entorno (Paul; Røskft, 2013; Kabir et al., 2016; Lola; Isa; Ramlee, 2017).

Estes problemas variam desde pressão a comunidades tradicionais pelo uso e ocupação do solo, disseminação de patógenos, salificação do solo, até mudanças na paisagem, devido à construção de grandes viveiros e extensos canais de captação de água e eutrofização de corpos hídricos (Wilms; Goot; Debrot, 2017; Kais; Islam, 2019; Soto, 2021).

A aquicultura moderna, por sua vez, deve se desenvolver e evoluir de forma sustentável, buscando o equilíbrio entre as perspectivas ambientais, econômicas e sociais (FAO, 2018; Siqueira, 2018). A atividade é considerada um

dos sistemas de produção de alimentos mais eficientes ambientalmente, quando comparado a outros sistemas de produção de proteína animal (Hall et al. 2011; Heller e Keoleian 2015).

Nas últimas décadas novas tecnologias aquícolas têm sido desenvolvidas e aprimoradas, como é o caso do Sistema com bioflocos, também conhecido por BFT, considerada uma alternativa ao modelo aquícola convencional (Panigrahi et al., 2018; Ren et al., 2019; Yu et al., 2020). Esse sistema permite a produção de organismos aquáticos sem troca de água, utilizando altas densidades de estocagem (Krummenauer et al., 2011; Panigrahi et al., 2018).

Uma das metodologias mais utilizadas para avaliação de impactos ambientais de produtos e sistemas produtivos na atualidade é a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) (Ruviaro et al., 2012; De Feo; Ferrara, 2016; Das; Jharkharia, 2018).

Na aquicultura a ACV pode ser aplicada para apoiar a tomada de decisões, identificando os pontos críticos do sistema com o intuito de reduzir seus impactos ambientais, ou então comparar com outros sistemas alternativos para determinar qual deles apresenta os menores impactos ambientais entre as alternativas analisadas (Bohnes et al., 2019).

Cao et al. (2013) acrescentam que a ACV pode ser usada para fazer essa avaliação em termos quantificáveis e que possui indicadores claros de sustentabilidade, sendo esse, segundo Diana (2009), um dos poucos métodos que permitem

avaliar a sustentabilidade da aquicultura de forma quantitativa e cientificamente comprovada, fato que é confirmado pelo crescimento do número de trabalhos científicos aplicando tal metodologia na aquicultura (Aubin, 2013; Bohnes et al., 2019; Bohnes; Laurent, 2019).

De Feo & Ferrara (2016) esclarecem que a ACV permite comparar o desempenho ambiental de diferentes sistemas, considerando o consumo de recursos e a emissão de poluentes que podem ocorrer durante o respectivo ciclo de vida. Para Bohnes et al. (2019) a ACV se destaca ainda por mensurar o desempenho ambiental de qualquer cadeia ou sistema produtivo, logo é uma ferramenta de gestão, que pode auxiliar a tomada de decisão.

O conhecimento dos impactos associados à fabricação e produção de determinado produto é importante para a gestão e, portanto, para a tomada de decisões e melhoria do seu desempenho ambiental (Belettini et al., 2018).

Neste contexto, o presente trabalho se propõe avaliar e comparar o desempenho ambiental da produção intensiva em viveiros (PI) e da produção superintensiva em estufas (PS), do camarão *L. vannamei*, em Sistema BFT, utilizando a metodologia da ACV.

Material e métodos

Para avaliar a sustentabilidade da produção intensiva em viveiros e superintensiva em estufas do camarão *L. vannamei* em sistema

BFT dados relacionados à produtividade, desempenho zootécnico, insumos, uso de recursos naturais, consumo de energia elétrica e emissões para o meio ambiente foram obtidos a partir de informações geradas ao longo de oito ciclos de produção intensiva em viveiros e superintensiva em estufas, no período de 2009/2010 a 2019/2020, realizados na Estação Marinha de Aquicultura - Universidade Federal do Rio Grande (FURG), no Rio Grande do Sul.

Avaliação do Ciclo de Vida – ACV

A metodologia da Avaliação do Ciclo de Vida é composta por quatro fases que se inter-relacionam (ABNT ISO 14040, 2009; ABNT ISO 14044, 2009): Definição de objetivo e escopo, Análise de Inventário do Ciclo de Vida (ICV) Avaliação dos Impactos do Ciclo de Vida (AICV) e Interpretação dos resultados.

Definição do objetivo e escopo

A ACV do presente estudo tem por objetivo quantificar e comparar benefícios e os impactos ambientais do ciclo de vida da produção intensiva em viveiros e superintensiva em estufas, do camarão *L. vannamei*, em sistema BFT. Bhatt et al. (2019) argumentam que para qualquer estudo comparativo de ACV, uma unidade funcional deve ser designada com o intuito de normalizar o inventário de cada sistema e comparar diretamente os impactos com outros estudos de sistemas similares. Para isso, em ambos os sistemas de produção, foi adotada como unidade funcional (UF) 1 tonelada de camarões *in natura*. O fluxo de

referência é de, aproximadamente, 83.334 camarões com peso médio de 0,012 Kg.

A fronteira do sistema foi definida como do berço ao portão da fazenda.

O ICV do presente estudo foi elaborado com base em dados de entrada e consumo de insumos, de uso de recursos naturais e energia elétrica. Os dados foram registrados diariamente ao longo dos ciclos de produção pelos pesquisadores do Projeto Camarão, da Universidade Federal do Rio Grande – FURG, no período de 2009/2010 a 2019/2020.

A literatura científica com a temática da ACV na aquicultura tem abordado, na sua maioria, as categorias de Potencial de aquecimento global (GWP100a), Potencial de acidificação, o Potencial de eutrofização, Destruição da camada de ozônio, Demanda de energia acumulada, Dependência da água, Uso líquido da produção primária, Competição por terra, Toxicidade humana, Ecotoxicidade aquática, Ecotoxicidade marinha; Ecotoxicidade terrestre, Oxidação fotoquímica; Depleção abiótica e Depleção abiótica combustíveis fósseis (Mungkung et al., 2006; Aubin et al., 2009; Henriksson et al., 2012; Avadí et al., 2015; Yacout et al., 2016; Bohnes et al., 2019; Noguera-Muñoz et al., 2021).

Neste estudo avaliou-se as seguintes categorias de impacto: Potencial de Aquecimento Global (GWP100a); Potencial de Acidificação e Potencial de Eutrofização.

O software utilizado foi o SimaPro® 9.2.0.1. Dados secundários foram obtidos na base de dados do EcoInvent v. 3.7. O método utilizado foi o CML-IA baseline V3.02/World 2000.

Caracterização dos Sistemas Produtivos, das Unidades de produção e Material biológico

A Produção Intensiva avaliada é realizada em quatro Unidades Produtivas (UPs), viveiros, com volume útil de 3.350 m³ cada. A Produção Superintensiva, em dez UPs, estufas, com tanques de 600 m³ de volume útil. A produção anual total estimada para os dois sistemas é de 69.120 Kg de camarões *in natura*.

A Tabela 1 apresenta o resumo das variáveis zootécnicas, características das UPs e das estratégias de produção utilizadas no estudo.

Tabela 1: Resumo das variáveis zootécnicas, características das UPs e estratégias de produção da produção intensiva em viveiros e da produção superintensiva do camarão *L. vannamei*, em Sistema BFT.

Variáveis	PI	PS
Densidade de estocagem (camarões/m ³)	179,11	400
Peso médio (Kg)	0,012	0,012
Sobrevivência (%)	80	80
CAA*	1,3	1,3
Volume útil total das UPs (m ³)	13.400	6.000
Produção por safra (Kg)	23.040	23.040
Safras/ano	03	03
Produção total (Kg/ano)	69.120	69.120

*Conversão alimentar aparente.

Produção Intensiva

A PI é realizada em viveiros escavados, cobertos com geomembrana de polietileno de alta densidade (PEAD) e com 0,8 mm de espessura. As UPs ainda são compostas por redes hidráulica e elétrica, por uma bomba de 7,5 HP para a captação de água marinha para a lavagem e enchimento dos viveiros e um gerador de 55 kVA que é acionado automaticamente no caso de interrupções no fornecimento de energia elétrica pela distribuidora. A área conta ainda com iluminação de segurança, acionada a noite.

A aeração é realizada de modo contínuo, por aeradores de 1 CV (dois aeradores em cada viveiro). A produção ocorre com a troca mínima de água marinha, se necessário, e com a reposição da água perdida pela evaporação.

Produção Superintensiva

A PS é realizada em estufas, compostas por estruturas de arcos galvanizados, cobertas com filme plástico, caixa de madeira revestidas de PEAD (1.0mm), redes hidráulica e elétrica, tubulação de aeração primária (60mm) e secundária (20mm), difusores de ar e soprador de 4 HP. Uma bomba de 7,5 HP é utilizada para a captação da água marinha utilizada na lavagem e no enchimento dos tanques e um gerador de 55 kVA que é acionado automaticamente em caso de interrupções no fornecimento de energia elétrica pela distribuidora. A área conta também com iluminação de segurança, que é acionada a noite. A produção ocorre com a troca mínima de

água marinha, se necessário, e a reposição da água perdida pela evaporação.

Em ambos os sistemas a produção ocorre com a troca mínima de água marinha, se necessário, e a reposição da água perdida pela evaporação (considerando a entrada de água oriunda de precipitações no sistema intensivo). A demanda de água para os dois sistemas foi calculada com base na metodologia da ANA (2018). No presente estudo, embora o uso da água tenha sido estimado (Tabela 2), a pegada hídrica não foi contabilizada na ACV, pois em estudos dessa natureza a água marinha é vista como um recurso abundante e seu uso não é considerado. Instalações e UPs também não foram consideradas, pois, em geral, sua contribuição não é significativa em sistemas de aquícolas (Ayer; Tyedmers, 2009; Cao et al., 2011; Iribarren et al., 2012)

Tabela 2: Inventário preliminar dos insumos para a produção de 1 tonelada do camarão branco, *L. vannamei*, em sistema intensivo e superintensivo, em Sistema BFT.

Insumo	PI	PS
Hipoclorito de sódio ¹ (Kg)	11,63	5,21
Água marinha (m ³) ²	1.376	675
Energia elétrica total (kw/h)	4.939	4.189
Farelo de trigo ³ (Kg)	9,69	4,34
Melaço ³ (Kg)	96,93	43,4
Cal ⁴ (Kg)	1.228	220
Probiótico (Kg)	12,47	5,58
Ração 40% de proteína bruta (Kg)	1.600	1.600
Água potável (l) (gelo despesca - 400 Kg)	422	422
Combustível gerador (diesel) (l)	8,68	8,68
Combustível frete ração (diesel) (l)	696	696

¹Desinfecção tanques; ²Estimada com base em metodologia da ANA de demanda de água para a aquicultura; ³formação e manutenção dos bioflocos; ⁴correção do pH e alcalinidade.

Resultados e discussão

A Tabela 3 apresenta os indicadores de desempenho ambiental da produção intensiva e superintensiva do camarão branco, *L. vannamei*, em sistema BFT.

Tabela 3: Indicadores de desempenho ambiental da produção intensiva e superintensiva do camarão branco, *L. vannamei*, em sistema BFT.

<i>Categorias de impacto</i>	<i>PI</i>	<i>PS</i>
Aquecimento global (GWP100a) (kg CO ₂ eq.)	5,721	5,512
Acidificação (kg SO ₂ eq.)	59,78	59,05
Eutrofização (kg PO ₄ eq.)	26,01	25,80

O Potencial de Aquecimento Global (GWP100a) obtido nas análises para a PI foi ligeiramente superior a PS. Os resultados estão em consonância aos obtidos por Mungkung et al. (2006)¹ (5.210 kg CO₂ eq.), Sun (2009)¹ (5.910 kg CO₂ eq.), Noguera-Muñoz et al. (2021)³ (5.079 kg CO₂ eq.) e significativamente inferiores ao obtido por Kauffman et al. (2017)⁴ (1.603.000 kg CO₂ eq.). Em contrapartida, os resultados são superiores aos obtidos por Cao et al. (2011)² (2.750 kg CO₂ eq.) e a Orozco e Ramírez (2015)² (3.600 kg CO₂ eq.). Os autores supracitados avaliaram a produção de camarões *L. vannamei* nos sistemas intensivo¹, semi-intensivo², superintensivo³ e extensivo⁴.

Os resultados relativos à Acidificação, nos dois sistemas avaliados, foram similares. Os resultados são semelhantes aos obtidos por Sun (2009) (50,60 kg CO₂ eq.) e superiores aos resultados de Mungkung et al. (2006) (18,50 kg CO₂ eq.) e Cao et al. (2011) (43,90 kg CO₂ eq.). Os resultados de Eutrofização também foram similares nos dois sistemas analisados. Os valores foram inferiores os obtidos por Cao et al. (2011) (63,00 kg PO₄ eq.) e maiores aos obtidos por Mungkung et al. (2006) (10,60 kg PO₄ eq.) e Noguera-Muñoz et al. (2021) (10,70 kg PO₄ eq.).

Noguera-Muñoz et al. (2021) avaliaram o desempenho ambiental da produção superintensiva de camarões com base nas categorias de impacto analisadas no presente estudo. Os referidos autores obtiveram nas três das categorias estudadas (Aquecimento global, Acidificação e Eutrofização) resultados inferiores aos obtidos no nosso estudo.

Natale et al. (2013) relatam um alto consumo de energia e valores elevados nas emissões de dióxido de carbono nos sistemas aquícolas fechados. O alto consumo de energia elétrica contribuiu significativamente na emissão de gases de efeito estufa do cultivo intensivo em viveiros e superintensivo em estufas, do camarão marinho *L. vannamei*,

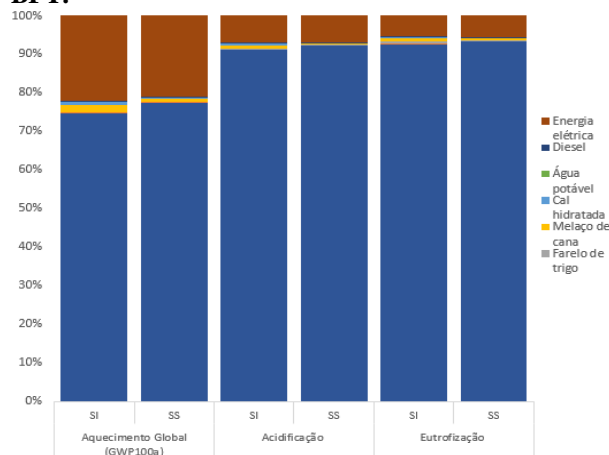
Belettini et al. (2018), avaliaram o desempenho ambiental da produção semi-intensiva *versus* intensiva em sistema convencional. Os autores supracitados obtiveram valores para Potencial

de aquecimento global significativamente maiores que o presente estudo (10.042 e 47.996 kg CO₂ eq.). Segundo os autores a energia elétrica teve papel relevante para esses resultados. Vale salientar que a produção convencional necessita de grandes volumes de água, grandes áreas para sua operação e o efluente oriundo das constantes trocas de água é lançado em bacias de sedimentação, para retirada do excesso de matéria orgânica, ou retorna diretamente para o ambiente natural. Além disso, os autores não deixaram claro o tipo de água que utilizaram e contabilizaram o seu uso nas suas análises.

Em função da necessidade de aeração intensa e constante, a fim de manter os níveis de oxigênio dentro dos aceitáveis pela espécie e os bioflocos em suspensão, a energia elétrica é um importante insumo para ambos os sistemas (Almeida et al., 2021).

No presente estudo, para todas as categorias de impacto, os itens de maior relevância foram a ração e a energia elétrica. Os demais itens tiveram baixa participação (Figura 1).

Figura 1: Desempenho ambiental da produção intensiva em viveiros e da produção superintensiva em estufas do camarão *L. vannamei*, em Sistema

BFT.

Para Garcia Garcia et al. (2016) a redução dos impactos oriundos da ração na aquicultura pode ocorrer com a otimização do processo de alimentação e melhores taxas de conversão alimentar.

Conclusões

O desenvolvimento de uma aquicultura sustentável é um dos grandes desafios da atividade. Estudos que avaliem a sustentabilidade dos diferentes sistemas produtivos aquícolas contribuem com a construção do caminho em prol desse objetivo.

O presente trabalho avalia o desempenho ambiental da produção intensiva e superintensiva do camarão branco, *L. vannamei*, em sistema BFT. Dentre as categorias de impacto avaliadas o sistema superintensivo apresentou melhores resultados em relação ao sistema intensivo de produção de camarões.

A energia elétrica e a alimentação constituem os itens de maior relevância na avaliação do desempenho ambiental da produção de *L. vannamei* nos sistemas intensivo e superintensivo em sistema BFT.

A ração foi o item de maior relevância no desempenho ambiental dos sistemas avaliados. No que se refere as categorias de Potencial de acidificação e Potencial de eutrofização o item contribuiu com mais de 90% do impacto ambiental.

A energia elétrica é de extrema importância na intensificação dos sistemas aquícolas. O item apresentou uma contribuição relevante nos resultados de desempenho ambiental dos sistemas avaliados. É válido salientar que o uso de fontes alternativas de energia, como a energia fotovoltaica e eólica, em substituição ou complementar as fontes atuais de energia elétrica, pode contribuir para um melhor desempenho ambiental dos sistemas intensivos e superintensivos de produção de camarões.

A intensificação dos sistemas aquícolas sob a ótica da sustentabilidade deve ser considerada uma alternativa viável para desenvolvimento de uma aquicultura ambientalmente correta. Verificou-se que a produção intensiva em viveiros e a produção superintensiva em estufas, são viáveis sob a perspectiva ambiental.

Além disso, a ACV possui potencial para complementar, de forma positiva e ambientalmente correta, a tomada de decisão na aquicultura e no agronegócio.

Agradecimentos

Agradecemos a todos os revisores dos artigos do GCV 2020. Os autores agradecem, ainda, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro (bolsa de doutorado).

Referências bibliográficas

- ABNT ISO 14040. **ABNT NBR ISO 14040: Gestão Ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura**. Rio de Janeiro (RJ): ABNT, 2009.
- ABNT ISO 14044. **ABNT NBR ISO 14044: Gestão ambiental - avaliação do ciclo de vida - requisitos e orientações**. Rio de Janeiro (RJ): ABNT, 2009.
- Almeida, M. S. et al. Bioeconomic analysis of the production of marine shrimp in greenhouses using the biofloc technology system. **Aquaculture International**, 2021.
- Aubin, J. Life Cycle Assessment as applied to environmental choices regarding farmed or wild-caught fish. **CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources**, v. 8, n. 011, 1 maio 2013.
- Ayer, N. W.; Tyedmers, P. H. Assessing alternative aquaculture technologies: life cycle assessment of salmonid culture systems in Canada. **Journal of Cleaner Production**, The Sustainability of Seafood Production and Consumption. v. 17, n. 3, p. 362–373, 1 fev. 2009.
- Beletini, F. et al. Carbon footprint in commercial cultivation of marine shrimp: a case study in southern Brazil. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 47, 16 ago. 2018.
- Bhatt, A.; Bradford, A.; Abbassi, B. E. Cradle-to-grave life cycle assessment (LCA) of low-impact-development (LID) technologies in southern Ontario. **Journal of Environmental Management**, v. 231, p. 98–109, fev. 2019.
- Bohnes, F. A. et al. Life cycle assessments of aquaculture systems: a critical review of reported findings with recommendations for policy and system development. **Reviews in Aquaculture**, v. 11, n. 4, p. 1061–1079, nov. 2019.

- Bohnes, F. A.; Laurent, A. LCA of aquaculture systems: methodological issues and potential improvements. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 24, n. 2, p. 324–337, 1 fev. 2019.
- Cao, L. et al. Life Cycle Assessment of Chinese Shrimp Farming Systems Targeted for Export and Domestic Sales. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 15, p. 6531–6538, 1 ago. 2011.
- Cao, L.; Diana, J. S.; Keoleian, G. A. Role of life cycle assessment in sustainable aquaculture. **Reviews in Aquaculture**, v. 5, n. 2, p. 61–71, 1 jun. 2013.
- Das, C.; Jharkharia, S. Low carbon supply chain: a state-of-the-art literature review. **Journal of Manufacturing Technology Management**, v. 29, n. 2, p. 398–428, 12 mar. 2018.
- De Feo, G.; Ferrara, C. Investigation of the environmental impacts of municipal wastewater treatment plants through a Life Cycle Assessment software tool. **Environmental Technology**, v. 38, n. 15, 2016.
- Diana, J. S. Aquaculture production and biodiversity conservation. **BioScience**, v. 59, n. 1, p. 27–39, 1 jan. 2009.
- FAO. **The State of World Fisheries and Aquaculture 2018 - Meeting the sustainable development goals**. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2018.
- García García, B. et al. Life Cycle Assessment of Gilthead Seabream (*Sparus aurata*) Production in Offshore Fish Farms. **Sustainability**, v. 8, n. 12, p. 1228, dez. 2016.
- Hall, S. J. et al. **Blue Frontiers: Managing the Environmental Costs of Aquaculture**. [s.l.] WorldFish Center, 2011.
- Heller, M. C.; Keoleian, G. A. Greenhouse Gas Emission Estimates of U.S. Dietary Choices and Food Loss. **Journal of Industrial Ecology**, v. 19, n. 3, p. 391–401, 2015.
- Iribarren, D.; Moreira, M. T.; Feijoo, G. Life Cycle Assessment of Aquaculture Feed and Application to the Turbot Sector. **International Journal of Environmental Research**, v. 6, n. 4, p. 837–848, 1 out. 2012.
- Kabir, MD. J. et al. Farming adaptation to environmental change in coastal Bangladesh: shrimp culture versus crop diversification. **Environment, Development and Sustainability**, v. 18, n. 4, p. 1195–1216, 1 ago. 2016.
- Kais, S. M.; Islam, M. S. Perception of Climate Change in Shrimp-Farming Communities in Bangladesh: A Critical Assessment. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 16, n. 4, p. 672, 2019.
- Krummenauer, D. et al. Superintensive Culture of White Shrimp, *Litopenaeus vannamei*, in a Biofloc Technology System in Southern Brazil at Different Stocking Densities. **Journal of the World Aquaculture Society**, v. 42, n. 5, p. 726–733, out. 2011.
- Lola, M. S.; Isa, S. H.; Ramlee, M. N. A. SUSTAINABILITY OF INTEGRATED AQUACULTURE DEVELOPMENT PROJECT USING SYSTEM DYNAMIC APPROACH. v. 12, p. 10, 2017.
- Mungkung, R.; Udo De Haes, H.; CLIFT, R. Potentials and Limitations of Life Cycle Assessment in Setting Ecolabelling Criteria: A Case Study of Thai Shrimp Aquaculture Product (5 pp). **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 11, n. 1, p. 55–59, jan. 2006.
- Natale, F. et al. Interactions between aquaculture and fisheries. **Marine Policy**, v. 38, p. 205–213, mar. 2013.
- Noguera-Muñoz, F. A. et al. Sustainability Assessment of White Shrimp (*Penaeus vannamei*) Production in Super-Intensive System in the Municipality of San Blas, Nayarit, Mexico. **Water**, v. 13, n. 3, p. 304, jan. 2021.
- Panigrahi, A. et al. Carbon: Nitrogen (C:N) ratio level variation influences microbial community of the system and growth as well as immunity of shrimp (*Litopenaeus vannamei*) in biofloc based culture system. **Fish & Shellfish Immunology**, v. 81, p. 329–337, out. 2018.
- Paul, A. K.; Røskaft, E. Environmental degradation and loss of traditional agriculture as two causes of conflicts in shrimp farming in the southwestern coastal Bangladesh: Present status and probable solutions. **Ocean & Coastal Management**, v. 85, p. 19–28, dez. 2013.
- Ren, W. et al. Effects of C/N ratio and light on ammonia nitrogen uptake in *Litopenaeus vannamei* culture tanks. **Aquaculture**, v. 498, p. 123–131, jan. 2019.
- Ruviaro, C. F. et al. Life cycle assessment in Brazilian agriculture facing worldwide trends. **Journal of Cleaner Production**, v. 28, p. 9–24, jun. 2012.
- Siqueira, T. V. Aquicultura: a nova fronteira para produção de alimentos de forma sustentável. v. 25, n. 49, p. 52, 2018.
- Soto, J. O. Feed intake improvement, gut microbiota modulation and pathogens control by using *Bacillus* species in shrimp aquaculture. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 37, n. 2, p. 28, 13 jan. 2021.
- Sun, W. **LIFE CYCLE ASSESSMENT OF INDOOR RECIRCULATING SHRIMP AQUACULTURE SYSTEM**. Ann Arbor, USA: University of Michigan, 2009.
- Wilms, T.; Goot, F. Van Der; Debrot, A. O. **Building with Nature - an integrated approach for coastal zone solutions using natural, socio-economic and institutional processes**. . In: COASTS & PORTS 2017 Conference. 2017. Disponível em: <<https://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/525330>>. Acesso em: 29 jan. 2021
- Yu, Z. et al. Monitoring oxidative stress, immune response, Nrf2/NF-κB signaling molecules of *Rhynchocypris lagowski* living in BFT system and exposed to waterborne ammonia. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 205, p. 111161, dez. 2020.

Estudo bibliométrico e sistemático da Avaliação do Ciclo de Vida e Valor Econômico Adicionado da produção de leitões destinados a engorda

Rita Therezinha Rolim Pietramale^{1*}
 Carolina Obregão da Rosa²
 Régio M. T. Gimenes²
 Fabiana R. Caldara²
 Daiane Pereira de Souza²
 Ariana B. Padua²
 Matheus Vanzella²
 Sandra N. M. Pietramale³
 Jean K. Valentim¹
 Clandio Favarini Ruviaro^{1,2}

1 Programa de Pós-Graduação em Zootecnia - Universidade Federal da Grande Dourados - UFGD;

2 Programa de Pós-Graduação em Agronegócios - Universidade Federal da Grande Dourados - UFGD;

3 Médico (a) Veterinária pela Unigran/Dourados-MS.

*rolimpiezoo@gmail.com

Resumo

Atribui-se a suinocultura parte da responsabilidade sobre as emissões de gases de efeito estufa, porém, uma diminuição desta atividade geraria consequências imediatas e negativas à sociedade, como a insegurança alimentar. Objetivou-se efetuar uma revisão bibliométrica sistematizada para identificar pesquisas relevantes e o volume científico, que contextualiza os principais fatores, na produção de suínos, e interferem no meio ambiente considerando o ganho econômico sobre o produto. O método foi documental e bibliométrico nas quatro principais bases de dados internacionais, Google Scholar, Science Direct, Scopus e Web of Science. Primeiramente, se questionou sobre quão abrangente, nacionalmente, internacionalmente, era o estudo e sobre o impacto do tema no meio científico. Posteriormente, realizou-se uma compilação dos trabalhos encontrados, quantificando-os a cada descritor adicionado as buscas. Realizou-se três

filtragens a partir dos 89 trabalhos selecionados inicialmente até chegar nos 21 artigos para Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) e 9 artigos para Valor Econômico Adicionado (VEA). As diferenças quantitativas no volume de trabalhos encontrados se explicam pela abrangência de estilos e pelas bases onde foram encontrados. E a mesma diferença é expressa em todas os conjuntos de palavras pesquisados. No geral, os trabalhos sobre ACV envolviam-se com todos os processos tendo como principal resultado as emissões no final do limite do sistema analisado. Poucos foram os trabalhos encontrados sobre a variação dos indicadores reprodutivos das matrizes suínas e os impactos ambientais e econômicos. Estudos que abordam esta temática são imprescindíveis para analisar se determinado produto agropecuário gera riqueza e sustentabilidade ambiental a uma região ou país.

Palavras-chave: Ganho econômico, Potenciais impactos ambientais, Produção de suínos.

Introdução

Um produto de origem animal deve seguir parâmetros adequados a sustentabilidade. Também precisa ser eficiente economicamente e colaborando com a gestão equilibrada do uso dos recursos naturais, além de se adequar aos atributos relacionados ao bem-estar dos animais de produção (Tallentire et al., 2018).

Tendo em vista a produção de proteína de origem animal, o agropecuarista passou a ter que gerir todas as etapas dentro do ciclo de vida do seu produto, tomando decisões através do conhecimento de todos os fatores que possam afetar o melhor desempenho da sua atividade, seja na questão do bem-estar animal, ambiência, sanidade, nutrição ou manejo resultando em

mais ou menos impactos ambientais (Sonesson et al., 2016). O setor tem sofrido pressão por parte do mercado consumidor que exige cada vez mais sobre a ocorrência de impactos ambientais dos animais de produção, tais como as emissões de gases de efeito estufa. Esta cobrança tem ocorrido principalmente pelo fato do setor pecuário possuir uma contribuição expressiva sobre o potencial de aquecimento global (Santeramo et al., 2019).

Sendo assim, os pesquisadores se obrigaram a investigar cada vez mais sobre os impactos ambientais, tendo como principal objetivo a contribuição científica sobre a ejeção de poluentes no meio ambiente e sobre o melhor uso dos recursos naturais (Tallentire et al., 2018). Isto também passou a ser priorizado devido as novas exigências de países importadores de alimentos (Santeramo et al., 2019).

Mas além da importância ambiental e produtiva sobre o volume de alimentos cultivados, é imprescindível considerar o valor econômico de tais produtos. Pois mesmo que atividades produtivas de alimentos provoquem impactos ambientais não se pode desconsiderar o retorno econômico das mesmas (Toniazzi et al., 2018).

Alguns autores atribuem à suinocultura parte da responsabilidade sobre as emissões de gases de efeito estufa (GEE), colocando em risco a qualidade do meio ambiente global (Tallentire et al., 2018), porém, uma diminuição destas

atividades criaria outras consequências negativas, como a insegurança alimentar nos próximos anos. A FAO (2018), prevê um aumento populacional para 10 bilhões de pessoas até 2050 exigindo que se produza cerca de 70% a mais de alimentos para atender esta demanda. Mas para manter a segurança alimentar e a economia mundial em equilíbrio é necessário considerar a relação íntima da lucratividade com a produtividade, mesmo quando estas entram em desacordo com as variáveis ambientais (Toniazzi et al., 2018). Tornando imprescindível contextualizar a relação entre os estudos que identifiquem as variáveis de sustentabilidade ambiental e econômica.

Objetivou-se explicar e identificar o volume científico a partir de uma revisão bibliométrica sistematizada, contextualizando sobre os principais fatores da suinocultura que interferem no meio ambiente, enfatizando o valor econômico do produto sobre o investimento. No caso da ACV e do VEA, a aplicação dessas ferramentas dependera do questionamento sobre o qual fundamentou-se a pesquisa de informações científicas sobre o assunto.

Metodologia

Foi utilizada a bibliometria para identificar sobre os termos pesquisados os principais continentes e/ou países que realizam pesquisas influentes sobre Avaliação de Ciclo de Vida e Valor Econômico Adicionado na Suinocultura.

Selecionou-se as bases *Google Scholar*, *Science Direct*, *Scopus* e *Web of Science*, nos quais foi inserido o intervalo temporal, de 2009 a 2019.

A Figura 1 expõe sobre as buscas sobre ACV e Impactos Ambientais relacionados a suinocultura. A Figura 2, sobre o EVA, os Impactos Ambientais e suas relações com a produção de suínos. Para manter a integridade das buscas, optou-se por fazê-las em inglês.

Figura 1. ACV, meio ambiente e suinocultura

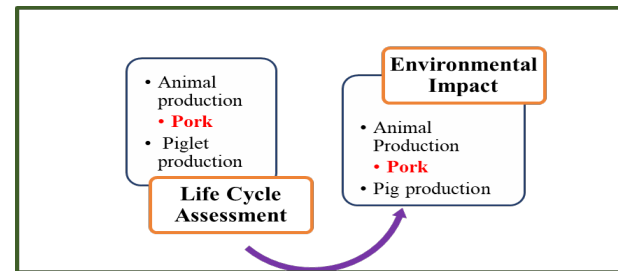
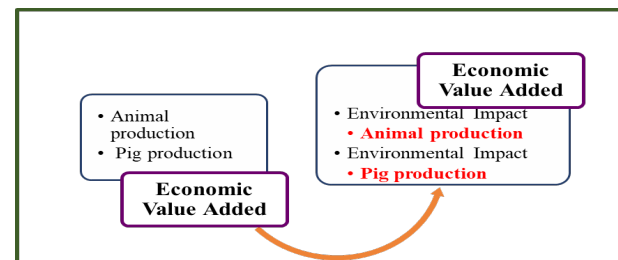


Figura 2. VEA, meio ambiente e a suinocultura



Após a busca de trabalhos científicos realizada através dos descritores expostos nas Figuras 1 e 2, foi realizada a primeira análise nos trabalhos encontrados, procurando nos títulos e nos

resumos os descritores pesquisados. Foram selecionados 85 artigos científicos relacionados a ACV, Impactos Ambientais e Suinocultura e, 14 para o VEA, Impactos Ambientais e Suinocultura. Escolheu-se os artigos que continham valores sobre os impactos ambientais e a suinocultura e os impactos econômicos e a suinocultura, sendo separados 43 para o primeiro grupo de palavras e 9 para o segundo grupo.

Para selecionar quais dos artigos pesquisados participariam de cada estudo, ACV e VEA, realizou-se análise de conteúdo separadamente. No caso da ACV, foi avaliado se os artigos selecionados possuíam no seu desenvolvimento e resultados a análise do ciclo de vida dos ingredientes da ração, se os objetivos abordavam as emissões por quilograma de leitão desmamado e/ou suíno terminado e se as variáveis estudadas condiziam com as variáveis reprodutivas e suas influências nos resultados sobre o suíno terminado.

Para o Valor Econômico Adicionado (VEA), devido o baixo volume de material encontrado, concentrou-se em verificar a presença de conceitos sobre a ferramenta e sua aplicação prática no agronegócio no corpo de texto dos artigos e, em estudar se havia resultados sobre a produção animal. Pouco se encontrou sobre o VEA e suinocultura de fato e por isso houve dificuldade em fundamentar o tema específico deste estudo.

Assim, facilitou a identificação de trabalhos científicos mais precisos sobre a temática, conceituando de forma detalhada os crivos fundamentais sobre a Avaliação do Ciclo de Vida e Valor Econômico Adicionado na cadeia de produção de suínos. Atendendo o objetivo o objetivo traçado, que buscou consolidar as evidências científicas sobre o tema, foi possível quantificar a relação sobre a ACV, o VEA, os Impactos Ambientais e a produção de suínos, tendo como critério central as variáveis reprodutivas.

Resultados e discussões

Ao buscar trabalhos que estudem os impactos ambientais a partir das ferramentas da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), foi possível observar que o volume de documentos e/ou estudos não é pequeno. Há diferenças expressivas entre elas como é o caso da base *Google Scholar* em relação as outras (Tabela 1). O que pode explicar estas diferenças é a abrangência sobre os estilos de trabalhos, visto que o *Google* apresenta menor critério de arquivos e oportuniza a presença de documentos que não são cientificamente comprovados. E a mesma diferença é expressa em todas os conjuntos de palavras pesquisados.

Outra observação é a associação dos descritores de ACV e a produção animal e/ou suína, o que revela a pouca quantidade de publicações cientificamente comprovadas sobre esta associação da cadeia com o produto e os

possíveis impactos ambientais de todo o processo. Neste caso, observou-se que quanto mais se especializavam os descritores da busca, menor era o volume de trabalhos encontrados (Tabela 1).

Tabela 1: Formatação para artigo do GCV 2020

Descritores	Bases de busca	Nº arquivos
"Life Cycle Assessment"	GS	117000
	SD	18845
	SC	18373
	WoS	17984
"Life Cycle Assessment" AND "Animal Production"	GS	4510
	SD	405
	SC	333
	WoS	43
"Life Cycle Assessment" AND "Animal Production" AND "Pork"	GS	1160
	SD	105
	SC	69
	WoS	3
"Life Cycle Assessment" AND "Piglet production"	GS	79
	SD	15
	SC	5
	WoS	2
"Environmental Impacts"	GS	760000
	SD	109397
	SC	88066
	WoS	27768
"Environmental Impacts" AND "Animal production"	GS	13700
	SD	1467
	SC	947
	WoS	76
"Environmental Impacts" AND "Animal production" AND "Pork"	GS	3010
	SD	306
	SC	135
	WoS	5
"Environmental Impacts" AND "Pig production"	GS	2990
	SD	348
	SC	373

	WoS	64
"Environmental Impacts" AND "Piglet production"	GS	150
	SD	26
	SC	6
	WoS	1
"Economic Value Added"	GS	16900
	SD	683
	SC	460
	WoS	385
"Economic Value Added" AND "Animal production"	GS	67
	SD	4
	SC	0
	WoS	0
"Economic Value Added" AND "Pig production"	GS	16
	SD	1
	SC	0
	WoS	0
"Economic Value Added" AND "Environmental Impact"	GS	1250
	SD	151
	SC	0
	WoS	4
"Economic Value Added" AND "Environmental Impact" AND "Animal production"	GS	18
	SD	2
	SC	0
	WoS	0
"Economic Value Added" AND "Environmental Impact" AND "Pig production"	GS	3
	SD	1
	SC	0
	WoS	0

GS - Google Scholar; SD - Science Direct; SC - Scopus; WoS - Web of Science.

Identificou-se que a maioria dos trabalhos utilizava a Avaliação do Ciclo de Vida como metodologia para análise dos impactos ambientais, mas continham diferenças estruturais nos estudos (Tabela 2). Possibilitando observar métodos específicos de

ACV, bem como a Unidade Funcional (UF) utilizada para cálculos e as etapas dos processos ocorrentes no ciclo de vida da UF dentro da cadeia estudada.

Ao se realizar a busca sobre arquivos científicos que abordassem a metodologia, Valor Econômico Adicionado em análises econômicas de empresas do setor agropecuário foi observado uma redução abrupta do volume de trabalhos encontrados (Tabela 1). A cada adição de descritor sobre o principal, “*Economic Value Added*”, reduziu-se a quase zero o número de trabalhos encontrados, a não ser na base *Google Scholar*, onde todos os níveis de especificação da busca possuíam algum trabalho.

Tabela 2. Diferenças dos estudos de ACV por autor, unidade funcional e origem dos dados.

Banco de dados	Autores, ano.	Unidade Funcional
Agribalyse ¹	- Garcia-Launay et al., 2018;	- 1 ton. de ingrediente da dieta;
	- Wilfart et al., 2016;	- Kg de ingrediente da dieta;
Autores secundários	- Cherubini et al., 2014;	- 1ton. de carcaça;
	- Reckmann et al., 2013;	- 1 kg de PV;
	- Rööss et al., 2013;	- 1 kg de carne produzida;
Ecoalim ²	- Garcia-Launay et al., 2018;	- 1 ton. de ingrediente da dieta;
	- Wilfart et al., 2016;	- Kg de ingrediente da dieta;
	- Sonesson et al., 2016;	- 1 kg de carne suína na gôndola do

		mercado;
	- Sasu-Boakye et al., 2014;	- 1 kg de carcaça suína;
	- Alfonso, 2019.	- Um dia do animal na fase, 1 kg de ração, 1 kg de PV de leiteão.
Ecoinvent ³	- Noya et al., 2017.	- 100 kg de PV pronto para abate.
	- Kebreab et al.	- 1ton. de PV pronto para abate;
	- Van Zanten et al., 2015;	- 1 kg de PV de leitões desmamados;
	- Pelletier et al., 2010;	- 1 kg de PV ao final da engorda;
	- Gutiérrez et al., 2016;	- 1 UA terminado de 120 kg de PV;
	- Cherubini et al., 2014;	- 1 ton. de carcaça;
	- Reckmann et al., 2013;	- 1 kg de peso vivo;
Inventário próprio ⁴	- Ali et al., 2017;	- 104 kg de PV de animal terminado;
	- Kaufmann, 2015;	- 1 matriz e 100 kg de PV para abate;
	- Wang et al., 2015;	- 100 kg de PV pronto para abate;
	- Mackenzie et al., 2015;	- 1 kg de peso esperado de carcaça;
	- Reckmann and Krieter, 2015 (realidade simulada a partir de dados primários);	- 1 kg de carcaça fria;
	- Monteiro et al. 2017;	- 1 kg de ganho de peso;
InraPork ⁵	- Cadéro et al., 2018 (baseou-se em parâmetros do Ecoalim., do	- Um animal na engorda (lembrando que aqui estes autores buscaram

	Ecoinvent. e Agribalyse);	desenvolver um modelo de análise de sensibilidade);
--	---------------------------	---

¹Agribalyse é um banco de dados agrícola da França utilizado em estudos de ACV na produção de alimentos e usado como benchmarking do setor no país (VAN DER WERF e SALOU, 2015); ²Banco de dados sobre ingredientes da alimentação animal e de outros alimentos consumidos na França (Wilfart et al., 2016); ³Base de inventários compostos por valores das cargas ambientais sobre o ciclo de vida de uma ampla gama de produtos (Wernet et al., 2016); ⁴Os autores coletam e constroem os próprios inventários para estudos de ACV; ⁵Software utilizado para análise de desempenho e do uso de diferentes estratégias nutricionais na suinocultura industrial (Van Milgen et al., 2008).

Ao avaliar sobre o foco de cada trabalho, observou-se que havia 4 tipologias objetivadas pelos autores. Sendo elas – a dieta, envolvendo os ingredientes e categorias de impactos ambientais; os indicadores reprodutivos, como parte do sistema ou como foco principal; as fases de engorda, como parte da cadeia ou como principal; e, por fim, a metodologia de estudo.

Em sua maioria, os trabalhos envolviam-se com todos os processos tendo como principal resultado as emissões no final da cadeia. Porém, alguns focaram somente em algumas etapas, sendo Wilfart et al. (2016) e Garcia-Launay et al. (2018), que concentraram-se apenas nas etapas de produção de ração, Alfonso (2019) apenas nos indicadores reprodutivos e suas interferências sobre os impactos ambientais e econômicos no restante da cadeia, Cherubini et al. (2014), Groen et al. (2016) e Monteiro et al. (2017) que focaram apenas na última etapa de produção dos animais a engorda e, por fim, Rööss et al. (2013) e Cadéro et al. (2018) que objetivaram analisar métodos de análise do ciclo de vida e seus resultados.

Tabela 3. Diferenças dos estudos de VEA por autor, objeto de estudo e tipos de resultados.

Objeto de estudo	Autores, ano.	Resultados *
Cadeia leiteira	- Forleo et al., 2018;	- Negativo para produção de leite e positivo na fabricação de <i>mozzarella</i> ;
	- Markauskas and Saboniene, 2015;	- Positivo, mas as empresas não foram avaliadas a partir da produção do leite.
Não houve um objeto específico	- Jakub et al., 2015;	- Identificação e caracterização de métodos de análise com o VEA;
	- Andia et al., 2011;	- Importancia da integração de teorias contábeis com teorias de cadeias produtivas em análises financeiras e econômicas.
Capital investido	- Chaiwong, 2010;	- O ponto crítico da queda de rentabilidade de uma cooperativa pode ser a inadequação do capital relacionada ao risco financeiro.
EVA	- Morard and Balu, 2009;	- Revisão sistemática para desenvolver um modelo matemático para uso do VEA.
Cadeia de produção de alimentos	- Cucagna and Goldsmith, 2017;	- Positivo em umas empresas e negativo em outras, mas com média de VEA geral positivo ou zero.
Cadeia Frigorífica brasileira	- Puperi et al. 2014.	- Negativo.

*Os resultados positivos ou negativos para o VEA correspondem ao fato do valor adicionado ao valor real da empresa por unidade de produto (Curadi, Miranda, Bottega, dos Santos 2017).

Assim pouco se encontrou sobre o Valor Econômico Adicionado (VEA) relacionado diretamente a cadeia suinícola. No entanto, alguns autores explanaram sobre resultados a partir da metodologia VEA em cadeias produtivas do agronegócio. Outros trabalhos foram selecionados apenas para entendimento da ferramenta de análise econômica financeira, tais como os realizados por Jakub et al. (2015), Andia et al. (2009) (Tabela 3).

Conclusões

O assunto é abordado muito superficialmente, aprofundando-se pouco sobre as temáticas de produção de alimentos em cadeias mais específicas. Sob o ponto de vista da ACV, notou-se que a ferramenta tem vários métodos que respondem sobre as emissões de produtos impactantes ao longo da produção. Com tal variabilidade da ferramenta, conclui-se que não é possível afirmar sobre a clareza dos resultados de uma única forma de analisar uma mesma cadeia produtiva.

Sobre o Valor Econômico Adicionado (VEA) notou-se um volume bastante reduzido, sendo ainda menor ao especificar os descritores. Concluiu-se que estudos que relacionem ganhos econômicos, impactos ambientais e as cadeias produtivas do agronegócio, são escassos. Na relação do VEA e suinocultura, ou os impactos ambientais na suinocultura, os arquivos científicos identificados foram reduzidos a zero. Apesar da gestão rural ter se transformado em

empresarial, pouco se sabe sobre o real ganho que um produto tem sobre o investimento, principalmente na suinocultura.

Referências bibliográficas

- ALFONSO, L., 2019. Impact of incorporating greenhouse gas emission intensities in selection indexes for sow productivity traits. DOI <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2018.11.016>.
- ALI, B. M.; DE MEY, Y.; BASTIAANSEN, J. W. M.; OUDE LANSINK, A. G. J. M., 2018. Effects of incorporating environmental cost and risk aversion on economic values of pig breeding goal traits. DOI <https://doi.org/10.1111/jbg.12331>.
- ANDIA, L. H.; GARCIA, R.; BACHA, C. J. C., 2011. A influência dos fatores econômicos e jurídicos sobre o desempenho das empresas do agronegócio brasileiro: período de 2003 a 2005. DOI <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-20032011000400004>.
- CADÉRO, A.; AUBRY, A.; BRUN, F.; DOURMAD, J. Y.; SALAÜN, Y.; GARCIA-LAUNAY, F., 2018. Global sensitivity analysis of a pig fattening unit model simulating technico-economic performance and environmental impacts. DOI <https://doi.org/10.1016/j.agry.2018.06.016>.
- CHAIWONG, D., 2010. An Analysis of the Effectiveness of the Strategic Plan for an Increase of the Internal Agricultural Cooperative Capital: A Case Study of the Land Reform Srisatchanalai Agricultural Cooperative Limited. *Managing and Modelling of Financial Risks-5th International Scientific Conference*. Vsb-Tu Ostrava, Fac Econ, p. 147-155, Ostrava.
- CHERUBINI, E.; ZANGHELINI, G. M.; ALVARENGA, R. A. F.; FRANCO, D.; SOARES, S. R., 2014. Life cycle assessment of swine production in Brazil: a comparison of four manure management systems. DOI <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.10.035>.
- CUCAGNA, M. E.; GOLDSMITH, P. D., 2018. Value adding in the agri-food value chain. DOI <http://dx.doi.org/10.22004/ag.econ.269674>.
- FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations. *Animal production and Health, sources of meat*. 2019.
- FORLEO, M. B.; PALMIERI, N.; SALIMEI, E., 2018. The eco-efficiency of the dairy cheese chain: an Italian case study. DOI <https://doi.org/10.14674/IJFS-1077>.

- GARCIA-LAUNAY, F.; DUSART, L.; ESPAGNOL, S.; LAISSE-REDOUX, S.; GAUDRÉ, D.; MÉDA, B.; WILFART, A., 2018. Multiobjective formulation is an effective method to reduce environmental impacts of livestock feeds. DOI <https://doi.org/10.1017/S0007114518002672>.
- GROEN, E. A.; VAN ZANTEN, H. H. E.; HEIJUNGS, R.; BOKKERS, E. A. M.; DE BOER, I. J. M., 2016. Sensitivity analysis of greenhouse gas emissions from a pork production chain. DOI <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.04.081>.
- GUTIÉRREZ, A. S.; ERAS, J. J. C.; BILLEN, P.; VANDECASTEELE, C., 2016. Environmental assessment of pig production in Cienfuegos, Cuba: alternatives for manure management. DOI <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.082>.
- JAKUB, S.; VIERA, B.; EVA, K., 2015. Economic Value Added as a measurement tool of financial performance. DOI [https://doi.org/10.1016/S2212-5671\(15\)00877-1](https://doi.org/10.1016/S2212-5671(15)00877-1).
- KAUFMANN, T., 2015. Sustainable livestock production: Low emission farm—The innovative combination of nutrient, emission and waste management with special emphasis on Chinese pig production. DOI <https://doi.org/10.1016/j.aninu.2015.08.001>.
- KEBREAB, E.; LIEDKE, A.; CARO, D.; DEIMLING, S.; BINDER, M.; FINKBEINER, M., 2016. Environmental impact of using specialty feed ingredients in swine and poultry production: A life cycle assessment. DOI <https://doi.org/10.2527/jas.2015-9036>.
- MACKENZIE, S. G.; LEINONEN, I.; FERGUSON, N.; KYRIAZAKIS, I., 2015. Accounting for uncertainty in the quantification of the environmental impacts of Canadian pig farming systems. DOI <https://doi.org/10.2527/jas.2014-8403>.
- MARKAUSKAS, M.; SABONIENE, A., 2015. Evaluation of factors affecting companies' value of Lithuanian dairy industry. DOI <https://doi.org/10.1016/j.sbspro.2015.11.404>.
- MONTEIRO, A. N. T. R.; BERTOL, T. M.; DE OLIVEIRA, P. A. V.; DOURMAD, J. Y.; COLDEBELLA, A.; KESSLER, A. M., 2017. The impact of feeding growing-finishing pigs with reduced dietary protein levels on performance, carcass traits, meat quality and environmental impacts. DOI <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2017.02.014>.
- MORARD, B.; BALU, F. O., 2009. Developing a practical model for calculating the economic value added. *Economic Computation and Economic Cybernetics Studies and Research*, v. 3, n. 3, p. 1-16, Geneva, 2009.
- NOYA, I.; VILLANUEVA-REY, P.; GONZÁLEZ-GARCÍA, S.; FERNANDEZ, M. D.; RODRIGUEZ, M. R.; MOREIRA, M. T., 2017. Life Cycle Assessment of pig production: A case study in Galicia. DOI <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.11.160>.
- PELLETIER, N.; LAMMERS, P.; STENDER, D.; PIROG, R., 2010. Life cycle assessment of high-and low-profitability commodity and deep-bedded niche swine production systems in the Upper Midwestern United States. DOI <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2010.07.001>.
- PUPERI, M.; BITENCOURT, M.; DE QUEIROZ CALEMAN, S. M., 2014. Aferindo a Competitividade Através da Metodologia EVA: Um Estudo de Caso do Grupo JBS. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente*, v. 7, n. 3, p. 535-552, Mato Grosso do Sul, 2014.
- RECKMANN, K.; TRAUlsen, I.; KRIETER, J., 2013. Life Cycle Assessment of pork production: A data inventory for the case of Germany. DOI <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2013.09.001>.
- RECKMANN, K.; KRIETER, J., 2015. Environmental impacts of the pork supply chain with regard to farm performance. DOI <https://doi.org/10.1017/S0021859614000501>.
- RÖÖSS, E.; SUNDBERG, C.; TIDÅKER, P.; STRID, I.; HANSSON, P. A., 2013. Can carbon footprint serve as an indicator of the environmental impact of meat production? DOI <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.08.004>.
- RUVIARO, C. F.; DE LÉIS, C. M.; LAMPERT, V. D. N.; BARCELLOS, J. O. J.; DEWES, H., 2015. Carbon footprint in different beef production systems on a southern Brazilian farm: a case study. *Journal of Cleaner Production*, v. 96, p. 435-443, Mato Grosso do Sul, 2015. DOI <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.01.037>.
- SANTERAMO, F. G.; LAMONACA, E.; TAPPI, M.; DI GIOLA, L., 2019. Considerations on the Environmental and Social Sustainability of Animal-based. DOI <https://doi.org/10.3390/su11082316>.
- SASU-BOAKYE, Y.; CEDERBERG, C.; WIRSENIUS, S., 2014. Localising livestock protein feed production and the impact on land use and greenhouse gas emissions. DOI <https://doi.org/10.1017/S17517311140001293>.
- SONESSON, U. G.; LORENTZON, K.; ANDERSSON, A.; BARR, U.; BERTILSSON, J.; BORCH, E.; BRUNIUS, C.; EMANUELSSON, M.; GÖRANSSON, L.; GUNNARSSON, S.; HANBERG, L.; HESSLE, A.; KUMN, K.; LUNDH, A.; NIELSEN, T.; ÖSTERGREN, K.; SALOMON, E.; SINDHÖJ, E.; STENBERG, B.; SUNDBERG, M.; WALL, H., 2016. Paths to a sustainable food sector: integrated design and LCA of future food supply chains: the case of pork production in Sweden. DOI <https://doi.org/10.1007/s11367-015-0969-5>.
- TALLENIRE, C. W.; EDWARDS, S. A.; VAN LIMBERGEN, T.; KYRIAZAKIS, I., 2019. The challenge of incorporating animal welfare in a social life cycle assessment model of European chicken production. DOI <https://doi.org/10.1007/s11367-018-1565-2>.
- TONIAZZO, F.; RODRIGUES, A. C.; ROSA, M. M.; ROS, C. O.; BECEGATTO, V. A.; LAVNITCKI, L.; HENKES, J. A.; CANTONI, F., 2018. Avaliação da liberação de CO₂ em solo com adição de águas residuárias suínícolas e impactos ambientais e sociais da suinocultura. DOI <http://dx.doi.org/10.19177/rgsa.v7e12018253-274>.
- VAN DER WERF, H. M. G.; SALOU, T., 2015. Economic value as a functional unit for environmental labelling of food and other consumer products. DOI <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.01.077>.
- VAN MILGEN, J.; VALANCOGNE, A.; DUBOIS, S.; DOURMAD, J. Y.; SÈVE, B.; NOBLET, J., 2008. InraPorc: a model and decision support tool for the nutrition of growing pigs. DOI <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2007.05.020>.
- VAN ZANTEN, H. H. E.; BIKKER, P.; MOLLENHORST, H.; MEERBURG, B. G.; DE BOER, I. J. M., 2015. Environmental impact of replacing soybean meal with rapeseed meal in diets of finishing pigs. DOI <https://doi.org/10.1017/S1751731115001469>.
- WANG, X.; DADOUMA, A.; CHEN, Y.; SUI, P.; GAO, W.; JIA, L., 2015. Sustainability evaluation of the large-scale pig farming system in North China: an emergy analysis based on life cycle assessment. DOI <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.04.071>.
- WERNET, G.; BAUER, C.; STEUBING, B.; REINHARD, J.; MORENO-RUIZ, E.; WEIDEMA, B., 2016. The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. DOI <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1087-8>.
- WILFART, A.; ESPAGNOL, S.; DAUGUET, S.; TAILLEUR, A.; GAC, A.; GARCIA-LAUNAY, F., 2016. ECOALIM: a dataset of environmental impacts of feed ingredients used in French animal production. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0167343>.

Efeitos inerentes à escolha de diretrizes metodológicas para construção dos inventários de ciclo de vida de produtos agrícolas

Fernando Henrique Cardoso¹

Natalia Crespo Mendes¹

Vinícius Gonçalves Maciel¹

Nilza Patrícia Ramos¹

Danilo Francisco Trovo Garofalo¹

Marcelo A. B. Morandi¹

Marília I. S. Folegatti Matsuura¹

¹Embrapa Meio Ambiente

Rodovia SP 340, KM 127,5, S/N - Tanquinho Velho, Jaguariúna - SP, 13918-110.

fernandohc.eq@gmail.com

Resumo

Embora os métodos operacionais de avaliação do ciclo de vida (ACV) tenham se desenvolvido rapidamente nos últimos anos, os aspectos metodológicos inerentes à construção dos inventários de ciclo de vida (ICV) de produtos agrícolas são relativamente recentes. Neste estudo, as diretrizes metodológicas World Food LCA Database e Agri-footprint, utilizadas para construção de ICV de produtos agrícolas, são comparadas. As diretrizes diferem-se, principalmente em relação aos modelos de emissões adotados e outros parâmetros utilizados para as estimativas, como, por exemplo, fatores climáticos. O estudo foi conduzido a partir de dados médios da produção de soja da região do estado do Mato Grosso, considerado o maior estado produtor de soja do Brasil. Os resultados deste estudo demonstram que, apesar de haver alguma semelhança entre as diretrizes, os ICVs apresentaram resultados diferentes., como no caso da emissão de amônia, que se constatou um desvio de 76,45%, e de 6,51% e 0,75%, para óxido nitroso e dióxido de carbono, respectivamente. Além disso, os resultados divergem entre os compartilhamentos ambientais podendo afetar o estudo de ACV. Este estudo demonstra que a escolha de uma das

diretrizes tem consequência sobre o ICV, podendo afetar a tomada de decisão baseada em ACV.

Palavras-chaves: Emissão, Inventário de ciclo de vida, Produtos agrícolas, Soja, Sustentabilidade.

Introdução

A preocupação global com as emissões de gases de efeito estufa (GEE) chama a atenção para a necessidade de tomadas de decisão adequadas para a mitigação das mudanças climáticas, tanto pelo governo quanto pelo setor privado. Nesse sentido, o Consumo e a Produção Sustentável (CPS) dos produtos agrícolas são atividades críticas para o alcance dos Objetivos de Desenvolvimento de Sustentabilidade da ONU (UN, 2017). Dentro dessa preocupação, a avaliação do ciclo de vida tem sido uma das principais estruturas científicas para medir e intermediar o CPS (UNEP / SETAC - Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente e SETAC, 2015) e tem sido adotada em várias políticas em todo o mundo visando a redução dos impactos da produção de alimentos e biomassa (EPA, 2010; European Commission, 2018; PAS 2050-1:2012 (BSI, 2012)).

Tradicionalmente, Inventários do Ciclo de Vida (ICV) de produtos agrícolas podem ser elaborados com base em diferentes diretrizes metodológicas, como por exemplo: World Food LCA Database (WFLDB) (Nemecek et al., 2019) e Agri-footprint (Van Paassen et al., 2019). O WFLDB é um banco de dados que representa

produtos agrícolas primários e produtos alimentícios processados. A abrangência geográfica é global, ou seja, produtos que são negociados no mercado global são representados; dessa forma, pode ser usado para processos como *eco-design* de produtos alimentícios e *Environmental Product Declarations* (EPD), e para pesquisas acadêmicas (Nemecek et al., 2015). Já o Agri-footprint é um banco de dados de ICV abrangente com foco no setor agrícola e de alimentos. Abrange dados sobre produtos agrícolas com mais de 11.000 produtos (Van Paassen et al., 2019). Estas diretrizes apresentam propostas metodológicas para construção de ICVs que diferem em termos de fluxos de entradas, modelagem matemática e métodos para estimar as emissões, conforme pode ser observado na Tabela 1. No entanto, não há estudo específico sobre os efeitos da escolha destas diretrizes na construção de ICVs de produtos agrícolas brasileiros.

Portanto, este estudo tem como objetivo avaliar e comparar as duas diretrizes quando aplicadas para construção de ICV da produção de soja no contexto brasileiro, levando em consideração as premissas de clima e solo, e a modelagem matemática assumida pelos métodos de emissão adotados em cada diretriz.

Tabela 1: Visão geral dos modelos de emissões adotados por cada diretriz em estudo.

	<i>Agri-footprint</i>	<i>WFLDB</i>
Amônia (NH ₃)	EMEP/EEA (2016) – Tier 2	EMEP/EEA (2013) - Tier 2
Nitrato (NO ₃ ⁻)	IPCC (IPCC, 2006b) – Tier 1	SALCA(Europa) SQCB (outros países)
Dióxido de carbono (CO ₂)	IPCC (IPCC, 2006b) – Tier 1	IPCC (2006) Tier 1
Óxido Nítrico (NO)	EMEP/EEA – Tier 1	-
Óxido Nitroso (N ₂ O)	IPCC (2006) Tier 1	IPCC (2006) Tier 1
Fósforo (P, PO ₄ ³⁻)	ReCiPe	SALCA-P
Metais pesados (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn)	Nemecek & Schnetzer	Freiermuth (2006) (método SALCA)

Método

Para o presente trabalho, o objeto de estudo foi um conjunto de dados da produção de soja no estado do Mato Grosso (MT) (Hirakuri et al. 2019). A partir desse conjunto de dados, juntamente com as diretrizes WFLDB e Agri-footprint, pôde-se desenvolver o inventário de processo, base para o ICV.

A partir da ferramenta computacional Microsoft Excel, foi possível compilar todos os dados de entrada do MT (Tabela 2), e a partir disso utilizar os métodos de cálculos de emissão de cada uma das diretrizes, a fim de desenvolver o inventário de processo do presente estudo.

Tabela 2: Dados de entrada da produção de soja do estado do Mato Grosso.

Dados de entrada	kg*ha ⁻¹
Água, m ³ *	1,39E+00
Semente, kg*	4,93E+01
Inoculante, kg*	2,19E+00
Calcário Dolomítico*	2,61E+02
MAP, como N*	1,93E+01
MAP, como P ₂ O ₅ *	1,03E+02
Superfosfato Simples (SSP), como P ₂ O ₅ *	5,13E+00
Outros compostos P, como P ₂ O ₅ *	5,07E+00
Cloreto de Potássio (KCl), como K ₂ O*	7,48E+01
Boro (B)*	5,68E-03
Cálcio (Ca)*	2,27E-02
Cobalto (Co)*	6,59E-02
Manganésio (Mn)*	2,33E-01
Molibdênio (Mo)*	9,83E-01
Níquel (Ni)*	8,60E-05
Enxofre (S)*	2,52E+00
2,4-D*	2,16E-01
Cypermethrin*	2,26E-03
Glyphosate*	3,47E+00
Mancozeb*	7,69E-03
Acephate*	9,64E-01
Benzovindiflupyr*	4,85E-04
Carbendazim*	1,02E-03
Cyproconazole*	2,32E-02
Chlorantraniliprole*	3,82E-03
Fipronil*	2,56E-02
Imidacloprid*	1,66E-01
Lambda-cyhalothrin*	2,57E-02
Methomyl*	1,83E-02
Picoxystrobin*	3,92E-02
Pyraclostrobin*	3,39E-02

Prothioconazole*	6,33E-02
Tebuconazole*	4,67E-02
Thiamethoxam*	3,69E-02
Thiram*	2,39E-03
Trifloxystrobin*	5,42E-02
Triflumuron*	2,46E-03
Azoxystrobin*	6,29E-02
Emamectin Benzoate*	6,37E-02
Bixafen*	4,70E-03
Clethodim*	8,16E-02
Chlorfenapyr*	1,71E-02
Chlorimuron-ethyl*	1,65E-02
Diquat dibromide*	1,85E-01
Diflubenzuron*	4,85E-04
Flubendiamide*	7,38E-03
Thiophanate-methyl*	2,06E-02
Óleo Mineral*	5,47E-01
Éster metílico de óleo de soja*	1,33E-01
Outros Ingredientes*	3,48E-02
Diesel*	1,05E-02

Outros parâmetros

pH do solo*	≤7
Precipitação [mm/ano]**	1,93E+03
Umidade dos grãos de soja***	13%
N nos resíduos da colheita [kg N/ha]***	2,66E+00
Razão C:N da matéria orgânica do solo***	1,50E+01
Fator de declividade****	4,45E-01
Fator de prática****	5,00E-01

* Hirakuri et al. (2019)

** Fick e Hijmans (2017)

*** Seixas et al. (2020)

**** Panagos et al. (2012)

Resultados e discussões

Os resultados demonstram que, apesar de haver alguma semelhança entre as diretrizes, cada uma lida de maneira particular e com premissas próprias para a definição de parâmetros e variáveis. Pode-se observar pela Tabela 3 os resultados das emissões calculadas por cada uma das diretrizes. No entanto, para melhor avaliação, os desvios que se tem em cada uma das estimativas das emissões calculadas são discutidos a seguir.

A começar pelas emissões para o ar: pode-se notar que as emissões de NH_3 , N_2O e CO_2 apresentam desvio de 76,45%, 6,51% e 0,75%, respectivamente. No entanto, é importante mencionar o fato que ambas as diretrizes utilizam o mesmo método para estimar emissão de amônia, como mostrado na Tabela 1, e que ainda assim os resultados aportados possuem um desvio acentuado (76,45%). Nesse caso da amônia, o modelo adotado por ambas as diretrizes é o do EMEP/EEA que sofreu atualização do método de cálculo, dos fatores de emissão e da relação de fertilizantes, de forma que, tais mudanças refletiram nos resultados das emissões. Assim, se constata a necessidade de haver um fator de emissão que caracteriza cada fertilizante individualmente, bem como um modelo padrão, de forma a tornar um cálculo normatizado.

Já nas emissões de N_2O , observa-se que o Agri-footprint aporta mais parâmetros e variáveis explícitos na modelagem de suas equações,

como a consideração de perdas de N_2O por lixiviação e escoamento de N, de forma que matematicamente é possível manipulá-los de maneira segregada e não sendo combinações das variáveis aleatórias, como faz o WFLDB. Com esse conjunto de parâmetros e variáveis a mais, o Agri-footprint possui uma sensibilidade e uma capacidade de predição maior no cálculo de emissão.

No que se refere às emissões de elementos potencialmente tóxicos (EPT), esses possuem abordagens diferentes em cada diretriz. Enquanto, o WFLDB considera emissões para o i) solo, ii) para águas subterrâneas e superficiais por drenagem, além de iii) águas superficiais por erosão, o Agri-footprint considera apenas i) e ii). Além disso, o WFLDB considera o manejo realizado no solo, já o Agri-footprint não o considera. Ademais, o Agri-footprint possui uma classificação genérica para a soja, referenciando-a como “oleaginosas”. Ainda, no Agri-footprint há classificação genérica para os fertilizantes, e conseqüentemente, fatores de emissão genéricos, segregando-os em grupo: N, P e K. Já o WFLDB possui dados específicos para a soja e uma discriminação maior para os fertilizantes.

No que concerne aos pesticidas, há um tratamento diferenciado entre as diretrizes, apresentados em inglês nas Tabelas 2 e 3, em harmonia com as bases de dados. Ao passo que o Agri-footprint considera que 90% do princípio ativo seja emitido para o solo, 9% para o ar e 1% para águas superficiais e subterrâneas, o WFLDB considera que todo o pesticida é

emitido para o solo. De maneira que fica evidente a necessidade da consideração das emissões, ao menos, para os três principais compartimentos ambientais.

Pode-se ainda verificar que o WFLDB considera a estimacão de emissões do NO_3 para águas subterrâneas e de fósforo para águas superficiais. Em contrapartida, o Agri-footprint considera que todo o fósforo emitido é lançado no solo.

Acerca das emissões para águas subterrâneas e superficiais por drenagem, pode-se constatar que ambas as diretrizes reportam resultados iguais, o que se deve ao fato de adotarem método e fatores de emissão iguais.

A modelagem desenvolvida em cada uma das diretrizes, em quase sua totalidade, reflete a realidade da Europa. De forma que, os valores de emissão e parâmetros de solo e clima diferem de maneira significativa da realidade do Brasil, e algum desses já estão pré-definidos pela própria diretriz.

O Agri-footprint estabelece parâmetros tabelados para a concentração de metais pesados nos cultivares, fertilizantes orgânicos e minerais. Além de fixar a contribuição da deposição atmosférica de metais pesados, o que no caso, nem sempre ocorre.

Enquanto o WFLDB define dados de concentração de argila para determinados tipos de solo restrito a realidade de alguns países, e não contempla, por exemplo, algumas mesorregiões importantes produtoras de soja do Brasil. Ainda,

Tabela 3: Emissões calculadas de acordo com as diretrizes Agri-footprint e WFLDB.

Agri-footprint			WFLDB			Agri-footprint			WFLDB			Agri-footprint			WFLDB								
<i>Emissões para o ar, kg</i>						<i>Emissões para o solo, kg</i>						<i>Emissões para águas subterrâneas e superficiais por drenagem, kg</i>						<i>Emissões para águas subterrâneas, kg</i>					
NH ₃	1,24E+00	2,18E+00	Cd	9,71E-03	9,76E-03	Cd	4,94E-05	4,94E-05	NO ₃	-	1,24E+02	<i>Emissões para águas superficiais, kg</i>											
N ₂ O	2,22E+00	2,36E+00	Cu	-1,28E-02	-2,21E-02	Cu	3,57E-03	3,57E-03	P emitido por escoamento	-	2,25E-01	<i>Emissões para águas superficiais por erosão, kg</i>											
NOx	-	2,32E-01	Zn	1,25E-01	8,11E-02	Zn	3,13E-02	3,13E-02	P emitido por erosão	-	3,88E+00	<i>Emissões para águas superficiais por erosão, kg</i>											
CO ₂	1,24E+02	1,25E+02	Pb	3,90E-02	1,18E-01	Pb	5,75E-04	5,75E-04	Cd	-	9,70E-04	<i>Emissões para águas superficiais por erosão, kg</i>											
2,4-D	1,94E-02	-	Ni	2,57E-02	9,16E-03	Ni	0,00E+00	0,00E+00	Cu	-	8,16E-02	<i>Emissões para águas superficiais por erosão, kg</i>											
Cypermethrin	2,04E-04	-	Cr	1,11E-01	4,24E-02	Cr	2,11E-02	2,11E-02	Zn	-	1,92E-01	<i>Emissões para águas superficiais por erosão, kg</i>											
Glyphosate	3,13E-01	-	P	2,62E+00	-	2,4-D	2,16E-03	-	Pb	-	7,64E-02	<i>Emissões para águas superficiais por erosão, kg</i>											
Mancozeb	6,92E-04	-	2,4-D	1,94E-01	2,16E-01	Cypermethrin	2,26E-05	-	Ni	-	9,23E-02	<i>Emissões para águas superficiais por erosão, kg</i>											
Acephate	8,68E-02	-	Cypermethrin	2,04E-03	2,26E-03	Glyphosate	3,47E-02	-	Cr	-	9,80E-02	<i>Emissões para águas superficiais por erosão, kg</i>											
Benzovindiflupyr	4,37E-05	-	Glyphosate	3,13E+00	3,47E+00	Mancozeb	7,69E-05	-	Cd	-	9,70E-04	<i>Emissões para águas superficiais por erosão, kg</i>											
Carbendazim	9,22E-05	-	Mancozeb	6,92E-03	7,69E-03	Acephate	9,64E-03	-	Cu	-	8,16E-02	<i>Emissões para águas superficiais por erosão, kg</i>											
Cyproconazole	2,09E-03	-	Acephate	8,68E-01	9,64E-01	Benzovindiflupyr	4,85E-06	-	Zn	-	1,92E-01	<i>Emissões para águas superficiais por erosão, kg</i>											
Chlorantraniliprole	3,44E-04	-	Benzovindiflupyr	4,37E-04	4,85E-04	Carbendazim	1,02E-05	-	Pb	-	7,64E-02	<i>Emissões para águas superficiais por erosão, kg</i>											
Fipronil	2,30E-03	-	Carbendazim	9,22E-04	1,02E-03	Cyproconazole	2,32E-04	-	Ni	-	9,23E-02	<i>Emissões para águas superficiais por erosão, kg</i>											
Imidacloprid	1,49E-02	-	Cyproconazole	2,09E-02	2,32E-02	Chlorantraniliprole	3,82E-05	-	Cr	-	9,80E-02	<i>Emissões para águas superficiais por erosão, kg</i>											
Lambda-cyhalothrin	2,31E-03	-	Chlorantraniliprole	3,44E-03	3,82E-03	Fipronil	2,56E-04	-	<i>Emissões para águas superficiais por erosão, kg</i>														
Methomyl	1,64E-03	-	Fipronil	2,30E-02	2,56E-02	Imidacloprid	1,66E-03	-	<i>Emissões para águas superficiais por erosão, kg</i>														
Picoxystrobin	3,53E-03	-	Imidacloprid	1,49E-01	1,66E-01	Lambda-cyhalothrin	2,57E-04	-	<i>Emissões para águas superficiais por erosão, kg</i>														
Pyraclostrobin	3,05E-03	-	Lambda-cyhalothrin	2,31E-02	2,57E-02	Methomyl	1,83E-04	-	<i>Emissões para águas superficiais por erosão, kg</i>														
Prothioconazole	5,70E-03	-	Methomyl	1,64E-02	1,83E-02	Picoxystrobin	3,92E-04	-	<i>Emissões para águas superficiais por erosão, kg</i>														
Tebuconazole	4,21E-03	-	Picoxystrobin	3,53E-02	3,92E-02	Pyraclostrobin	3,39E-04	-	<i>Emissões para águas superficiais por erosão, kg</i>														
Thiamethoxam	3,32E-03	-	Pyraclostrobin	3,05E-02	3,39E-02	Prothioconazole	6,33E-04	-	<i>Emissões para águas superficiais por erosão, kg</i>														
Thiram	2,15E-04	-	Prothioconazole	5,70E-02	6,33E-02	Tebuconazole	4,67E-04	-	<i>Emissões para águas superficiais por erosão, kg</i>														
Trifloxystrobin	4,88E-03	-	Tebuconazole	4,21E-02	4,67E-02	Thiamethoxam	3,69E-04	-	<i>Emissões para águas superficiais por erosão, kg</i>														
Triflumuron	2,21E-04	-	Thiamethoxam	3,32E-02	3,69E-02	Thiram	2,39E-05	-	<i>Emissões para águas superficiais por erosão, kg</i>														
Azoxystrobin	5,66E-03	-	Thiram	2,15E-03	2,39E-03	Trifloxystrobin	5,42E-04	-	<i>Emissões para águas superficiais por erosão, kg</i>														
Emamectin Benzoate	5,74E-03	-	Trifloxystrobin	4,88E-02	5,42E-02	Triflumuron	2,46E-05	-	<i>Emissões para águas superficiais por erosão, kg</i>														
Bixafen	4,23E-04	-	Triflumuron	2,21E-03	2,46E-03	Azoxystrobin	6,29E-04	-	<i>Emissões para águas superficiais por erosão, kg</i>														
Clethodim	7,34E-03	-	Azoxystrobin	5,66E-02	6,29E-02	Emamectin Benzoate	6,37E-04	-	<i>Emissões para águas superficiais por erosão, kg</i>														
Chlorfenapyr	1,54E-03	-	Emamectin Benzoate	5,74E-02	6,37E-02	Bixafen	4,70E-05	-	<i>Emissões para águas superficiais por erosão, kg</i>														
Chlorimuron-ethyl	1,48E-03	-	Bixafen	4,23E-03	4,70E-03	Clethodim	8,16E-04	-	<i>Emissões para águas superficiais por erosão, kg</i>														
Diquat dibromide	1,67E-02	-	Clethodim	7,34E-02	8,16E-02	Chlorfenapyr	1,71E-04	-	<i>Emissões para águas superficiais por erosão, kg</i>														
Diflubenzuron	4,37E-05	-	Chlorfenapyr	1,54E-02	1,71E-02	Chlorimuron-ethyl	1,65E-04	-	<i>Emissões para águas superficiais por erosão, kg</i>														
Flubendiamide	6,64E-04	-	Chlorimuron-ethyl	1,48E-02	1,65E-02	Diquat dibromide	1,85E-03	-	<i>Emissões para águas superficiais por erosão, kg</i>														
Thiophanate-methyl	1,85E-03	-	Diquat dibromide	1,67E-01	1,85E-01	Diflubenzuron	4,85E-06	-	<i>Emissões para águas superficiais por erosão, kg</i>														
			Diflubenzuron	4,37E-04	4,85E-04	Flubendiamide	7,38E-05	-	<i>Emissões para águas superficiais por erosão, kg</i>														
			Flubendiamide	6,64E-03	7,38E-03	Thiophanate-methyl	2,06E-04	-	<i>Emissões para águas superficiais por erosão, kg</i>														
			Thiophanate-methyl	1,85E-02	2,06E-02				<i>Emissões para águas superficiais por erosão, kg</i>														

os parâmetros pré-estabelecidos para a erosão não refletem a realidade brasileira. E da mesma forma que no Agri-footprint, o WFLDB também estabelece parâmetros pré-determinados para a emissão de metais pesados e considera na modelagem matemática a contribuição da deposição atmosférica.

Diante dos fatos discorridos acima, é necessário haver uma diretriz que reflita melhor a realidade do Brasil, com dados de clima e solo customizados para cada região produtora que, por consequência, calculará estimativas mais acuradas para as variáveis de emissão.

Conclusões

Neste estudo, nós comparamos o uso das diretrizes WFLDB e Agri-footprint para construção de ICV da soja produzida no contexto brasileiro.

Nossos resultados demonstraram as diferentes propostas metodológicas propostas nas diretrizes tem efeito sobre o ICV. Foi evidenciado desvios entre os resultados obtidos pelos cálculos de emissões e entre compartimentos ambientais.

Logo, é a adoção de uma determinada diretriz para a construção de inventários de ciclo de vida de produtos agrícolas impactam diretamente os resultados da avaliação do ciclo de vida e podem influenciar a tomada de decisão.

Por fim, considerando as dimensões continentais do Brasil, com uma riqueza e diversidade de clima e solo, identificamos que esforços para a customização de fatores relacionados a estas

variáveis são necessários. Portanto, recomenda-se que estudos futuros abordem proposta metodológicas para customização dessas variáveis, considerando as particularidades das regiões brasileiras.

Agradecimentos

Os autores agradecem os comentários e sugestões dos revisores. Os autores também agradecem o apoio financeiro da Sindicatos, ABPA, Aprosoja, Abiove. A participação de V.M foi financiada pelo CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) a partir do programa de tecnologia e inovação para agropecuária, projeto 404202/2020-9.

Referências bibliográficas

- BSI, 2012. PAS 2050-1:2012. Assessment of life cycle greenhouse gas emissions from horticultural products. Br. Stand. Inst. 46.
- European Commission, 2018. Product Environmental Footprint Category Rules.
- European Environment Agency., 2016. EMEP/EEA Air Pollutant Emission Inventory Guidebook 2016 Technical guidance to prepare national emission inventories.
- European Environment Agency., 2013. EMEP/EEA Air Pollutant Emission Inventory Guidebook 2013 Technical guidance to prepare national emission inventories.
- EPA, 2010. Renewable Fuel Standard Program (RFS2) Regulatory Impact Analysis. United States Environmental Protection Agency Rules Guidance, version 6.3.
- Faist Emmenegger M., Reinhard J. & Zah R., 2009. Sustainability Quick Check for Biofuels – intermediate background report. With contributions from T. Ziep, R. Weichbrodt, Prof. Dr. V. Wohlgemuth, FHTW Berlin and A. Roches, R. Freiermuth Knuchel, Dr. G. Gaillard, Agroscope Reckenholz-Tanikon. Dubendorf, Switzerland.
- Fick S.E., R.J. Hijmans, 2017. WorldClim 2: new 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas. International Journal of Climatology 37 (12): 4302-4315.

Goedkoop M., Heijungs R., Huijbregts, M., Schryver, A. De, Struijs, J., & Zelm, R. Van., 2013. ReCiPe 2008 A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level; First edition (revised). The Hague, The Netherlands

IPCC - Intergovernmental Panel On Climate Change. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual. Bracknell: IPCC, 2019. 3 v.

IPCC - Intergovernmental Panel On Climate Change, 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Emissions from livestock and manure management. (Vol. 4, cap 10). Geneva, Switzerland.

Hirakuri M., Conte O., Prando A., Castro, C., Balbinot Junior, A., Diagnóstico da produção de soja na macrorregião sojícola 4. 1a edição. Londrina: Embrapa Soja, 2019. Available at: <http://www.bdpa.cnptia.embrapa.br/consulta/busca?b=ad&id=1111179&biblioteca=vazio&busca=1111179&qFacets=1111179&sort=&paginacao=t&paginaAtual=1>.

Nemecek, T., Bengoa, X., Rossi, V., Humbert, S., Lansche, J., Mouron, P., 2019. World Food LCA Database: Methodological guidelines for the life cycle inventory of agricultural products. Version 3.5 88.

Panagos P., Van Liedekerke M., Jones A., Montanarella L., “European Soil Data Centre: Response to European policy support and public data requirements”; (2012) Land Use Policy, 29 (2), pp. 329-338. doi: 10.1016/j.landusepol.2011.07.003 European Soil Data Centre (ESDAC), esdac.jrc.ec.europa.eu, European Commission, Joint Research Centre

Richner W., Oberholzer H.R., Freiermuth Knuchel R., Huguenin O., Ott S., Nemecek T. & Walther U., 2014. Modell zur Beurteilung der Nitratauswaschung in Okobilanzen – SALCA-- NO3, Agroscope Science No. 5, 28p. Disponível em: www.agroscope.admin.ch.

Seixas C. D. S., Neumaier S. N., Balbinot Jr. A. A., Krzyzanowski, F. C., Leite R. M. V. B. de C., Tecnologias de Produção de Soja. Londrina, 2020. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/223209/1/SP-17-2020-online-1.pdf>.

Sociedade Nacional De Agricultura. 2020. Ranking dos 10 maiores exportadores de soja do Mato Grosso. Disponível em: <https://www.sna.agr.br/ranking-dos-10-maiores-exportadores-de-soja-do-mato-grosso/>. Acessado em: 5 jun. 2021.

UN, U.N., 2017. The Sustainable Development Goals Report 2017., 2017. New York.

UNEP/SETAC - United Nations Environment Programme and SETAC, 2015. Product Sustainability information State of Play and Way Forward.

Van Paassen, M.; Braconi, N.; Kuling, L.; Durlinger, B.; Gual, P., 2019. Agri-footprint 5.0. July 2019. Gouda, The Netherlands. Disponível em: <<https://www.agri-footprint.com/wp-content/uploads/2019/11/Agri-Footprint-5.0-Part-2-Description-of-data-17-7-2019-for-web.pdf>>.

Inventários do ciclo de vida da produção de soja e a representatividade dos dados no contexto brasileiro

Natalia Crespo Mendes¹

Marília I. S. Folegatti Matsuura¹

Nilza Patrícia Ramos¹

André May¹

Vinícius G. Maciel¹

Fernando Henrique Cardoso¹

Danilo F. T. Garofalo¹

Anna Letícia M. T. Pighinelli¹

Marcelo A. B. Morandi¹

Marcelo H. Hirakuri²

¹Embrapa Meio Ambiente, Rodovia SP 340, km 127,5, S/N - Tanquinho Velho, 13918-110, Jaguariúna, SP

²Embrapa Soja, 231, Rodovia Carlos João Strass, s/nº, Acesso Orlando Amaral, Distrito de Warta, 86001-970, Londrina, PR cm.natalia@gmail.com

Resumo

Indispensáveis para a realização de qualquer estudo de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), os inventários são conjuntos de dados que representam os fluxos de entrada e saída de um sistema de produto. A disponibilidade e representatividade dos dados, assim como a sua cobertura geográfica, são aspectos-chave para a sua construção, sendo estes, portanto, o foco deste estudo. A partir de uma análise comparativa entre os inventários para a produção de soja no Brasil existentes nos bancos de dados Ecoinvent e Agri-footprint, identificou-se potenciais oportunidades de melhoria. Com base em dados coletados em entrevistas com produtores de soja, foi possível atualizar inventários para as principais regiões sojeiras do país, abrangendo 25 microrregiões, 17 regiões edafoclimáticas (RECs) e 11 unidades federativas do Brasil. Esses dados trazem refinamentos referentes, principalmente, ao uso de fertilizantes, pesticidas, corretivos do solo, consumo de água e energia. Além disso, foram abordadas soluções para a estimação de impactos associados ao uso da terra e

alocação de recursos em sistemas de produção com sucessão ou rotação de culturas. Espera-se que os resultados apresentados neste estudo possam colaborar com a construção de inventários que melhor representem a realidade brasileira e que estes sejam disponibilizados em banco de dados nacionais e internacionais.

Palavras-chaves: *Avaliação do Ciclo de Vida, Produtos agrícolas, Banco de dados, Alocação*

Introdução

Os inventários do ciclo de vida (ICV) são peças fundamentais para os estudos de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). A partir dos inventários é possível identificar quais são os fluxos de entrada e saída trocados entre um determinado sistema de produto e o meio ambiente. Além disso, adotando-se a abordagem *bottom up*, é possível reunir informações detalhadas para cada atividade, identificando onde e como ocorrem as emissões em cada setor, melhorando também a percepção quanto às especificidades dos sistemas de produção.

O ambiente agrícola é dinâmico, incorporando mudanças frequentes nos arranjos e tecnologias de produção. Esse dinamismo, combinado à escassez de dados setoriais organizados, traz desafios à atualização de ICVs.

Para a produção de soja no Brasil, maior cultura em área (Conab, 2020) e exportação do país (CNA, 2021), estão disponíveis inventários para cinco estados brasileiros e agregados em nível nacional, no banco de dados Ecoinvent,

replicados no Banco Nacional de Inventários do Ciclo de Vida (SICV Brasil).

Com o objetivo de fornecer dados atualizados e com maior representatividade em relação à cobertura geográfica e aos recursos e insumos consumidos durante as atividades agrícolas, este estudo promove uma comparação entre os inventários existentes, a fim de identificar lacunas e propor melhorias na construção de inventários para a produção de soja no Brasil.

Metodologia

Os procedimentos metodológicos podem ser divididos em duas etapas principais: (i) comparação entre os dados disponíveis nos bancos de dados Ecoinvent (2021) e Agri-footprint (2019), para identificar o estado da arte, lacunas e potenciais pontos para melhorias e (ii) proposta de atualizações dos inventários para a produção de soja a partir de dados mais representativos para o Brasil. Nessa etapa estão incluídas as atividades de coleta e processamento de dados, o desenvolvimento de fatores de alocação e a modelagem de impactos ambientais associados ao uso da terra, para as quais mais detalhes são descritos a seguir.

Coleta e processamento de dados

Compostos majoritariamente por dados primários, os inventários foram obtidos por meio de entrevistas em painéis com produtores das regiões mais importantes do país. Esse

conjunto de dados, que reúne informações sobre sistemas de cultivo específicos, incluindo detalhes sobre o consumo de insumos e as operações agrícolas, é resultado do projeto ProspecSoy (Hirakuri et al., 2018, 2019a, 2019b, 2020), conduzido pela Embrapa. Esse projeto realizou uma série de painéis em 14 estados brasileiros, para traçar um diagnóstico das principais demandas da sojicultura onde essa atividade agrícola tem se expandido no Brasil. O projeto contemplou três tipos de regiões: tradicionais; com expansão a partir dos anos 2000; e com introdução recente da soja. Publicações técnicas e consultas a especialistas foram utilizadas como fontes complementares, quando necessário.

A cobertura temporal deste conjunto de dados corresponde ao período de 2017 a 2019. Quanto à abrangência territorial, os dados coletados representam microrregiões do Brasil - o menor recorte político para vários bancos de dados estatísticos e geográficos, incluindo parâmetros de clima e solo, a serem combinados com os dados dos painéis. Essa abordagem permite também a agregação para representar regiões edafoclimáticas (RECs), estados e o país. Para este estudo foi adotada a agregação em RECs.

RECs são divisões geográficas determinadas especificamente para a cultura da soja. Sua adoção permite que as emissões potenciais de cada região sejam estimadas com suas características particulares de clima e solo. Com isso pretende-se melhor representar as especificidades de cada região (e compará-las

entre si) e, a partir da sua combinação, melhor representar também a realidade nacional.

Mapas da divisão territorial em RECs e dados de clima e solo foram obtidos com o apoio da equipe de Sistema de Informação Geográfica (SIG) da Embrapa Meio Ambiente.

Neste estudo, a produtividade e o consumo de insumos (inclusive do diesel usado nas operações agrícolas) de cada microrregião de uma REC foram combinados de forma ponderada, considerando a sua produção de grãos. O inventário de uma REC representa, portanto, uma média ponderada dos inventários das microrregiões. A mesma abordagem é válida para a agregação em um inventário nacional.

O conjunto de dados foi processado de modo a representar a produção de 1 kg de soja. As atividades incluídas começam após a colheita da safra anterior e abrangem a sistematização e preparo do solo, plantio, adubação, tratamentos culturais e colheita. Os insumos consumidos são os corretivos (calcário e gesso), sementes, fertilizantes minerais e pesticidas. Assume-se que nenhum fertilizante orgânico é aplicado. Além disso, o conjunto de dados inclui o maquinário usado nas operações agrícolas e o consumo de diesel. O transporte de produtos dentro da fazenda, secagem, limpeza e armazenamento dos grãos estão, entretanto, fora do escopo deste estudo.

Com relação aos fertilizantes, as informações obtidas nos painéis foram combinadas às

levantadas junto a técnicos e produtores de soja de diferentes estados do Brasil, buscando-se identificar as fontes dos macronutrientes. Ajustes quanto às formulações foram definidos por especialistas em nutrição de plantas da Embrapa Meio Ambiente. Para a conversão do produto comercial em nutrientes, foi considerado o teor mínimo estabelecido pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (2018). Os valores finais são informados nos inventários como N, P₂O₅ e K₂O. De forma equivalente, os produtos destinados à nutrição foliar foram inseridos nos inventários em termos de micronutrientes aplicados à cultura.

Quanto aos pesticidas, os nomes comerciais e as doses de cada produto foram obtidos nas entrevistas. A quantidade de ingredientes ativos considerou as concentrações informadas nos rótulos dos produtos e no banco de dados Agrofit (2021).

O consumo de água foi estimado em 200 L/ha para a calda de diluição de pesticidas - informação obtida em consulta à especialista da Embrapa Meio Ambiente.

Os valores de calcário e gesso aplicados também provieram das entrevistas. Neste caso específico, foi adotado um fator de alocação, considerando que outras culturas do sistema de produção também se beneficiam das operações e insumos de preparo de solo, empregados antes do plantio da soja. O fator de alocação foi calculado com base na área ocupada e no tempo de ocupação (dias/ano) de cada cultura.

Alocação de recursos

Para a alocação de cargas ambientais entre as culturas dos sistemas de produção, as seguintes premissas foram adotadas:

a) Foram consideradas as seguintes categorias de uso da terra: i. “cultura principal” (safra de verão), ii. “cultura temporária” (safrinha ou culturas de inverno), iii. “pastagem”, iv. “cultura de cobertura”, v. “pousio”.

b) São consideradas “culturas principais” as culturas de primeira safra e as “culturas temporárias” de segunda safra, às quais são atribuídas cargas ambientais.

c) Soja e milho, como culturas objeto de estudo, não são agregadas em “culturas temporárias”.

d) “Culturas de cobertura” e “pousio” não geram produto e se diferenciam entre si porque a “cultura de cobertura” emprega insumo e/ou operação agrícola, enquanto o “pousio” não os emprega.

e) “Culturas de cobertura” e “pousio” têm suas cargas ambientais atribuídas às “culturas principais” e “culturas temporárias”, em proporção equivalente à área e ao tempo de ocupação.

f) Cada categoria de uso tem um tempo de ocupação da terra pré-definido.

g) Supõe-se que o sistema de produção se repete, ao fim de um ciclo completo.

h) Se uma cultura ocupar menos de 5% em área ela será desconsiderada. A fração de 5% será

atribuída a uma outra “cultura temporária” com a qual tenha maior afinidade.

i) Em alguns sistemas de produção, azevém e milho são assumidos como pasto.

j) Cana-de-açúcar foi considerada como tendo um ciclo de 6 anos.

k) Assumiu-se duas safras anuais, com exceção do sistema com cana-de-açúcar.

l) No sistema com cana-de-açúcar, um ciclo temporal de 5 anos foi considerado, onde a soja foi cultivada em apenas um dos anos, durante 125 dias, em uma fração de área de 25%.

Mudança de Uso da Terra

As Mudanças de Uso da Terra e suas emissões foram modeladas utilizando a ferramenta BRLUC (Novaes et al., 2017), em nível estadual, agregadas para o nível nacional.

Resultados e discussão

Comparação entre bancos de dados

Dois tipos de comparações foram realizados entre os conjuntos de dados atualmente disponíveis nos bancos de dados Ecoinvent e Agri-footprint: (i) comparação entre estados (GO, MS, MT, PR e RS), a partir dos dados disponíveis no Ecoinvent; (ii) comparação entre bancos de dados, a partir dos dados disponíveis para o Brasil no Ecoinvent e no Agri-footprint.

Dentre os resultados mais relevantes, destaca-se a lista de fertilizantes. Enquanto o banco de dados Agri-footprint apresenta dez tipos diferentes de fertilizantes nitrogenados, fosfatados e potássicos para a produção de soja no Brasil, o Ecoinvent apresenta apenas três tipos de fertilizantes, cada um representando um macronutriente principal (N, P e K).

Por apresentarem nomes compostos por termos genéricos, os fluxos apresentados nos inventários do Ecoinvent foram verificados quanto às suas composições, a fim de identificar se esses fluxos representam um fertilizante inespecífico ou um *mix* de mercado que possa ser comparado com os inventários do Agri-footprint. Verificou-se que as informações foram restringidas a um fluxo principal, que representa um *mix* de fertilizantes, composto por uma lista extensa de fontes de nutrientes, que em sua maioria não estão relacionadas com o cultivo da soja no Brasil. No Ecoinvent, o inventário “soybean {BR}” é composto por inventários estaduais (“soybean” GO, MS, MT, PR, RS), nos quais o fertilizante nitrogenado é o “Nitrogen fertiliser, as N {GLO} | market for”, que compreende 27 inventários de fertilizantes nitrogenados, de 5 regiões do mundo, e de 19 materiais (entre fertilizantes sintéticos e orgânicos, resíduos agroindustriais e de outras naturezas). Destaca-se aqui uma oportunidade de melhoria da qualidade desse tipo de dado no inventário de soja para o Brasil.

Adicionalmente, outras especificidades foram identificadas, como a operação para aplicação

de fertilizantes, que é considerada somente no Ecoinvent para o estado Paraná (PR), pelo fluxo: “Fertilising, by broadcaster {BR}| fertilising, by broadcaster | Cut-off, U”, e o uso de adubo orgânico, também presente nos dados do Agri-footprint/GFLI, como: “Manure, from pigs, at pig farm/RER Mass” e “Manure, from poultry, at poultry farm/RER Mass” - embora esse insumo não seja empregado na sojicultura brasileira.

Os diferentes tipos de pesticidas que compõem os inventários da produção de soja no Brasil, em cada banco de dados analisado, são apresentados na Tabela 1. O Agri-footprint apresenta cinco tipos de pesticidas, enquanto o Ecoinvent apresenta três tipos. O fluxo “Pesticide, unspecified {GLO}| market for | Cut-off, U” foi modelado para Europa, de acordo com o banco de dados Ecoinvent v2. Para os inventários de soja do Brasil, esse fluxo representa um conjunto de pesticidas identificados a partir de seus ingredientes ativos e que variam dependendo do estado em questão.

Como corretivos de solo, foram identificados fluxos relacionados ao consumo de cal (*lime*), para o inventário do Agri-footprint; e cal, calcário e gesso, nos inventários do Ecoinvent. Para os novos inventários pretende-se quantificar os corretivos de solo a partir do uso de calcário dolomítico e calcítico e gesso, representando, assim, as práticas atuais no Brasil.

Valores referentes ao consumo de diesel e eletricidade, estão disponíveis no inventário de produção de soja da base de dados Agri-footprint, enquanto que no Ecoinvent o consumo de diesel é abrangido pelos inventários de operações agrícola, que incluem outros fluxos e infraestrutura. Os inventários de operações agrícolas precisam ser adequados para o Brasil que, por operar em escalas maiores, têm desempenho técnico diferenciado.

Quanto à água consumida, esta é representada como um recurso natural (*input from environment*) pelo Agri-footprint e como água da torneira (*input from technosphere*) no Ecoinvent. Adicionalmente, o inventário do Agri-footprint indica que o consumo de água se refere à irrigação e foi baseado na "blue water footprint" (Mekonnen & Hoekstra, 2010). Após consultas a especialistas brasileiros, conclui-se que raramente ocorre irrigação em grãos de soja e milho no Brasil, assim, o tipo de uso e quantificação desse insumo devem ser investigados e atualizados nos novos inventários.

A Tabela 2 mostra uma síntese dos principais resultados obtidos com a comparação dos dados de entradas dos inventários para a produção de soja dos diferentes bancos de dados.

Tabela 1: Pesticidas representados nos inventários de soja do Brasil.

<i>Agri-footprint</i>	<i>Ecoinvent</i>
2,4-D, at plant/RER Mass	2,4-dichlorophenol {GLO} market for Cut-off, U (Para BR-MT e BR-PR)
Glyphosate, at plant/RER Mass	Glyphosate {GLO} market for Cut-off, U
Diuron, at plant/RER Mass	Pesticide, unspecified {GLO} market for Cut-off, U
Herbicide, at plant/RER Mass - production of: Chlorimuron-ethyl	-
Quaternary ammonium herbicides, at plant/RER Mass- production of: Paraquat dichloride	-

Tabela 2: Síntese da comparação entre os dados de entradas dos inventários para a produção de soja disponíveis no Ecoinvent e Agri-footprint.

<i>Insumos/Operações</i>	<i>Agri-footprint</i>	<i>Ecoinvent</i>
Fertilizantes (N, P, K)	10 tipos	3 tipos
Aplicação de fertilizantes	-	BR-PR
Adubos orgânicos	2 tipos	-
Pesticidas	5 tipos	3 tipos
Corretivos de solo	Cal	Cal, calcário e gesso
Energia	Diesel / Eletricidade	Diesel das operações agrícolas
Água	Recurso natural	Água de torneira

Melhorias nos inventários de soja

A Tabela 3 representa a cobertura geográfica dos inventários propostos neste estudo. Os dados processados abrangem as principais regiões edafoclimáticas produtoras de soja do país, compreendendo 25 microrregiões, agrupadas em 17 RECs e distribuídas por 11 unidades federativas do Brasil.

Tabela 3: Abrangência geográfica dos inventários de soja do Brasil

REC	Microrregião	UF
101	Cachoeira do Sul	RS
102	Santa Rosa	RS
102	Santiago	RS
103	Ponta Grossa	PR
201	Ivaiporã	PR
201	Cascavel	PR
204	Dourados	MS
301	Cassilândia	MS
302	São José do Rio Preto	SP
303	Uberaba	MG
304	Entorno de Brasília	GO
402	Colíder	MT
402	Aripuanã	MT
402	Alto Teles Pires	MT
404	Porangatu	GO
405	Barreiras	BA
501	Gerais de Balsas	MA
501	Imperatriz	MA
501	Alto Parnaíba Piauiense	PI
501	Miracema do Tocantins	TO
502	Pindaré	MA
201/203	Assis	SP
202/204	Iguatemi	MS
301/302/401	Sudoeste de Goiás	GO
404/501	Porto Nacional	TO

A Tabela 4 apresenta a nova combinação de fertilizantes proposta nos inventários deste estudo. Cinco fontes de fertilizantes são quantificadas nos inventários a partir do teor de nutrientes presentes em cada fonte, assim como é feito no Ecoinvent. A base de dados Agri-footprint, entretanto, considera o fluxo e a quantidade do produto comercial aplicado. Entende-se que os inventários propostos refletem o cenário atual de práticas agrícolas adotadas para a produção de soja no Brasil.

Tabela 4: Fontes de fertilizantes que compõem os inventários de soja no Brasil.

Agri-footprint	Ecoinvent	Inventário proposto
Nitrato de amônio		
Sulfato de amônio	Fertilizante nitrogenado, como N	Sulfato de amônio, como N
Nitrato de cálcio e amônio (CAN)		
Ureia		
Cloreto de potássio	Cloreto de potássio, como K ₂ O	Cloreto de potássio, como K ₂ O
Sulfato de potássio		
Superfosfato simples	Fertilizante fosfatado, como P ₂ O ₅	Superfosfato simples, como P ₂ O ₅
Superfosfato triplo		Superfosfato triplo, como P ₂ O ₅
Composto NPK	-	-
Fosfato de diamônio (DAP)	-	-
-	-	Fosfato monoamônio (MAP), como N e P ₂ O ₅

Valores para o consumo de energia, água e corretivos de solo nas culturas de soja foram refinados nos inventários propostos neste estudo, conforme descrito na seção Metodologia. O consumo de energia é representado como o consumo de diesel nas operações agrícolas, sendo possível consultar nos inventários os tipos de maquinários e implementos utilizados em cada operação. Na sequência deste estudo, esses dados servirão para compor novas operações agrícolas com parâmetros de desempenho mais adequados à realidade brasileira. Para a água, foi considerado o seu uso somente como calda para as aplicações de pesticidas, uma vez que, predominantemente, não há irrigação nas áreas onde se cultiva soja. Os corretivos de solo foram diferenciados de acordo com o tipo de produto aplicado, sendo o calcário dolomítico e o calcítico os mais usados nesse tipo de cultura. A aplicação de cal, como indicada nos inventários existentes, não foi observada em nenhum painel construído para este estudo.

A aplicação dos fatores de alocação desenvolvidos para este estudo aparece também como uma melhoria significativa, ao se considerar o sistema de produção como um todo. Quando há sucessão ou rotação de culturas, o uso de corretivos de solo, como calcário e gesso, e as operações necessárias para a sua aplicação beneficiam a cultura de soja e também as culturas subsequentes cultivadas na mesma área, como é o caso do milho para a maioria das regiões abordadas nos painéis deste

estudo. Assim, ao alocar esses recursos e suas emissões, os inventários ficam mais fidedignos.

Para os pesticidas, os inventários propostos reúnem uma lista com mais de 80 ingredientes ativos, referentes aos produtos usados pelos produtores de soja no país. Para esse conjunto de dados, a colaboração entre a Embrapa, Fundação Espaço Eco, Bangor University e a Technical University of Denmark (DTU) traz uma versão parametrizada para o Brasil do modelo PestLCI (2021). Esse modelo permite a partição nos compartimentos ambientais das emissões associadas aos pesticidas, o que pode melhorar a qualidade e a representatividade desses dados nos inventários de ACV. Trata-se, portanto, de uma etapa relevante e que já vem sendo conduzida pela equipe da Embrapa Meio Ambiente.

A representação de inoculantes e espalhantes usados nas culturas aparece, no entanto, como uma limitação nos estudos de ACV. Apesar de terem sido incluídos nos inventários de soja, não há inventários da sua produção disponíveis nos bancos de dados de ACV.

Considerações finais

Inventários para a produção de soja no Brasil foram comparados neste estudo e oportunidades de melhoria nos dados de entrada foram identificadas. Assim, novos inventários foram propostos, trazendo refinamentos referentes, principalmente, ao uso de fertilizantes,

pesticidas, corretivos de solo, consumo de água e energia. Adicionalmente, foram aplicados elementos metodológicos para a quantificação de impactos associados ao uso da terra e para a alocação de recursos em um sistema de produção com rotação de culturas.

Este estudo terá sequência com a estimativa das emissões de cada inventário, a partir de diferentes protocolos, como o World Food LCA Database (WFLDB) (Nemecek et al., 2019) e Agri-footprint (Van Paassen et al., 2019). Para isso, é necessária a organização de dados de clima e solo específicos para cada região abordada, o que vem sendo feito adotando-se técnicas de geoprocessamento.

Os resultados e considerações apresentados neste estudo podem colaborar com a construção de inventários que melhor representem a realidade brasileira. Espera-se que os inventários propostos para a produção de soja no país estejam, em breve, disponíveis em banco de dados como GFLI, Agri-footprint, Ecoinvent e no SICV Brasil.

Agradecimentos

Agradecemos ao especialista Joaquim E. B. Ayer, pela sua contribuição nas atividades de geoprocessamento. Agradecemos também à Sindirações, ABPA, Abiove e Aprosoja, pelo apoio financeiro. Vinícius Maciel é bolsista do CNPq, no programa de tecnologia e inovação para agropecuária, projeto 404202/2020-9.

Referências bibliográficas

- Agrofit: Sistemas de Agrotóxicos Fitossanitários (2021). https://agrofit.agricultura.gov.br/agrofit_cons/principal_agrofit_cons. Consultado em: 06/2021
- Companhia Nacional de Abastecimento - CONAB (2020) <https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/serie-historica-das-safras?start=30>
- Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil - CNA (2021) https://www.cnabrazil.org.br/assets/arquivos/boletins/Balanca-Comercial_fevereiro2021.pdf
- Ecoinvent (2021) <https://www.ecoinvent.org/database/database.html> Consultado em: 06/2021.
- Hirakuri M. H. et al. (2020) Diagnóstico da produção de soja nas macrorregiões sojícolas 2 e 3. Embrapa Soja, n. 423, 101 p.
- Hirakuri M. H. et al. (2019a) Diagnóstico da Produção de Soja na Macrorregião Sojícola 1. Embrapa Soja, n. 423, 113p.
- Hirakuri M. H. et al. (2019b) Diagnóstico da produção de soja na macrorregião sojícola 4. Embrapa Soja, n.412, 119p.
- Hirakuri M. H. et al. (2018) Diagnóstico da produção de soja na macrorregião sojícola 5. Embrapa Soja, n.405, 120p.
- Mekonnen M. M. e Hoekstra A. Y. (2010). The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products - Main Report (V1).
- Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (2018) Instrução Normativa nº 39, de 8 de agosto de 2018. Edição 154, Seção 1, 19p.
- Nemecek T. et al. (2019). World Food LCA Database: Methodological guidelines for the life cycle inventory of agricultural products. Version 3.5 88.
- Novaes R. M. L. et al. (2017) Glob Chang Biol. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gcb.13708>
- PestLCI (2021) <https://pestlciweb.man.dtu.dk/> Consultado em: 06/2021.
- Van Paassen M. et al. (2019) Agri-footprint 5.0. <https://www.agri-footprint.com/wp-content/uploads/2019/11/Agri-Footprint-5.0-Part-2-Description-of-data-17-7-2019-for-web.pdf>

Avaliação Social do Ciclo de Vida: Proposição de indicadores para uma abordagem prospectiva

Edilene Pereira Andrade¹²

Laureano Jimenez²

August Bonmati¹²

Assumpcio Anton¹

¹ Institut de Recerca i Tecnologia Agroalimentària

² Universitat Rovira i Virgili

edilenepandrade@hotmail.com

Resumo

O desafio de avaliar atividades emergentes tem sido cada vez mais discutido no campo da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Aos estudos de ACV orientados para o futuro dá-se o nome de estudos prospectivos. Uma metodologia para desenvolver um estudo prospectivo em ACV ambiental foi proposto por Arvidsson *et al.* (2018), já para a Avaliação Social do Ciclo de Vida (ACV-Social) essa opção não foi explorada. Uma avaliação social antes da execução de uma atividade é necessária e coerente a fim de elaborar um diagnóstico e avaliação do contexto social no qual a atividade será inserida. Para tal feito, é necessário selecionar indicadores com viés prospectivo. Assim, devido sua relevância no campo da ASCV, quatro estudos, Benoit *et al.* (2010), Franze & Ciroth (2011) e van Haaster *et al.* (2017) e Benoit *et al.* (2011), foram utilizados como fonte de indicadores para uma avaliação com viés prospectivo. Foram selecionados 25 dos 39 indicadores possíveis, distribuídos nos cinco grupos de stakeholders da ACV-Social. Esses indicadores foram aplicados em um estudo de caso comparando um cenário hipotético de diagnóstico para uma nova atividade agrícola no Brasil e na Espanha. Dos 25 indicadores, a Espanha obteve melhor resultado em 15 (60%), o Brasil em 3 (12%) e em 7 (28%) considerou-se um empate. O cenário espanhol teve melhores indicadores que o brasileiro em todos stakeholders,

exceto 'atores da cadeia de suprimentos' em que só houve empates nos indicadores. Um melhor cenário social na Espanha, não significa a exclusão do Brasil para realização de tal atividade agrícola. No entanto, maior esforço será necessário para melhorar os impactos sociais específicos, a fim de que sejam compensados os impactos genéricos negativos os quais a atividade em si não tem maior controle sobre. Desse modo, mostrou-se que é possível e que se devem fazer avaliações prospectivas na ASCV, especialmente, para diagnóstico de área, desde que sejam selecionados indicadores adequados à atividade pretendida.

Palavras-chaves: ACV-Social, indicadores, bases de dados globais, prospecção

Introdução

O desafio de avaliar atividades, processos ou serviços emergentes tem sido cada vez mais discutido no campo da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) (Arvidsson *et al.*, 2018). Grande parte dos estudos de ACV tem algum tipo de recurso orientado para o futuro, dando-se o nome de estudos prospectivos. Uma metodologia para desenvolver um estudo prospectivo em ACV ambiental foi proposto por Arvidsson *et al.* (2018). No entanto, essa metodologia foi proposta com viés ambiental, para a Avaliação Social do Ciclo de Vida (ASCV), ainda não foi sugerida uma metodologia.

A ASCV explora aspectos sociais por todo o ciclo de vida de produto, geralmente com o objetivo de melhorá-lo ou em comparação a um produto alternativo. Tal falta de estudos ou

informações para cenários futuros, acredita-se que se deve, principalmente, ao estágio de desenvolvimento e ao grau de complexidade de um estudo de ASCV. No entanto, dentro da gama de indicadores já utilizados na ASCV, há opções que se encaixam no viés prospectivo. Por exemplo, quando se aplica a uma fronteira mais ampliada, em que se considera o panorama geral de uma cidade, região ou país, ou uma situação representativa para tal atividade, produto ou serviço, os indicadores selecionados utilizam informações de legislações, de estudos científicos ou bases de dados confiáveis.

A partir de estudos já publicados, objetiva-se mostrar que, mesmo que para a metodologia da ASCV ainda falte maturidade, já é possível propor análises prospectivas para criação de diagnósticos sociais de área e identificação de possíveis *hotspots* na atividade pretendida. Nesse contexto, para uma tomada de decisão, é necessário selecionar os indicadores que cumpriram o papel de indicadores prospectivos. Além de avaliá-los em um estudo de caso ou situação hipotética, proporcionando assim alguns primeiros passos para uma avaliação prospectiva dentro da ASCV.

O termo prospecção utilizado nesse trabalho indica que não se está avaliando uma atividade em andamento. O foco está no contexto geral (no caso agricultura) e os potenciais impactos associados à entrada de novas tecnologias, visando a elaboração de diagnóstico da área de estudo. Posteriormente, esse diagnóstico poderá

ser utilizado para comparação com dados obtidos após desenvolvimento da atividade ou como estudo de base para implementação de outros indicadores específicos.

Objetivos

- Explorar o viés prospectivo dentro da ASCV;
- Viabilizar uma metodologia para seleção de indicadores que possam ser aplicados em estudos genéricos de ASCV;
- Avaliar a adequabilidade e aplicabilidade de indicadores de caráter prospectivo.

Metodologia

Diante da pouca quantidade de avaliações sociais prospectivas na ACV, optou-se nesse trabalho pelo estabelecimento de uma metodologia simples, através da seleção de indicadores a partir de estudos já publicados e com ampla citação no campo.

Estudos de ASCV permitem uma maior liberdade na escolha de indicadores por ainda não haver uma padronização na metodologia. No entanto, uma boa fundamentação é necessária para que a escolha seja legítima e que, a partir dela, os resultados pretendidos sejam alcançados.

Foram considerados indicadores de caráter prospectivo aqueles que:

- Podem ser utilizados para um diagnóstico de área ou criação de cenário base;
- Tem caráter genérico, ou seja, são aplicados em relação ao país ou setor, não sendo aplicados a um processo específico ou a uma empresa específica;
- Já foram utilizados em estudos de ACV como indicadores prospectivos ambientais ou sociais.

Para tal seleção de indicadores, quatro estudos foram identificados como relevantes: Benoit *et al.* (2010), Franze & Ciroth (2011), van Haaster *et al.* (2017) e “As Folhas Metodológicas para Subcategorias na Avaliação do Ciclo de Vida Social” da UNEP / SETAC (Benoit *et al.*, 2011).

O estudo de Benoit *et al.* (2010) é o principal documento da ASCV sendo um guia para a aplicação da metodologia, portanto, bastante relevante na consideração de diferentes indicadores e *stakeholders*. Franze & Ciroth (2011) se trata de um estudo comparativo entre duas companhias fictícias produtoras de rosas na Holanda (país desenvolvido) e Equador (país em desenvolvimento), o que indiretamente emprega um caráter prospectivo ao estudo. Além disso, proporciona uma seleção inicial de indicadores de Benoit *et al.* (2010). Também com caráter prospectivo por trazer uma metodologia para avaliação social de novas tecnologias, o trabalho de van Haaster *et al.* (2017) não traz a divisão em *stakeholders*, porém, inclui outros indicadores com caráter

prospectivo que não estão listados no Guia de ASCV. As Folhas Metodológicas de Benoit *et al.* (2011) trazem as principais bases de dados públicas disponíveis, a partir das quais os indicadores foram quantificados e/ou qualificados para o estudo de caso aplicado.

A escolha de Espanha e Brasil para o estudo de caso se deu por serem países com diferentes níveis de desenvolvimento, porém que tem a agricultura como um dos principais setores da economia. Além disso, ao aplicar em países de diferentes níveis de desenvolvimento, agrega o caráter genérico pretendido ao estudo, ou seja, que não haja restrição da aplicação dos indicadores selecionados.

Os dados para os indicadores selecionados foram buscados nas bases de dados indicadas pela UNEP/SETAC e, na falta de informação precisa dessas bases de dados, outras fontes confiáveis nacionais foram utilizadas. As bases de dados utilizadas foram:

- (a) International Trade Union Confederation (ITUC);
- (b) Genderstats;
- (c) SIGI - Social institutions and Gender Index;
- (d) Understanding Children Work;
- (e) Central Intelligence Agency;
- (f) World Population Review;
- (g) International Labour Organization;
- (h) Comprehensive resource;
- (i) International Labour Organization (ILO);
- (j) Organization for Economic Cooperation and Development (OECD);

- (k) Amnesty International;
- (l) United Nation Human Rights;
- (m) World Bank;
- (n) Trading Economics;
- (o) Transparency international;
- (p) Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE);
- (q) Florestas Tropicais Mongabay;
- (r) Heidelberg Institute for International Conflict Research;
- (s) Privacy International;
- (t) ECOLEX search for legislation by country;
- (u) Global Reporting Initiative.

Nesse estudo de caso foram utilizados dados de 1996 a 2019, uma vez a prioridade era usar dados da mesma fonte sempre que possível, para trazer mais imparcialidade ao estudo. No entanto, reconhece-se que a desatualização de alguns dados pode implicar em resultados não totalmente condizentes com a realidade dos cenários propostos.

Resultados e discussão

A partir dos estudos considerados, 25 indicadores foram selecionados para serem utilizados em uma avaliação social prospectiva no setor agrícola (Tabela 1). Foram incluídos indicadores quantitativos, qualitativos, positivos e negativos, sendo o mais abrangente possível.

Os indicadores contemplam todos os *stakeholders* incluídos na ASCV: (α) Trabalhadores (9 indicadores), (β) Atores da Cadeia de Suprimentos (2 indicadores), (θ) Comunidade Local (7 indicadores), (μ)

Sociedade (4 indicadores) e (λ) Consumidores (3 indicadores). Os indicadores são resumidamente explicados, ressaltando seu caráter positivo ou negativo na avaliação do estudo de caso.

Trabalhadores (α):

- (1) Evidências de não respeito ou apoio por país /setor/organização a liberdade de associação e negociação coletiva: A evidência de tais descumprimentos tem caráter negativo;
- (2) Taxa de participação das mulheres na força de trabalho por país (%): Quanto maior a participação de mulheres na atividade, em relação ao número de homens, melhor é considerada a situação do país;
- (3) Classificação do índice de desigualdade de gênero no país: Quanto menor a desigualdade no país, melhor é o indicador.
- (4) Percentual de crianças que trabalham por país e setor: O trabalho infantil tem impacto negativo;
- (5) Coeficiente de Gini: Quanto maior o coeficiente, maior é a desigualdade no país;
- (6) Taxa de acidentes de trabalho por país: Quanto maior a taxa, pior o resultado;
- (7) Salário mínimo por país: Quanto maior o salário mínimo, melhor o indicador;
- (8) Trabalho forçado: A existência de trabalho forçado representa um impacto negativo;
- (9) Despesas de previdência social por país e ramos de previdência social: Quanto maiores são recursos destinados à previdência social, melhor é o indicador.

Atores da cadeia de suprimentos (β):

- (10) Legislação e regulamentação nacional;
 - (11) Regulamentação setorial – Agricultura.
- Para ambos indicadores, a existência de legislação e regulamentação social gera impacto positivo no país.

Comunidade local (θ):

- (12) Questões de direitos humanos enfrentadas pelos povos indígenas: O descumprimento em relação aos direitos indígenas implica em impacto negativo;
- (13) Conflitos de direitos de terras indígenas / reivindicações de terras: A existência de conflitos também representa impacto negativo;
- (14) Questões de direitos humanos enfrentadas por imigrantes: A adesão de regulamentações referente aos direitos dos imigrantes representa impacto positivo;
- (15) Estado de segurança e direitos humanos: A adesão de regulamentações referente ao tema representa impacto positivo;
- (16) Níveis de poluição por país: Quanto maior o nível de poluição, pior é o indicador;
- (17) Taxa de desemprego - Idade (15-64 anos): Quanto mais alta for a taxa de desemprego, pior é o indicador para o país.

Sociedade (μ):

- (18) Relevância do setor considerado para a economia (local) (PIB - Agricultura): Quanto maior a relevância do setor na economia, maior é o impacto (positivo ou negativo) que será causado;

(19) Risco de corrupção no país e / ou sub-região: Altos riscos de corrupção representam potencial impacto negativo na atividade;

(20) Esforços setoriais em desenvolvimento de tecnologia, custos de pesquisa e desenvolvimento para o setor (Total de pesquisadores por 1000 empregados): Esforços de tais tipo representam um impacto positivo na atividade;

(21) Uso potencial da tecnologia que causa danos às pessoas ou à sociedade: Para este indicador, quanto maior o índice de desflorestamento do país, pior é o indicador para o país;

(22) “A organização está fazendo negócios em um país com conflitos em andamento?”: A existência de negócios com países em conflito, representa impacto negativo para a atividade.

Consumidores (λ):

(23) Existência de mecanismo para proteger a privacidade do consumidor: Quanto maior o Índice Internacional de Privacidade, melhor é para o país;

(24) Força da legislação nacional que abrange o descarte e a reciclagem de produtos: A existência de mais leis que cubram descarte e reciclagem de produtos é associada a um impacto positivo do indicador no país;

(25) Classificação de transparência do setor - Organizações que publicaram um relatório de sustentabilidade: A maior publicação de relatórios de sustentabilidade implica em mais transparência, portanto, representa um maior impacto positivo para o país.

No estudo de caso, uma comparação pareada foi feita entre os indicadores dos dois países, Brasil e Espanha, e cada indicador foi analisado separadamente, considerando o valor indicado, ou seja, sem analisar como se chegou ao valor indicado na base de dados.

O resultado do estudo de caso (Tabela 1) mostrou que o Brasil obteve melhores resultados que a Espanha em três indicadores (12% do total) (17, 18 e 25). A Espanha obteve melhores resultados em quinze indicadores (60% do total) (2, 3, 5, 6, 7, 8, 9, 12, 13, 16, 19, 20, 21, 23, 24).

Para o indicador 2, apesar de o Brasil apresentar maior quantidade de mulheres na força de trabalho do país, quando é feita a relação entre quantidade de homens e mulheres, essa relação mostra maior desigualdade no Brasil, por isso, decidiu-se colocar o Brasil com o pior indicador.

Em sete indicadores (28% do total) (1, 4, 10, 11, 14, 15, 22), considerou-se como um empate entre Brasil e Espanha. Para os indicadores 1, 4, e 11, devido à falta de informações para um dos países. Para o indicador 10, 14, 15 e 22, os dois países obtiveram o mesmo resultado.

Em relação aos indicadores relacionados aos indígenas (12 e 13), apesar de não haver dados para Espanha, o Brasil tem que ser apontado com o pior indicador, uma vez que é a questão indígena é bastante relevante para o país e resultados preocupantes foram encontrados.

Apenas no indicador 20 foram utilizadas duas fontes de dados diferentes, IBGE (Brasil) e OECD (Espanha).

Tabela 1: Resumo do estudo de caso de aplicação de indicadores prospectivos para Brasil (B) e Espanha (E)

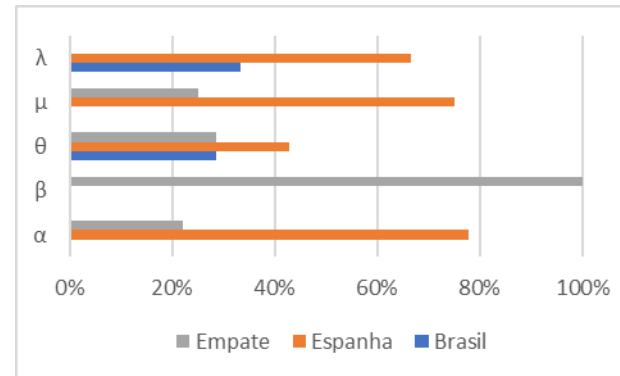
<i>Ind</i>	<i>País</i>	<i>Resultado</i>	<i>Fonte - Ano</i>
1	B	Não	(a) - 2014
	E	S/Inf.	(a) - 2010
2	B	4.4/3.1	(b) - 2017
	E	2.3/2.7	(b) - 2017
3	B	Baixo	(c) - 2017
	E	Muito Baixo	(c) - 2017
4	B	2,1% / 56,5%	(d) - 2015
	E	S/Inf.	-
5	B	49	(e) - 2014
	E	39.5	(e) - 2012
6	B	0.016%	(g) - 2003
	E	0.004%	(g) - 2003
7	B	\$262	(h) - 2019
	E	\$1239	(h) - 2019
8	B	3.1	(i) - 2012
	E	1.5	(i) - 2012
9	B	4.2	(i) - 1996
	E	22.0	(i) - 1996
10	B	Sim	(j) - 2019
	E	Sim	(j) - 2001
11	B	Sim	(j) - 2005
	E	S/Inf.	-
12	B	Muito alto	(k) - 2017/2018
	E	S/Inf.	-
13	B	Sim	(k) - 2017/2018

	E	S/Inf.	-
14	B	S/ Inf.; S/ Inf.; Sim	(k) - 2002
	E	S/ Inf.; S/ Inf.; Sim	(k) - 1998
15	B	Sim; Sim; S/Inf.	(l) - 2006; 2009; -
	E	Sim; Sim; Sim	(l) - 1987; 1985; 2011
16	B	12.7	(m) - 2017
	E	9.7	(m) - 2017
17	B	12.6	(i) - 2018
	E	15.4	(i) - 2018
18	B	0.06	(n) - 2019
	E	0.02	(n) - 2019
19	B	35	(o) - 2019
	E	58	(o) - 2019
20	B	2.2	(p) - 2016
	E	6.8	(j) - 2017
21	B	-0.4	(q) 2005 - 2010
	E	0.7	(q) 2005 - 2010
22	B	3 – Violência/Crise	(r) -
	E	3 – Violência/Crise	(r) -
23	B	2.1	(s) - 2007
	E	2.3	(s) - 2007
24	B	13	(t) - 2019
	E	24	(t) - 2019
25	B	24	(u) -
	E	7	(u) -
Melhor indicador Espanha		Melhor indicador Brasil	Empate

Apresentando os resultados por *stakeholders* (Gráfico 1), vemos que os indicadores para Espanha são melhores em todos os indicadores, exceto para ‘Atores da cadeia de suprimentos’,

em que só houve empate. O empate no indicador 11 porque os dois países apresentaram o mesmo resultado, e no 12 porque não se tem informações para a Espanha. O Brasil não pontuou melhor que a Espanha em nenhum indicador relacionado aos ‘Trabalhadores’ e à ‘Sociedade’.

Gráfico 1: Resumo dos resultados obtidos por grupo de stakeholders



(α) Trabalhadores, (β) Atores da Cadeia de Suprimentos, (θ) Sociedade, (μ) Comunidade Local e (λ) Consumidores.

Destaca-se que todos os indicadores têm o mesmo peso em relação à importância. No entanto, quando se julgue necessário podem ser atribuídos pesos aos indicadores, de acordo com o objetivo e o escopo do estudo.

A lista de indicadores prospectivos proposta pode ser aumentada (na medida que se busquem outras fontes de indicadores que contemplem características prospectivas e que se identifique a necessidade de incorporação de novos indicadores), ou diminuída (indicadores não relevantes para o estudo podem ser retirados).

Apesar de que nesse trabalho foram utilizados indicadores já conhecidos e aplicados em ASCV, outros indicadores orientados para o futuro podem ser criados. Por exemplo, ‘preocupação da sociedade com as minorias’, ‘importância para o consumidor em relação ao sistema produtivo aplicado em um produto’, ‘suporte dado ao trabalhador em momentos de crise’ e outros.

O fato de a Espanha ter apresentando melhores indicadores que o Brasil não estimula o fenômeno *cut-and-run*, comum em diversos países em desenvolvimento, que excluiriam o país em caso de desenvolvimento de novas atividades para evitar o impacto social negativo decorrente do panorama do país. No entanto, espera-se que o conhecimento antecipado da situação do país estimule um comportamento que vise reduzir impactos negativos específicos e aumentar impactos positivos, buscando ‘compensar’ os impactos negativos que não se tem controle diretamente.

Em Franze e Ciroth (2009), a comparação foi feita entre a produção de rosas na Holanda e no Equador, e, assim como nesse trabalho, há um impacto social maior no país em desenvolvimento do que no desenvolvido. No entanto, foi destacado que, para uma visão completa da atividade, era necessário também fazer uma avaliação ambiental.

Na avaliação de caráter prospectivo proposta por van Haaster *et al.* (2017), 11 indicadores em quatro categorias de impacto foram propostos para uso. No entanto, diferentemente desse

trabalho, os autores não utilizaram o conceito de stakeholders, e focaram exclusivamente no pilar de sustentabilidade “Bem-estar social”, portanto, a avaliação foi mais aprofundada, porém, mais restrita. Além disso, em van Haaster *et al.* (2017) foi proposto um método para agregação de indicadores quantitativos, enquanto nesse trabalho optou-se por uma comparação pareada, sem agregação final. No entanto, é uma abordagem válida para aplicar-se em estudos posteriores.

As bases de dados públicas utilizadas nesse trabalho reuniam um conjunto de informações excelentes em nível de países. No entanto, para estudos específicos para setores ou produtos, o ideal é que se utilizem bases de dados que forneçam informações mais detalhadas e, principalmente, é necessária coleta de dados de campo para uma melhor avaliação.

Conclusões

A partir da seleção de 25 indicadores adequados para novas tecnologias agrícolas na ASCV, foi possível fazer uma avaliação de caráter prospectivo. A prospecção em avaliações sociais pode e deve ser desenvolvida assim como vem sendo explorada no viés ambiental.

A partir do estudo de caso aplicado, a Espanha apresentou melhores resultados que o Brasil em 60% dos indicadores utilizados, já o Brasil pontou melhor em 12% e em 28% houve um empate entre os dois países. No entanto, isso não significa que novos produtos não devam ser desenvolvidos no Brasil. Na verdade, o

entendimento da vertente social em cada país auxilia na construção da melhor postura a ser adotada em cada empresa.

A menor quantidade de indicadores para os ‘atores da cadeia de suprimento’ e ‘consumidores’ seguiu a tendência de estudos da ASCV, necessitando assim, uma melhor investigação e empenho na aplicação de indicadores para esses grupos.

Portanto, a partir de estudos que envolvam seleção de indicadores para avaliações prospectivas, espera-se que mais aplicações da ferramenta sejam feitas, permitindo seu crescimento e avanço como ferramenta de avaliação de sustentabilidade.

Para trabalhos futuros, entender qual é a melhor maneira de lidar com indicadores sem informação ou que não são relevantes para uma das partes que está comparando, e a elaboração novos indicadores prospectivos são temas relevantes para a ASCV.

Agradecimentos

We thank the project Nutry2cycle for the full support during this work and the CERCA Programme/Generalitat de Catalunya.

This project has received funding from the European Union's Horizon 2020 research and innovation programme under the Marie Skłodowska-Curie grant agreement No. 713679 and from the Universitat Rovira i Virgili (URV).

Referências bibliográficas

- Arvidsson, Rickard, et al. "Environmental assessment of emerging technologies: Recommendations for prospective LCA." *Journal of Industrial Ecology* 22.6 (2018): 1286-1294.
- Benoît, Catherine, et al. "The guidelines for social life cycle assessment of products: just in time!." *The international journal of life cycle assessment* 15.2 (2010): 156-163.
- Benoît-Norris, Catherine, et al. "Introducing the UNEP/SETAC methodological sheets for subcategories of social LCA." *The international journal of life cycle assessment* 16.7 (2011): 682-690.
- Franze, Juliane, and Andreas Ciroth. "A comparison of cut roses from Ecuador and the Netherlands." *The International Journal of Life Cycle Assessment* 16.4 (2011): 366-379.
- van Haaster, Berthe, et al. "Development of a methodological framework for social life-cycle assessment of novel technologies." *The International Journal of Life Cycle Assessment* 22.3 (2017): 423-4.

Adoption of the Regional Species Frailty Index (FI) for biodiversity loss indicators for LCA study: a case study of soybean production for Brazil

Kássio R. Garcia Lucas¹
Assumpció Antón²
Edilene Pereira Andrade^{2,3},
Maurício Ursi Ventura¹
Ricardo Ralisch¹

¹ Universidade Estadual de Londrina - UEL

² Institut de Recerca i Tecnologia Agroalimentàries - IRTA

³ Universitat Rovira i Virgili - URV
kassiorgl@hotmail.com

Abstract

The constant development of agriculture has turned into an industrial activity worldwide. Agriculture industrial intensification has been questioned about to its environmental impacts, especially those related to biodiversity and land use change. In Brazil, the soybean, one of the most important Brazilian commodities, is the main crop promoting landscape change. Studies indicate that in the last 50 years many biomes have been modified, some reaching more than 50% of their area causing a drastic biological loss. As an important impact assessment methodology, Life Cycle Assessment (LCA) has received efforts to include impact on biodiversity. For this the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative has developed the guide: Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Impact Indicator (UNEP 2016), about its progress and challenges. Their recommendations require applications in case studies, but to date little efforts have been made. Another important factor in the development of indicators of biodiversity loss is the spatial dimension, as they must have regionalized applicability to worldwide, covering all areas in use and potential. Thus, the aim of this study is to enable the use of indicators of loss of biodiversity

Average-country Brazil to regional assessments. Therefore was applied a case study with soybean crop. The impacts of potential loss of species are determined by the Characterization Factors (CF) parameterized by land use for a particular type of use. Regionalization was made for the Score Vulnerability (VS) for Average-country Brazil (CHAUDHARY and BOOKS, 2018). The values of the Regional Global Species Frailty Index (FI) presented values compatible with the order of magnitude of the VS for ecoregion, enabling their uses and comparisons. The case study the potential biodiversity damage (BD) by soybean crop for Average-country Brazil evidenced significant differences between BD_{Global} and $BD_{Regional}$ (country), with the smallest differences for amphibian and mammalian groups. Thus, the correct adequacy of VS to IF is relevant when elaborated for Average-country, as it also allows the use of indicators for regional (country) impact assessments.

Key-words: *Characterization Factors; Change in land use; Biological loss; Potential damage; Brazil.*

Introduction

The constant improvements that agriculture has received, mainly after the XX century, have transformed it into an industrial activity. The growth of soybean in Brazil is an applicable example of this transformation, being one of its main commodities. In addition, the agribusiness is established as the main activity of the national economy.

The intensification and industrialization of agriculture have raised questions notably about its actions on the environment. Among the main environmental issues is the reduction in biodiversity through change in land use. In

Brazil this question is so relevant, because it has six different biomes in which agriculture is intensely practiced. Soybean is the main crop to promote landscape change.

Sousa et al. (2013) point out that the assessment of Millennium Ecosystem Assessment (MA 2005) about the consequences of changes in global ecosystems found that the change in land use is a major factor in the loss of biodiversity and ecosystem services. Their assessment also indicates that in the last 50 years, many biomes have suffered alterations that may reach 50% of their area, especially in tropical and subtropical regions, causing a drastic biological loss, an increase in homogeneity of their composition and in extinction of species.

Therefore, the assessment of the impacts of biodiversity loss is essential. As an important methodology of environmental management, the Life Cycle Assessment (LCA) has received efforts to expand its assessments, and to assess biodiversity loss, its ecological functions and ecosystem services (Curran et al., 2016). Moreover, in LCA studies, land use, which covers biodiversity impacts, is considered as a priority impact category (Jolliet et al., 2014). However, because it is a very complex and geographically specific assessment it is very difficult to find methods that can be integrated to LCA.

A crucial factor for the development of these indicators is the spatial dimension of their assessments it should have a regionalized

applicability to the whole world. Teixeira et al. (2016) points out which properties an ideal biodiversity data set should have. Among the most desirable are: (1) global impact coverage, with resolution which is high enough to adequately represent local and regional changes (to assist supply chain management), (2) that they can be placed on spatial scales of inventories.

UNEP/SETAC Life Cycle Initiative has developed a guide including challenges to modeling this type of impact. But the validation of indicators using direct or indirect evidence of field of LCA is still complex, and consequently, have expressed concerns about the use and results of current models (Teixeira et al., 2016).

Thus, the already developed and recommended proposals require assessment of case studies, still little accomplished.

Given these observations and aiming to contribute to such impositions, the objective of this study was to enable the use of indicators of biodiversity loss, to assess potential biodiversity loss of ecoregions due to soybean production to Brazil.

Materials and Methods

Biodiversity Loss Indicators

Potentially Disappeared Fraction (PDF) impacts are determined by the indicators of Biodiversity

Potential Damage (BD) elaborated by Chaudhary and Books (2018). Impacts determine the amount of species loss per taxonomic group (taxa) in each ecoregion, and they are parameterized by the land use at a given type of use (m²/year).

This study considered the Average-country Brazil for intensive soybean growth, with a confidence interval of 95%. The choice of intensive was taken because soybean cultivation has all the characteristics defined by Chaudhary and Books (2018) necessary for this level, such as: large yield areas, annual soil preparation, application of inorganic fertilizers and pesticides, irrigation, mechanization and lack of crop rotation.

However, soybean yield in Brazil generally adopts the no-tillage system (SPD-*Sistema Plantio Direto*) rather than conventional tillage. The practice of SPD is not found at any intensity level of the adopted indicators, so, until now, it has been disregarded.

The CFs, as well as Average-country Brazil, from Chaudhary and Books (2018) has been updated since Chaudhary et al. (2015) modifying part of their values between publications. Furthermore in the most recent publication meet the VS to plant taxon, previously absent. Furthermore, the most recently publication does not present a regional Average-country Brazil, only one global.

Thus, in order to be able to dimension the impact to the regional average, it was observed

the need for an adjustment in the determination of the values of the CFs.

The adaptation was done using the VS_{world} (equation 1) from Chaudhary et al. (2015), being called Regional Species Frailty Index (FI).

$$VS_{g,world} = \frac{\sum_{j=1}^{804} VS_{g,j} * S_{org,g,j}}{S_{tot,g}} \quad (1)$$

g = taxa; j = ecoregion; S_{org} = species richness; S_{tot} = total number of species in each group.

The adjustment of VS_{world} to Average-country Brazil, present in equation 1, considered the six ecoregions present in the Brazilian territory, thoughtfully, instead of the 804 totals in the world. Equation 2 presents the adapted equation to FI_{Brazil}.

$$FI_{g,Brazil} = \frac{\sum_{j=1}^6 VS_{g,j} * S_{org,g,j}}{S_{tot,g}} \quad (2)$$

g = taxa; j = ecoregion; S_{org}, = species richness; S_{tot} = total number of species in each group.

For the case study it was considered the need of $3.07E+00 \text{ m}^2$ for the yield of 1 kg of soybean, for a total cultivated area in Brazil of $6.56E+10 \text{ m}^2$ the information was obtained from the *Instituto Brasileiro de Geografia e Estatísticas* (IBGE) (IBGE, 2019).

Results

The FI_{Brazil} for Average-country Brazil adapted present compatible values with the order of magnitude of VS by ecoregion, enabling its use and comparison with other VS.

For the case study the potential biodiversity damage (BD) by soybean production for Average-country Brazil showed significant differences between BD_{Global} and BD_{Regional} (country). Figure 1 shows the differences in assessments between Global and Regional (country), with the smallest for amphibians and mammals.

These results can be observed due to the fact that BD_{Global} CFs consider FI, which means that, like VS, they take into account the presence of endemic species present in the ecoregions of the country. According to Chaudhary et al. (2015) to determine VS, and here the IF, it is considered the endemic richness of each rate for each ecoregion. Such richness can be interpreted as the region's specific contribution to global biodiversity. That is, FIs and VS take into account the affinity rate of species with the transformed region and its succeeding activity

(cultivation, pasture, forest, urban) using the IUCN Red List Habitat Classification Scheme (IUCN, 2015) to list the species present in these environments and their purposes with the natural and transformed environment.

Thus, as shown in Figure 1, species loss due to soybean growth in Brazilian biomes is more relevant regionally than globally. This is explained because the vulnerability of endemic species depends on ecoregions that go beyond the borders of Brazil, which is, there must be a shared responsibility.

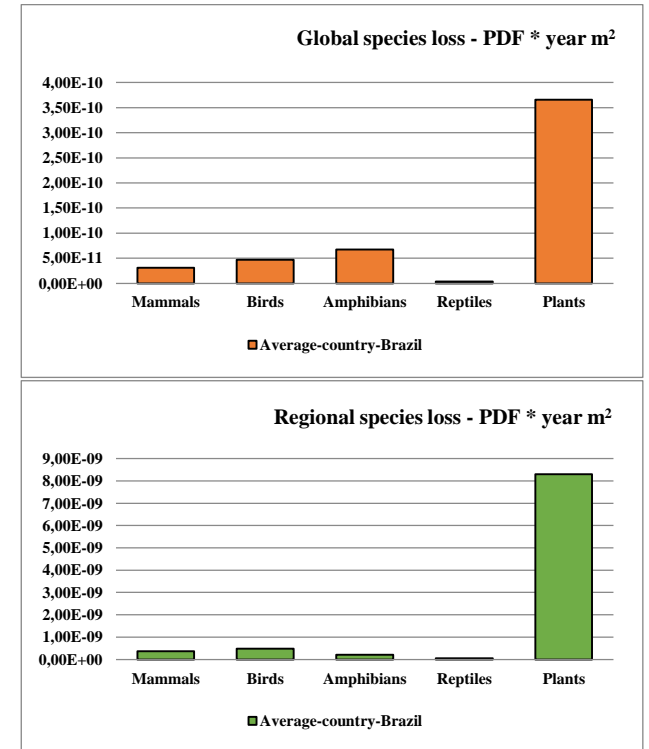
Therefore, from the point of view of regional impact, priority should be given to actions such as respecting the laws of the *Código Florestal* (Forest Code), Law No. 12,651 / 2012, which include the *Proteção da Vegetação Nativa* (Protection of Native Vegetation), art. 3, § 2º, and the *Área de Proteção Permanente* (Permanent Protection Area), art. 3, § 2º, or even the adoption of extensive or semi-intensive cultivation practices.

It is also observed that the taxon with the highest global loss is that of plants, followed by amphibians, birds, mammals and reptiles respectively. For regional loss, the plant taxon was also the highest, followed by birds, mammals, amphibians and reptiles respectively.

Therefore, the soybean growth in Brazil, according to the Average-country indicators for the global assessment is more detrimental mainly in the plant and amphibian taxa, while for the regional are the plant and bird taxa. It is

evident that the impact on plant loss is the most significant damage to biodiversity in Brazil.

Figure 1. BD_{Global} and BD_{Regional} (country) to soybean production to Average-country Brazil



Conclusions

In this study, it can be noted that the correct adequacy of VS to FI is very relevant when elaborated for Average-country, because it allows using the average value of biomes

present in a country, facilitating the application of the indicators. Thus, the change in the equation suggested in this paper can be applied to other countries.

According to case study, soybean yield would indicate prioritizing conservation of plant taxa, indicating that there is a high amount of endemic species in Brazilian ecoregions.

Acknowledgment

This work can only be done due to the efforts of multiple institutions, which contributed intellectually and financially. Thus, here we recognize the fundamental support of Universidade Estadual de Londrina – UEL –, Institut de Recerca i Tecnologia Agroalimentàries – IRTA – and Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Capes.

Bolsista da Capes Kássio Garcia Lucas/Programa de Doutorado Sanduíche no Exterio/nome do Programa/Processo nº{47/2017}.

References

Chaudhary A., Books T.M. Environ. Sci. Technol (2018). <http://doi:10.1021/acs.est.7b05570>.

Chaudhary A., Verones F., de Baan L., Hellweg S. Environ. Sci. Technol (2015). <http://doi:10.1021/acs.est.7b05570>.

Curran M., de Sousa, D.M., Antón, M. Teixeira, R.F.M., Michelsen, O., Vidal-Lagaz, B., Sala, S., Milà i Canals, L. Environ. Sci. Technol (2016). <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b04681>.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE – IUCN. 2015. Habitats Classification Scheme, v 3.1. Cambridge, UK. www.iucnredlist.org/technical-documents/classification-schemes/habitats-classification-scheme-ver3. Accessed 02 Sep 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Produção Agrícola Municipal (PAM). <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pam/tabelas>. Accessed 30 Sep 2019.

Jolliet O., Frischknecht R., Bare, J., Boulay A.M., Bulle C., Fantke P. et al. Int. J. Life Cycle Assess (2014). <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0703-8>.

MA (2005) Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. World Resources Institute, Washington, DC.

Sousa D.M., Flynn D.F.B., DeClerk, F., Rosenbaum R.k., Lisboa H.M., Koellner T. Int. J. Life Cycle Assess (2013). <http://doi:10.1007/s11367-013-0578-0>.

Teixeira, R.F.M., Souza, D.M., Curran, M.P., Antón, A., Michelsen, O., Milà i Canals, L. J Clean Prod (2016). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.07.118>

Using of biodiversity loss indicators in LCA studies for some Brazilian agricultural commodities

Kássio R. Garcia Lucas¹
Assumpció Antón²
Edilene Pereira Andrade^{2,3},
Maurício Ursi Ventura¹
Ricardo Ralisch¹

¹ Universidade Estadual de Londrina - UEL

² Institut de Recerca i Tecnologia Agroalimentàries - IRTA

³ Universitat Rovira i Virgili - URV
kassiorgl@hotmail.com

Abstract

Some of Brazil's main commodities come from agribusiness, being one of the strongest sectors of its economy. Thus, throughout its history, its territory has been continually changing, leading ecoregions to extreme cases of degradation, with the Atlantic Forest, the most devastated biome on the planet. Thus, the recovery of parts of these natural areas and the preservation of the permanent ones are urgent. For this it is essential to choose a methodology that can accurately assess the situation. Life Cycle Assessment (LCA) is an efficient methodology for determining impacts linked directly to products (Hellweg and Milà i Canals, 2014). However, despite the efforts of UNEP / SETAC Life Cycle Initiative to create a guide on biodiversity impact assessments, its indicators are still under development and need further study to contribute in their improvement. Similarly, agricultural commodities produced in Brazilian territories need a concise assessment of their impacts on biodiversity. Therefore, the objective of this study was to assess the biodiversity loss in the Brazilian territory due to the yield of its main agricultural commodities, using the indicators recommended by UNEP / SETAC Life Cycle

Initiative. The Potential Global Damage to Biodiversity (BDGlobal) was determined according to Chaudhary and Books (2018). Characterization Factors to determine DBs were applied to the taxonomic group of mammals, birds, reptiles, amphibians and plants. The crops considered were: coffee; orange; sugarcane; and corn, from the six ecoregions present in Brazil (Amazon, Atlant forest, Caatinga, Cerrado, Pampas and Pantanal). The results showed that the cultivation, of corn and sugarcane cause the highest damage to the biodiversity of different ecoregions.

Key-words: *Characterization factors; Biodiversity loss; Preservation of biomes; Global potential damage; Agricultural commodities.*

Introduction

Brazil's some commodities come from agribusiness, an important sector of its economy, it is responsible for one in three jobs and 21.6% of Gross Domestic Product (GDP) in 2017 (MAPA, 2019).

Exports of agribusiness in 2019 have already reached over US\$ 80 billion, with highlights for the cereals, sugar and alcohol sector, fruits and meat. Among the products worth mentioning are: soybean; corn; sugar cane; orange, and; coffee, of which together contribute a high amount of the total value of imports (MAPA, 2019). These exports are destined for all continents and a wide variety of countries, thus, we realize the high importance of agricultural production of the Brazilian territory, and the global consumption of its products.

Due to this economic importance, agricultural practices in its territory want to be highly intensive, aiming at increasing production and expansion about new natural areas. Moreover, throughout its history, its territory and landscape has been continually changing, leading ecoregions to extreme degradation, such as the Atlantic Forest, the most devastated biome on the planet.

Therefore it is necessary to advance the conservation measures of these ecoregions. For preservation actions to be efficient, it is important to choose the appropriate assessment methodology which integrates the environmental assessment into the product production system.

Life Cycle Assessment (LCA) is seen as one of the most promising methodologies for environmental assessments, as it is a highly scientific tool and capable of assessing the total environmental impact of a product or process (Hellweg & Milà i Canals 2014). However, LCA it is necessary to include in it: biodiversity loss, ecological functions and ecosystem services.

UNEP / SETAC Life Cycle Initiative has created the guide: Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Impact Indicator (UNEP 2016) on biodiversity assessment, taking into account all past efforts and new pathways. The guide notes that such assessments have advanced significantly since the beginning of SETAC's work, and a consistent balance of what has been suggested so far is currently needed to

provide direction for the future of modeling and impact assessment pathways.

Therefore, the objective of this study was to evaluate the loss of biodiversity in the Brazilian territory due to the production of its main agricultural commodities, using the indicators recommended by UNEP / SETAC Life Cycle Initiative.

Materials and Methods

Biodiversity Loss Indicators

The impacts of potential loss of species are determined by the Potential Damage to Biodiversity (BD) indicators in Chaudhary and Books (2018) through the Characterization Factors (CF). Impacts determine the amount of species loss per taxonomic group (táxon) in each ecoregion, and are parameterized for different activities and land use intensity.

From this study we considered the six Brazilian ecoregions: Amazon, Atlantic forest, Caatinga, Cerrado, Pampas, and Pantanal (the six ecoregions present in Brazil). Regarding crops, was evaluated the yield of: coffee; orange; sugarcane, and; corn, in intensive cultivation, with a confidence interval of 95%.

For maize yield, the no-tillage system (SPD-*Sistema Plantio Direto*) is generally adopted, rather than conventional tillage. The practice of SPD is not found at any intense level of the

adopted indicators, so, until now, it has been disregarded.

Potential damage to global biodiversity ($BD_{Global,g}$) was determined according to equation 1 (Chaudhary and Books, 2018). Characterization Factors to determine DBs were applied to five taxonomic groups: mammals; birds; reptiles; amphibians, and; plants.

$$BD_{Global} = CF_{Global,g,i,j} * A_{i,c} \quad (1)$$

Where: g = taxonomic group; i = land use; j = A (m²) = total area. BD_{global} is indicated in Potentially Disappeared Fraction (PDF) * year m².

Inventory

To determine the amount of planted area for each, information from the Brazilian *Instituto Brasileiro de Geografia e Estatísticas* (IBGE) (IBGE, 2019) was used. It was adopted to the extension of the cultivated areas to the 1kg production for each crop as functional unit and reference flow, presented in table 1.

Table 1. Crop inventory (areas) for coffee, sugar cane, orange and corn in the six ecoregions present in Brazil (Amazon, Atlantic forest, Caatinga, Cerrado, Pampas and Pantanal)

Crops	Ecoregions					
	Amazon	Atlantic forest	Caatinga	Cerrado	Pampas	Pantanal
	Cultivated area to production of 1 kg of crops (m ²)					
Coffee	3,81E+00	4,30E+00	4,97E+00	2,55E+00	0,00E+00	0,00E+00
Oranges	7,91E-01	3,54E-01	8,85E-01	3,00E-01	8,47E-01	1.34E+06
Sugarcane	1,40E-01	1,38E-01	1,65E-01	1,29E-01	2,31E-01	3.14E+08
Corn	1,78E+00	1,93E+00	1,29E+00	1,82E+00	2,17E+00	1.74E+09

Impacts Assessment

Global impacts were determined by using the Characterization Factors (CFs) of Chaudhary and Books (2018), presented in table 2.

Table 2. Characterization Factors (CF) for Cropland of the six ecoregions present in Brazil (Amazon, Atlantic forest, Caatinga, Cerrado, Pampas and Pantanal) and the Average-country Brazil for five taxonomic groups (Mammals, Birds, Amphibians, Reptiles, Plants) and for aggregated values

Biomes	Ecoregions code	Taxa					Aggregated
		Mammals	Birds	Amphibians	Reptiles	Plants	
		CF_{Global}					
Amazon	NT0168	7.23E-12	1.40E-11	6.08E-12	3.68E-13	5.23E-11	1.75E-13
Atlantic Forest	NT0150	1.64E-11	2.75E-11	3.24E-11	1.13E-12	4.15E-11	3.88E-13
Caatinga	NT1304	4.58E-12	7.21E-12	6.01E-12	1.01E-12	3.72E-12	1.01E-13
Cerrado	NT0704	5.25E-12	7.31E-12	7.97E-12	1.09E-12	7.51E-12	1.10E-13
Pampas	NT0710	8.74E-12	9.25E-12	8.83E-12	9.76E-13	1.66E-11	1.48E-13
Pantanal	NT0907	4.42E-12	6.91E-12	5.05E-12	7.59E-13	1.39E-11	9.58E-14
Average-country CF-Brazil	-	1.00E-11	1.54E-11	2.20E-11	1.14E-12	1.19E-10	2.44E-13

Results

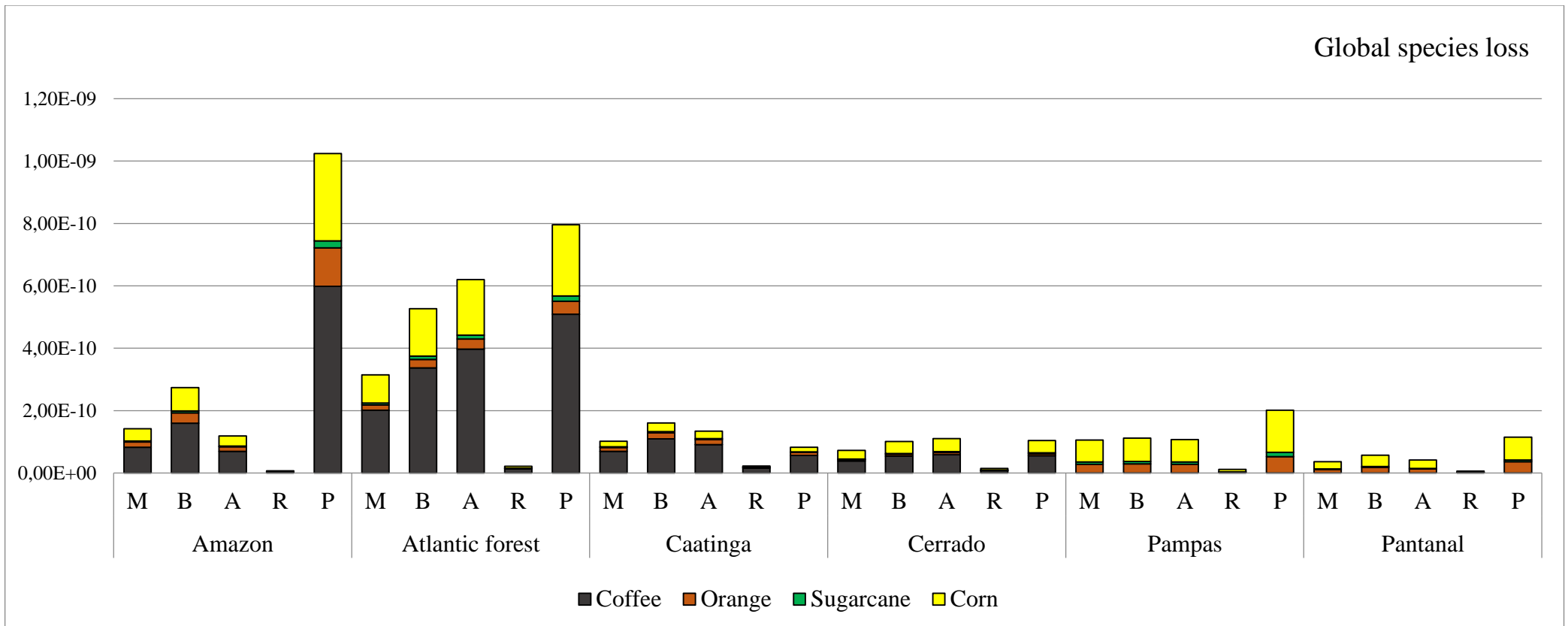
The figure 1 shows that to the Amazon ecoregion showed that the crop that most damages local biodiversity with global projection is the corn, mainly the táxon of plants and taxon of birds. The next major crop that damages the biodiversity of this ecoregion is

coffee, which is also like the corn causing major damage to groups of plants and birds.

These results can be observed by the facts that, to the coffee crops have a low relationship between yield and cultivated area.

For the Atlantic Forest ecoregion, coffee crop is the one that causes the greatest damage to the biodiversity, and plants and amphibians are the groups with the greatest potential damage. In this biome, corn is the second crop to cause the biggest damage, especially to plant and amphibian groups.

Figure 1. Potential loss of species in the Brazilian ecoregions (Amazon, Atlantic forest, Caatinga, Cerrado, Pampas and Pantanal) due to the cultivation of for agricultural commodities in its territory (Coffee, Orange, Sugarcane and Corn) to Mammals (M), Birds (B), Amphibians (A), Reptiles (R), and Plants (P)



In these ecoregions, despite the results which is partially different from the others, they occur for the same reasons, they have a low relationship between yield and cultivated area.

In the Caatinga ecoregion, coffee crop is also the crop that more affects the biodiversity. The most affected taxonomic groups are bird and amphibian. The second most damaging crop is corn, also to bird and amphibian groups, notably Fig. 3.

As it can be observed from the ecoregions, mentioned above Cerrado, coffee is the crop that presents the greatest potential damage to the biodiversity, essentially to taxa of amphibians and of plants. The second crop that causes the most damage to biodiversity is sugarcane, especially the same taxa as for corn, amphibians and plants.

The Pampas ecoregion is one where corn cultivation is the most damaging to biodiversity, first to the táxon of plants and then to taxon of birds, which is very close to the results of mammals and of amphibians. Orange is the second crop that causes the most damage to the Pampas biome. The most affected taxa are the same as for corn.

The reason for these results is mainly due to the low relationship between yield and cultivated area, and the absence of coffee cultivation in the ecoregion.

For the Pantanal ecoregion, corn crop, followed by orange crop are the ones that cause the most potential damage, notably to the táxon of birds and taxon of amphibians.

The results occur mainly because of the low relationship between yield and cultivated area, and the absence of coffee cultivation in the ecoregion.

Thus, it is observed that of the crops taken as agricultural commodities considered in this study, coffee and corn, are the ones that most damage the biodiversity of ecoregions present in Brazil, especially the taxa of amphibians and plants. The values of the CFs and the extensions of the production areas are, mainly, the main reasons for the observed results.

Conclusions

Our results evidenced that coffee and corn crops caused the most potential biodiversity damage to most ecoregions in Brazil, mainly to Atlantic forest and Amzon ecoregions to coffee and corn, especially to the taxa of amphibians and plants. This is due to low relationship between yield and cultivated area.

A change in crop intensity through semi-intensive or low intensity practices, adoption of techniques such as integrated farming, and thus an improve use of the lands, or even demarcation of preservation areas or the

construction of parks to house local species are possible solutions to mitigate impacts on biodiversity.

We found as a limitation the ability of the indicators to assess the influence of agricultural techniques on impacts, such as soil management, application technology, differentiating between organic and conventional, among others. Thus, the next step would be to generate studies aimed at developing the sensitivity of the indicators in assessing such actions.

Acknowledgment

This work can only be done due to the efforts of multiple institutions, which contributed intellectually and financially. Thus, here we recognize the fundamental support of Universidade Estadual de Londrina – UEL –, Institut de Recerca i Tecnologia Agroalimentàries – IRTA – and Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Capes.

Bolsista da Capes Kássio Garcia Lucas/Programa de Doutorado Sanduíche no Exteriorenome do Programa/Processo nº{47/2017}.

References

Chaudhary A., Books T.M. 2018. Environ. Sci. Technol. (2018).

<http://doi:10.1021/acs.est.7b05570>.

Hellweg, S.; Milà i Canals, L. Emerging approaches, challenges and opportunities in life cycle assessment. 2014. Science, 344 (6188), 1109–1113.

<http://doi:10.1126/science.1248361>

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – Agrostat - Estatística do Comércio Exterior do Agronegócio Brasileiro. <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pam/tabelas>. Accessed 26 Nov 2019.

Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento – MAPA. Produção Agrícola Municipal (PAM).

<http://indicadores.agricultura.gov.br/index.htm>. Accessed 30 Sep 2019.

Milà i Canals L. Land use in LCA: a new subject area and call for papers. 2007. International Journal Life Cycle Assessment, 12:1.

<https://doi.org/10.1065/lca2006.12.295>.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME -UNEP. 2016 Global guidance for Life Cycle Impact Assessment Impact Indicator. volume 1, pp.166.

Avaliação de Ciclo de Vida de Sistemas Modais e Melhorados de Cria no Pantanal

Fernando Rodrigues Teixeira Dias ¹

Juliana Correa Borges Silva ¹

Eriklis Nogueiras ¹

Urbano Abreu ¹

¹Embrapa Pantanal

fernando.dias@embrapa.br

Resumo

A bovinocultura de corte é uma das atividades mais relevantes para a economia do Pantanal e do Brasil. O rebanho nacional em 2018 estava em torno de 213,5 milhões e o do Pantanal em torno de 3,85 milhões de animais. A contribuição da bovinocultura de corte para as mudanças climáticas é atribuída principalmente à emissão de metano entérico pelos animais, à emissão de óxido nitroso pela decomposição dos dejetos animais, e à emissão de CO₂ e outros gases de efeito estufa pela formação e manutenção da pastagem. Desde seu estabelecimento em 1975, a Embrapa Pantanal vem desenvolvendo tecnologias para a bovinocultura de corte no Pantanal, muitas vezes em parceria com a Embrapa Gado de Corte. Dentre as iniciativas desta parceria, está o arranjo de projetos “+Precoce”, que visou o desenvolvimento de tecnologias e sistemas de produção do novilho precoce. Dentro os projetos deste arranjo, está o projeto “+Cria”, voltado para o desenvolvimento e aperfeiçoamento de tecnologias relacionadas à reprodução animal. Dentre as tecnologias desenvolvidas, estão aquelas associadas ao uso de Inseminação Artificial a Tempo Fixo (IATF). A IATF é uma biotécnica que supre as deficiências da inseminação artificial tradicional, que são as falhas de detecção de cios e a incapacidade de atingir fêmeas em anestro. A IATF consiste no uso de fármacos capazes de controlar e sincronizar o ciclo estral e a ovulação das fêmeas, de modo que, se possa inseminar esses animais em horários

pré-determinados e com boas taxas de concepção. Sendo também capaz de trazer fêmeas em anestro à ciclicidade. Assim, o uso de protocolos hormonais define o calendário da estação de monta para data e hora pré-estabelecidos de inseminação artificial. A IATF tem grande potencial para o aumento de eficiência zootécnica e desempenho econômico de sistemas de cria de bovinos de corte no Pantanal, associado ou não ao uso de outras tecnologias. Este trabalho compara a avaliação de ciclo de vida (ACV) do “berço ao portão” de um sistema de cria do Pantanal modal, e de dois sistemas melhorados pelo uso de IATF e de pastagem plantada.

Palavras-chaves: ACV, Bovino, Cria, Pantanal, IATF

Introdução

A bovinocultura de corte é uma das atividades humanas mais relevantes para a economia do Pantanal e do Brasil. O rebanho nacional em 2018 estava em torno de 213,5 milhões de cabeças (IBGE, 2018). Oliveira et al. (2016) estimaram a população de bovinos na planície pantaneira em 3,85 milhões de animais, sendo 70% desta (2,7 milhões de cabeças) no estado de Mato Grosso do Sul e 30% (1,15 milhões de cabeças) no estado de Mato Grosso.

O projeto “+Cria”, parceria entre a Embrapa Pantanal e Embrapa Gado de Corte, visou ao desenvolvimento e aperfeiçoamento de tecnologias relacionadas à reprodução animal, dentre elas, a Inseminação Artificial a Tempo Fixo (IATF). A IATF consiste no uso de fármacos para controlar o ciclo estral e a ovulação das fêmeas, para que se possa inseminar esses animais em horários pré-

determinados e com boas taxas de concepção. A IATF tem grande potencial para o aumento de eficiência zootécnica e desempenho econômico de sistemas de cria de bovinos de corte no Pantanal, associado ou não ao uso de outras tecnologias, como por exemplo, o uso de pasto formado, i.e., plantado (OLIVEIRA et al., 2015; NOGUEIRA et al., 2016; SILVA et al., 2017; ABREU et al., 2018). O projeto +Cria também incluiu a avaliação dos impactos ambiental das tecnologias para a bovinocultura, especialmente quanto à emissão de gases de efeito estufa (GEE). Para isso, foi utilizada a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), “do berço ao portão”, que considera os processos desde a extração dos recursos da natureza até a saída do produto (, (ISO, 2006), abordagem útil na comparação de sistemas de produção que entregam produtos semelhantes, por exemplo, diferentes sistemas de produção de bovinos de corte.

Sistemas de cria convencional e melhorados

Como base para o estudo, foram utilizados modelos matemáticos de sistemas de produção de cria para a avaliação do desempenho econômico de sistemas que empregam ou não IATF, descritos em OLIVEIRA et al. (2015). A emissão de GEE foi estimada segundo métodos recomendados pelo Painel Internacional de Mudanças Climáticas (IPCC) e a base de dados internacional de inventários de ciclo de vida Ecoinvent descritos em DIAS et al. (2018).

No estudo de OLIVEIRA et al. (2015), o desempenho zootécnico e econômico de um

sistema convencional de cria do Pantanal foi modelado em planilhas eletrônicas a partir de levantamento junto a produtores. Outros dois sistemas fora modelados a partir de ajuste de índices zootécnicos do modelo do sistema Convencional. Um deles foi denominado IATF_Convencional e considerou melhores índices de desempenho zootécnico que, segundo especialistas, seriam obtidos com o emprego de IATF. O terceiro modelo de sistema foi denominado IATF_Pasto e considerou, além dos efeitos nos índices zootécnicos que poderiam ser obtidos pelo emprego de IATF, também os efeitos que seriam obtidos pela formação de pasto em 30% da área. Na Tabela 1 estão os índices zootécnicos ajustados para cada sistema no estudo de OLIVEIRA et al. (2015).

Tabela 1: Índices zootécnicos para os três sistemas modelados.

<i>Item</i>	<i>Conven- cional</i>	<i>IATF Conven- cional</i>	<i>IATF Pasto</i>
Taxa de natalidade (múltiparas)	50%	75%	75%
Relação vaca/touro	25	40	50
Intervalo entre partos (meses)	24	14	14
Idade à primeira cria (meses)	48	40	36
Mortalidade pré-desmama (%)	8%	8%	5%
Mortalidade pós-desmama (%)	3%	3%	3%
Palavras-chaves	10	Sim	Não
Referências	8	Não	Não

Adaptado pelos autores de Oliveira et al. (2015).

Processos a Montante

Para a ACV dos três sistemas utilizou-se a base de dados Ecoinvent 3.6 (Ecoinvent, 2019). Algumas simplificações importantes permitiram descartar vários processos a montante:

- Produção de touros reprodutores.

Mesmo com IATF, as fazendas mantêm touros reprodutores adquiridos adultos para “repassar” das fêmeas. As emissões dos touros na sua vida dentro dos sistemas foram estimadas, mas as emissões da produção e transporte destes touros antes de entrarem nos sistemas foram desconsideradas neste estudo. A quantidade de touros comprados foi de 10 touros nos sistemas Convencional e IATF_Convencional e 8 touros no sistema IATF_Pasto. Supondo as emissões anuais de GEE da produção de touros por kg de peso vivo do animal semelhantes às emissões anuais por kg de peso vivo do animal de outros bovinos, as emissões de touros comprados por ano reduzidas no sistema IATF_Pasto quando comparado com os outros dois sistemas seriam as de 2 touros x 600 kg por touro x 3 anos em média para atingir a maturidade reprodutiva e ingressar no sistema de produção, ou seja, seriam emissões correspondentes às de cerca de $2 \times 600 \times 3 / 450 = 8 \text{ UA}^1$. Quando comparadas com as emissões anuais do rebanho inteiro do sistema IATF_Pasto, de cerca de 2.018 UA, as emissões evitadas pelos touros comprados a

¹ UA: Unidade Animal, ou um animal adulto médio. É em geral aproximada para 450 kg de peso vivo.

menos por este sistema seriam da ordem de 8 / 2.018, ou 0,4% das emissões anuais do rebanho deste sistema, o que pode ser considerado irrelevante para os resultados do estudo.

As emissões do transporte de bovinos de uma fazenda para outra são menores do que 1% das emissões produzidas pelo animal em seu ciclo de vida no sistema, como comprovado nos inventários de ciclo de vida da bovinocultura de corte descritos em DIAS et al. (2018). Os dois touros comprados a menos representariam uma redução menor do que 1% de 0,4%, e por isso as emissões de transporte de touros comprados também não foram consideradas.

- Produção de sêmen para IATF.

A contribuição da produção e transporte do sêmen aos sistemas de produção IATF_Convencional e IATF_Pasto será proporcional à quantidade de sêmen consumida por ano por estes sistemas. Um reprodutor típico pode produzir mais de 50.000 doses por ano (SILVA, 2019), o que corresponderia a uma relação vaca / touro mais de mil vezes superior à encontrada nos sistemas analisados. Se supusermos que as emissões totais da fazenda produtora de sêmen, rateadas por UA de rebanho, são semelhantes ou ao menos da mesma ordem de grandeza das emissões por UA de rebanho estimadas para os sistemas analisados, esta relação vaca / touro tão superior torna irrelevante a carga de emissões a montante acrescentada pelo sêmen comprado, mesmo se todas as emissões da produção e transporte do

sêmen forem alocadas às doses de sêmen produzidas, e nenhuma ao peso de animais descartados ou outros coprodutos.

- Produção, embalagem e transporte de fármacos e sêmen para IATF.

O peso de fármacos e sêmen IATF consumidos por ano por um sistema de produção do tamanho dos modelados pesa menos de 10 kg, já embalados (SILVA, 2019) o que é menos de 0,01% do peso da produção dos sistemas, tornando irrelevante as emissões a montante por kg de insumo (embalagens incluídas) que seriam alocadas à produção animal.

- Produção e transporte da suplementação mineral.

Embora a suplementação mineral corresponda de 20% a 30% do peso vivo produzido, DIAS et al. (2018) avaliaram que o impacto das emissões da produção de suplementação mineral é inferior a 1% do impacto em emissões animais em sistemas de produção típicos do Pantanal.

- Produção, transporte e uso de infraestrutura (sede, galpões, currais, cercas).

A infraestrutura dos três sistemas foi considerada semelhante, sem grandes diferenças na quantidade e tipo de material empregado, com pouco efeito, portanto, nas diferenças entre emissões totais destes sistemas. Além disso, os impactos de produção e uso de infraestrutura foram avaliados como irrelevantes em sistemas

de produção típicos do Pantanal (DIAS et al., 2018).

- Calagem e adubação da pastagem.

A formação e manutenção de pasto em geral implica em emissões de GEE adicionadas pelo uso de maquinário e combustível em operações agrícolas, e de seus insumos, i.e., cal ou gesso (para correção de acidez do solo) e adubos ou fertilizantes. Nos sistemas modelados, as emissões das operações agrícolas foram consideradas, mas os impactos da produção, transporte e uso de insumos para calagem e adubação não foram considerados, porque os sistemas modelados não os utilizam em reforma ou formação de pasto.

- Produção de sementes.

O peso irrelevante representado pelas sementes quando comparado ao peso de animais produzidos e a intensidade de emissão menor permitiu desconsiderar as emissões a montante da produção de sementes para pastagem plantada no sistema IATF Pasto.

- Mudança de Uso da Terra (MUT) regionalizado, só para pasto formado.

Utilizou-se o modelo BRLUC (NOVAES et al., 2017) para a estimativa do impacto da mudança de uso da terra pela substituição de 30% da pastagem nativa por pastagem plantada no sistema IATF_Pasto. Esse modelo está alinhado com as premissas assumidas para os conjuntos de dados de ICV da produção agropecuária

nacional enviados para publicação na base Ecoinvent 3.6 (soja, milho, cana de açúcar, eucalipto, manga, bovinos de corte). Também de acordo com as premissas consideradas na elaboração daquele inventário, a pastagem que permaneceu nativa não foi considerada no cálculo de MUT.

- Impacto foi alocado economicamente a três produtos: bezerro, bezerra, e animais descartados.

Os impactos foram alocados economicamente, aos três produtos: bezerros desmamados vendidos, bezerras desmamadas vendidas, e animais descartados vendidos para abate (vacas e touros), utilizando a média dos preços nacionais de bezerros e bezerras desmamados e de animais para abate e as taxas de conversão da moeda nacional para o euro dos últimos 10 anos.

Resultados

As emissões de GEE “do berço ao portão” dos três sistemas analisados consideraram a composição dos rebanhos nos três sistemas modelados, as premissas assumidas para o estudo, os modelos de cálculo de emissão de gases de efeito estufa e ICV de processos a montante disponíveis na base de dados Ecoinvent 3.6 e descritos em DIAS et al. (2018). As emissões foram agrupadas em categorias de fontes de emissão mais relevantes.

Figura 1: Emissões de gases de efeito estufa por UA

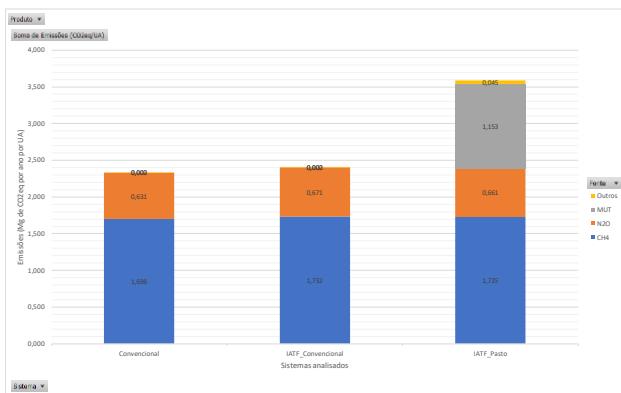
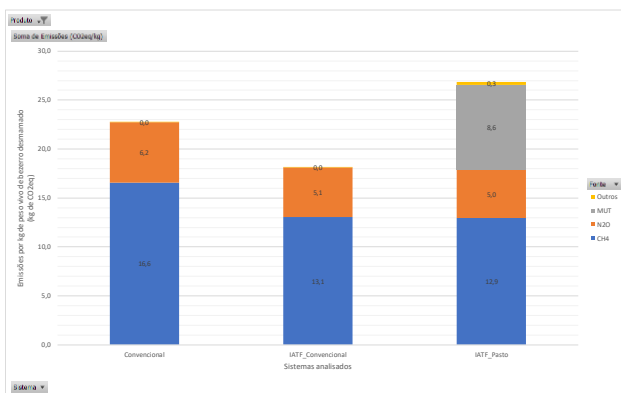


Figura 2: Emissões de gases de efeito estufa por kg de peso vivo de bezerro desmamado



Da figura 1, percebe-se que as emissões relevantes se resumem às emissões animais (CH₄ e N₂O) e MUT, esta última ocorrendo apenas para o sistema IATF_Pasto, em que há formação de 30% da área pasto. As emissões por UA aumentam pouco mais de 3% com a introdução de IATF: de cerca de 2,3 ton CO₂eq/UA no sistema Convencional para cerca de 2,4 ton CO₂eq/UA no IATF_Convencional.

As emissões de MUT e Outros adicionadas ao sistema IATF_Pasto são devidas à supressão de 30% da pastagem nativa e às operações agrícolas para a formação de pasto.

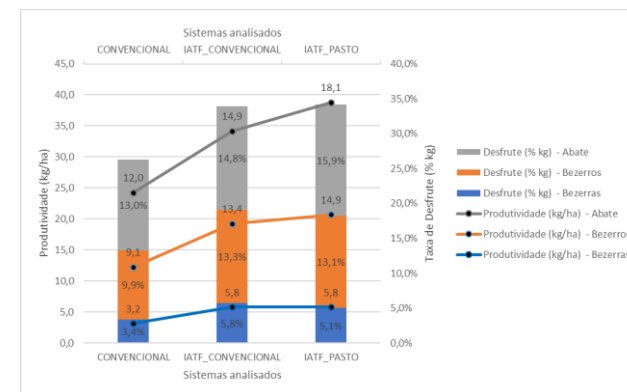
Para os três produtos (bezerros, bezerras, abate), as proporções entre emissões por kg de produto são as mesmas, variando apenas o total, por conta da alocação proporcional ao valor econômico (preço) relativo dos kg destes produtos, que foi a utilizada neste estudo, seguindo as diretrizes de DIAS et al. (2018).

A figura 2 mostra que a adoção de IATF levou a uma redução de 20,3% da intensidade de emissão: de 3,65 para 2,91 ton CO₂eq por bezerro desmamado que sai do sistema. Esta redução de 20,3% é a estimada também para bezerras desmamadas e gado descartado para abate. A adoção de pasto formado em um sistema que já emprega IATF não foi vantajosa sob o critério de emissão de gases de efeito estufa: Toda a emissão adicionada por MUT, operações e outros (8,0 kg CO₂eq / kg peso vivo de bezerro) advinda da formação de pasto para o sistema IATF_Pasto, não compensou a redução de cerca de 1,5% (0,3 kg CO₂eq / kg peso vivo de bezerro) na intensidade de emissão de CH₄ e N₂O medida por kg de produto, deixando como saldo um acréscimo de cerca de 48% na intensidade de emissão.

Da figura 1 nota-se que o emprego de IATF não reduz a quantidade de emissões por UA de rebanho. A redução da intensidade de emissão medida por kg de produto percebida na figura 2

vem do aumento de eficiência, como mostra a figura 3.

Figura 3: Produtividade e desfrute dos sistemas



A figura 3 apresenta a produtividade e desfrute nos três sistemas analisados (Convencional, IATF_Convencional, IATF_Pasto). A produtividade é exibida nas linhas empilhadas, com valor acumulado dos três produtos, na escala à esquerda do gráfico, em kg de peso vivo total produzido (somando bezerros, bezerras e animais descartados para abate) por ha da área de pastagem. A taxa de desfrute é exibida nas colunas empilhadas, com valor acumulado dos três produtos, na escala à direita do gráfico, em % do kg de peso vivo produzido anualmente, por kg de peso vivo do rebanho médio do ano. Os rótulos de cada ponto ou coluna indicam o valor da produtividade ou desfrute para cada categoria animal.

As linhas do gráfico na figura 3 mostram que a produtividade, medida em kg de produto por ha por ano, aumenta 41% com a introdução de IATF (de 24,2 para 34,1 kg/ha/ano) e em apenas

14%, com a introdução de pasto formado (de 34,1 para 38,8 kg/ha/ano). As colunas do gráfico na mesma figura 5 mostram que a taxa de desfrute aumenta em 29% (de 0,263 para 0,339) com o uso de IATF e em apenas 0,9% com a formação de pasto (de 0,339 para 0,342).

O termo “taxa de desfrute” é usado aqui com significado distinto do normalmente usado em publicações relacionadas à bovinocultura, inclusive da Embrapa. A taxa de desfrute normalmente usada é calculada em cabeças (MELO FILHO & QUEIROZ, 2011), e o termo aqui representa a produção total em kg de peso vivo por ano dividida pelo peso vivo do rebanho. Os autores do presente estudo escolheram esta definição ajustada de “taxa de desfrute” porque o kg de peso vivo (ou UA) é melhor referência para comparar rebanhos no que tange a emissões animais e uso de área, do que “cabeças”, isto é, quantidade de animais de qualquer idade e peso.

A emissão por ano por UA do rebanho tem pouca variação entre os sistemas de produção analisados, e a redução da intensidade de emissão de CH₄ e N₂O por unidade de produto é explicada pelo aumento na taxa de desfrute. No sistema IATF_Pasto, esta redução de emissão foi compensada pela emissão acrescentada pela mudança de uso da terra necessária para a reforma do pasto.

Conclusões

Os resultados encontrados por este trabalho sugerem que em sistemas de cria no Pantanal, o

aumento de rentabilidade obtido por uso de IATF encontrado por OLIVEIRA et al. (2015) é acompanhado de redução de emissão de gases de efeito estufa por unidade de produto. Tanto o aumento da rentabilidade como a redução deste importante impacto ambiental são devidos ao aumento produção anual de kg de produto por UA ou kg do rebanho médio anual estabilizado. Concluiu-se também que o investimento em formação de pasto, embora aumente a rentabilidade, produtividade por área e por rebanho, cobra um “preço” caro em impacto ambiental, por conta dos impactos da mudança de uso da terra não compensado pela redução das emissões pelo uso de IATF.

Agradecimentos

Os autores agradecem aos colegas da Embrapa e instituições parceiras no Brasil e no exterior que contribuíram para o desenvolvimento dos conjuntos de dados para inventários de ciclo de vida e métodos regionalizados de cálculo de emissões recentemente publicados na base de dados Ecoinvent 3.6. Este estudo não seria possível sem os dados, métodos e inventários de ciclo de vida desenvolvidos e validados por especialistas naquele trabalho.

Referências bibliográficas

- Abreu, U. G. P., Bergier I., Costa F. P., Oliveira L. O. F., Nogueira e., Silva J. C. B., Batista D. S. N., Silva Junior C. Sistema intensivo de produção na região tropical brasileira: o caso do Pantanal. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2018, 25p. Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/174991/1/DOC-155-Urbano.pdf>. Acesso em 28 fev. 2020.
- Dias, F. R. T.; Matsuura, M. I. da S. F.; Barioni, L. G.; Fasiaben, M. do C. R.; Moreira, J. M. M. A. P.; Sena, A. L. dos S.; Santos, J. C. dos;

Costa, F. P.; Lampert, V. do N.; Oliveira, P. P. A.; Pedroso, A. de F. Beef cattle CO₂-e emission intensity as a product of performance ratios. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON GREENHOUSE GASES IN AGRICULTURE, 2., 2016, Campo Grande, MS. Proceedings. Brasília, DF: Embrapa, 2016. p. 37-41 (Embrapa Gado de Corte. Documentos, 216). Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/157663/1/Beef-Cattle-CO2.pdf>. Acesso em 28 fev. 2020.

Dias, F. R. T.; Picoli, J. F.; Costa, F. P.; Bungenstab, D. J.; Matsuura, M. I. da S. F. Life cycle inventories for beef cattle in Brazil. In: Matsuura, M. I. S. F.; Picoli, J. F. Life cycle inventories of agriculture, forestry and animal husbandry - Brazil. Zürich: Ecoinvent Association, 2018. p. 106-122. Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/203789/1/LCI-Agriculture-2018.pdf>. Acesso em 28 fev. 2020.

IBGE. Produção da pecuária municipal – 2018. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/ppm/quadros/brasil/2018>. Acesso em: 28 fev. 2020.

ISO - International Organization for Standardization. (2006). ISO 14040, Environmental management – Life cycle assessment -- Principles and framework. Genève. (2006) 28 p.

Melo Filho, G. A. de; Queiroz, H. P. de (Ed.). Gado de corte: o produtor pergunta, a Embrapa responde. 2. ed. rev. ampl. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Campo Grande, MS: Embrapa Gado de Corte, 2011. p. 41. (Coleção 500 perguntas, 500 respostas). Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/920741/1/500perguntasgadodecorte.pdf>. Acesso em 28 fev. 2020.

Nogueira E., Silva J. C. B., Silva M. R., Silva A. S., Rodrigues W. B., Bezerra A. O., Jara J. P., Silva K. C., Anache N. A. IATF + CIO: estratégia prática de avaliação de cio e aumento de prenhez. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2016. Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/157420/1/CT113.pdf>. Acesso em 28 fev. 2020.

Novaes, R. M. L.; Pazianotto, R. A. A.; Brandão, M.; Alves, B. J. R.; May, A.; Matsuura, M. I. da S. F. Estimating 20-year land-use change and derived CO₂ emissions associated to crops, pasture and forestry in Brazil and each of its 27 states. Global Change Biology, v. 23, n. 9, p. 3716-3728, 2017.

Oliveira L. O. F., Abreu U. G. P., Dias F. R. T., Fernandes F. A., Nogueira E., SILVA J. C. B. Estimativa da população de bovinos no Pantanal por meio de modelos temáticos e índices tradicionais Corumbá: Embrapa Pantanal, 2016. Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/149610/1/COT99.pdf>. Acesso em 28 fev. 2019.

Oliveira, L. O. F. de; Nogueira, E.; Gri, A. L. da S.; Silva, J. C. B.; Rodrigues, W. B.; Abreu, U. G. P. de. Simulations of economic results with the use of FTAI in cow-calf farm in the Pantanal. In: REUNIÃO

ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 52., 2015, Belo Horizonte. Zootecnia: otimizando recursos e potencialidades: anais. Brasília, DF: Sociedade Brasileira de Zootecnia, 2015. p. 1-3.

Silva, J. C. B.; Silva, M. R.; Resende, A. O.; Sampaio, D. C., Nogueira, E., Abreu, U. G. P., Oliveira, L. O. F., Sartori, FILHO, R. Sêmen bovino refrigerado e aumento de prenhez de vacas de corte submetidas à IATF. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2017. Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/169514/1/CT-114.pdf>. Acesso em 28 fev. 2020

Silva J. C. B. Peso estimado de sêmen bovino e fármacos para IATF já embalados, para sistemas de produção com cerca de 2000 fêmeas, consumo anual - comunicação interna.



Estudios de caso



Análise de Sustentabilidade de Calçados: Avaliação do desempenho ambiental em cenário convencional e cenário upcycling.

Fellipe de Araujo Caravana¹

Caio de Lima Porciuncula da Costa²

Karine Mahon Rossi³

Giuseppe Cernicchiaro da Costa²

¹Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro

²Universidade Federal do Rio de Janeiro

³Instituto SENAI de Tecnologia em Química e Meio Ambiente
fellipe_caravana2@hotmail.com

Resumo

Em uma economia global, a mudança nos padrões de produção e consumo se configuram como medidas indispensáveis na redução da pegada ecológica sobre o meio ambiente. Aliadas a este direcionamento, as organizações, dentre elas a indústria da moda, buscam construir uma cadeia de valor que permita desenvolver cada vez mais produtos alinhados a gestão sustentável dos recursos naturais. A indústria da moda utiliza uma grande quantidade de recursos não renováveis e fabrica produtos que possuem uma pequena vida útil. Além disso os resíduos gerados são pouco utilizados, sendo destinados, em sua maioria, para reaproveitamento energético de resíduos ou para aterros sanitários. Nesta perspectiva, a avaliação do ciclo de vida é uma ferramenta que auxilia na mensuração do desempenho ambiental de produtos e na busca de alternativas com menor impacto ao longo da sua cadeia produtiva. Este trabalho buscou avaliar o desempenho ambiental na produção de um calçado de uma empresa que utiliza resíduos têxteis e materiais reciclados como alternativa para matérias primas na sua fabricação. Os resultados foram comparados com um cenário tradicional, em que a fabricação de calçados é realizada a partir de materiais convencionais. Foi realizada uma avaliação considerando do berço ao portão e utilizando a metodologia ReCiPe Midpoint para avaliação dos

impactos ambientais dos sistemas adotados. Desta forma, o presente trabalho traz subsídios para compreender como cenários de produção alternativa de calçados, através da reutilização de resíduos têxteis e materiais reciclados contribuem para a redução de impacto ambiental em relação aos cenários de produção de calçados convencionais.

Palavras-chaves: Avaliação do Ciclo de Vida, Moda Circular, Calçados, Reciclagem de resíduos, Upcycling.

Introdução

A indústria da moda tem um impacto significativo no meio ambiente, impulsionado principalmente pelo fast fashion (KOZLOWSKI, 2012). A indústria de calçados faz parte desse universo, comercializando cerca de 24 bilhões de pares por ano (WORLD FOOTWEAR, 2018).

Apesar do impacto positivo na economia, a indústria de calçados exige novos modelos de negócios em um cenário de esgotamento de recursos e mudanças climáticas (MEASURING FASHION, 2019).

Já existem marcas que procuram materiais alternativos que possam reduzir o impacto no ciclo de vida da manufatura (JOERGENS, 2006). O uso de resíduos têxteis e de produtos fora de especificação, que geralmente são descartados em aterros ou incineração, cria uma alternativa à economia circular, reinserindo o material como matéria-prima em um novo ciclo do produto.

Além do uso de resíduos têxteis, o calçado também pode usar materiais alternativos, como solas recicladas e palmilhas produzidas de resíduos têxteis, que promovem a reutilização de materiais que seriam destinados ao descarte convencional, como aterros sanitários.

A avaliação do ciclo de vida (ACV) é comumente usada para entender melhor os impactos ambientais durante o ciclo de vida de um produto. A ACV é uma ferramenta avaliativa dos impactos ambientais da cadeia de valor dos produtos, considerando a produção e aquisição de matérias-primas, fabricação e montagem, transporte, uso e disposição.

Por meio da ACV, é possível selecionar indicadores ambientais apropriados para avaliar o desempenho de abordagens alternativas à produção e ao processo, apoiar a tomada de decisão e fornecer a base de melhores práticas de negócios (KOZLOWSKI, 2012).

Nesta perspectiva, este trabalho teve como objetivo quantificar a redução de impactos ambientais por meio da Avaliação do Ciclo de Vida de um calçado que utiliza materiais alternativos para sua produção e comparar seus impactos à fabricação em um cenário de produção com materiais convencionais, demonstrando a importância de soluções circulares que podem reduzir os impactos ambientais sobre o meio ambiente e para a indústria da moda.

Introdução

Objetivo e Escopo

O estudo considerou os limites de fluxo da fronteira do berço ao portão, começando com a extração de recursos para produção de matérias primas até a fase em que os calçados foram produzidos. O ICV considerou a expansão do sistema como materiais alternativos, evitando o uso de novas matérias-primas e o descarte de resíduos de tecidos.

A Figura 01 apresenta o fluxo elementar relacionado à produção de calçados, considerando o cenário utilizando materiais convencionais e alternativos. Os materiais convencionais e alternativos são apresentados na Tabela 1. Além disso, a unidade funcional (UF) definida neste estudo foi um par de calçados, por ser considerada adequada para comparar o desempenho dos materiais.

Tabela 1: Materiais convencionais e alternativos

<i>Componente</i>	<i>Material Convencional</i>	<i>Material Alternativo</i>
Tecido	Jeans	Retalhos de Jeans
Palmilha Interna	Poliéster	Papelão
Palmilha Externa	Poliuretano	Resíduos de bojo de sutiã
Sola	Poliuretano	Resíduos de Poliuretano

Inventário de Ciclo de Vida (ICV)

O estudo considerou os limites de fluxo da fronteira do berço ao portão, começando com a extração de recursos para produção de matérias primas até a fase em que os calçados foram produzidos. O ICV considerou a expansão do sistema como materiais alternativos, evitando o uso de novas matérias-primas e o descarte de resíduos de tecidos.

Categorias de impactos

A avaliação de impacto ambiental utilizou o método de avaliação de impacto de ciclo de vida revisado por pares e reconhecido internacionalmente ReciPe Midpoint (Hierarchist) versão 1.09. As métricas utilizadas nesta análise foram todas as disponibilizadas pelo respectivo método. O intuito foi avaliar de uma maneira completa todos os impactos existentes por categoria.

Resultados e Discussão

Os resultados dos dois cenários são apresentados na tabela 2. A figura 2 apresenta o desempenho normalizado de cada cenário em relação as diferentes categorias de impacto

Tabela 2: Impactos ambientais calculados

<i>Categoria de Impacto</i>	<i>Unid.</i>	<i>Material Convencional</i>	<i>Material Alternativo</i>
Ocupação de terras agrícolas	m ²	1,48	0,16
Mudanças Climáticas	kg CO ₂ eq	4,97	-0,08
Esgotamento Fóssil	kg óleo eq	1,49	-0,05
Eutrofização de água doce	kg P eq	0,0014	-0,0001
Eutrofização marinha	kg N eq	0,0033	-0,0004
Ecotoxicidad e em água doce	kg 1,4-DB eq	0,055	0,011
Ecotoxicidad e marinha	kg 1,4-DB eq	0,05	0,01
Ecotoxicidad e terrestre	kg 1,4-DB eq	0,019	-0,009
Toxicidade humana	kg 1,4-DB eq	1,58	0,17
Radiação Ionizante	kBq U235 eq	0,68	-0,11
Depleção de metais	kg Fe eq	0,28	0,04
Transformação de terra natural	m ²	0,0010	0,0004
Material particulado	kg PM10 eq	0,010	-0,0003
Acidificação terrestre	kg SO ₂ eq	0,025	-0,002
Depleção de água	m ³	21,78	4,98

Figura 1: Limite do sistema de dois cenários de produção de calçados

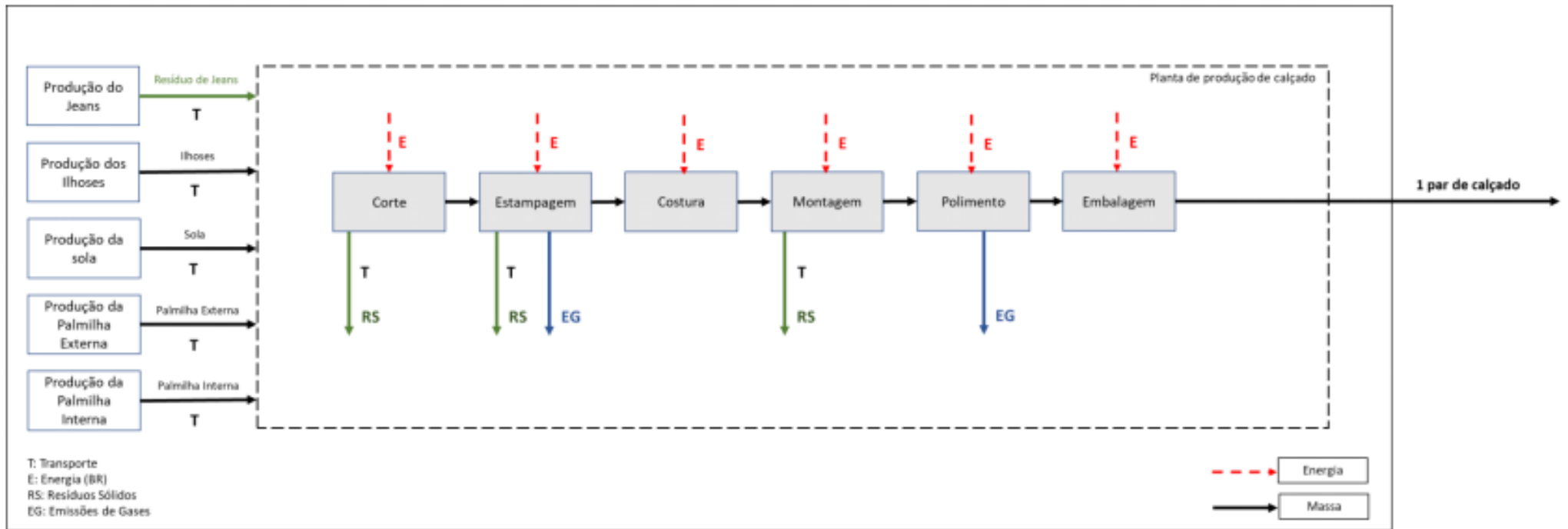
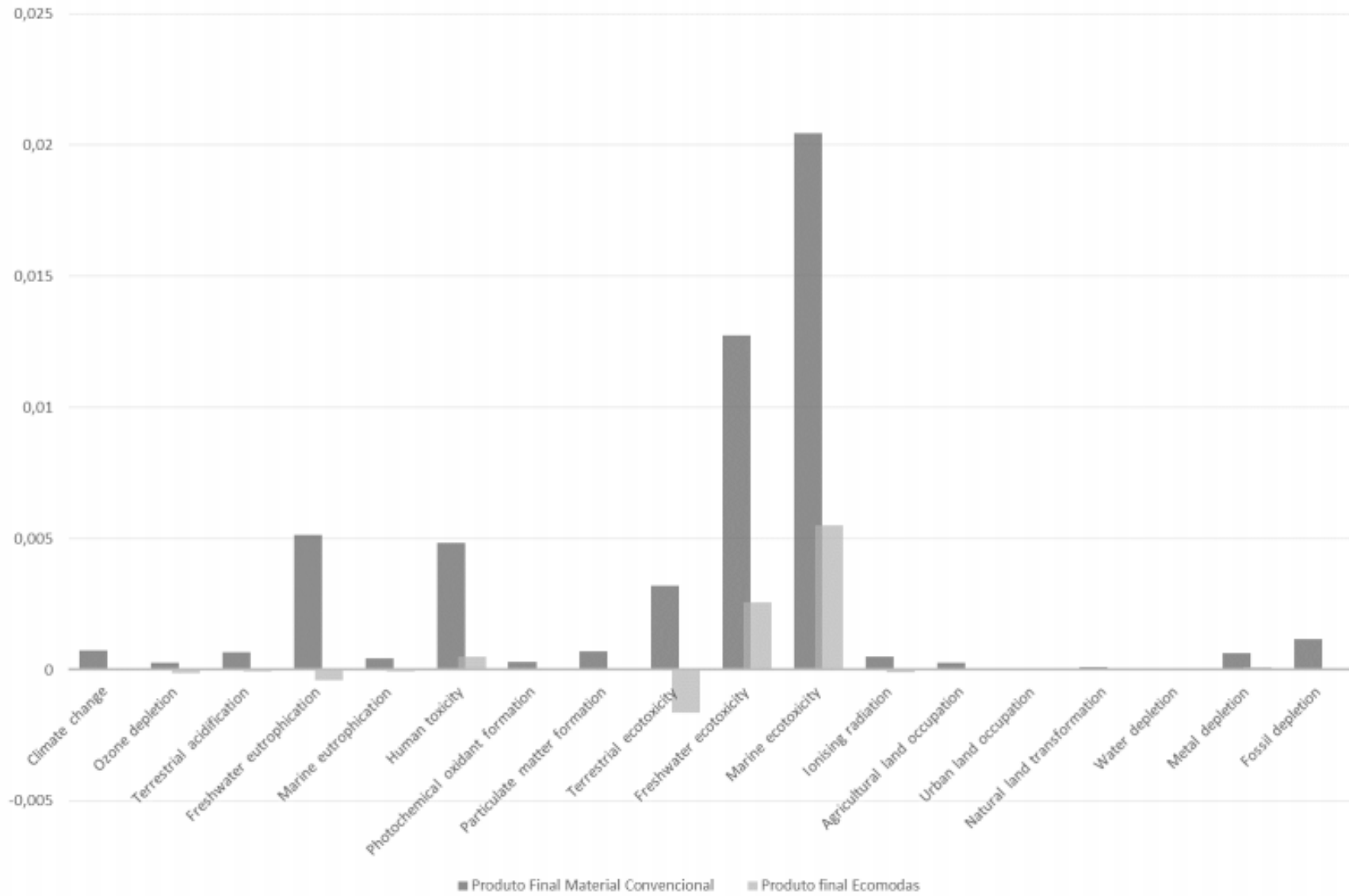


Figura 2: Impactos ambientais por categoria (normalizados)



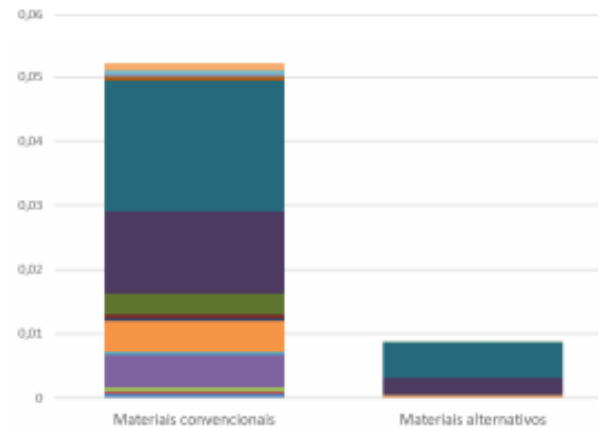
Os resultados demonstram que a categoria de Ecotoxicidade Marinha e Ecotoxicidade em Água Doce apresentaram os impactos mais significativos em comparação as demais categorias em ambos os cenários.

Esses resultados são semelhantes aos encontrados por Albers et al. (2008). Ao analisar o ciclo de vida de quatro tipos de calçados, Albers et al. identificou que os maiores contribuintes dos impactos ambientais foram as categorias de impacto de toxicidade. Ainda, os resultados destacaram a fase agrícola do ciclo de vida do calçado como o principal fator responsável de impacto.

Outrossim, ao analisarmos por categoria de impacto ambiental é possível verificar que o calçado produzido com materiais alternativos oferece impacto ambiental menor em todas as categorias de impacto avaliadas. Além disso, ofereceu impacto positivo por meio de impacto evitado em nove das dezoito categorias.

Desta forma, na análise de impacto ambiental consolidado dos dois cenários, o calçado produzido com materiais alternativos apresenta menor impacto ambiental ($\pm 0,006$) comparado ao calçado produzido com materiais convencionais ($\pm 0,052$), conforme figura 3. Este resultado é corroborado por outros estudos, que observaram melhor desempenho ambiental na produção de calçados com materiais recicláveis em comparação com outros sistemas (Serweta et al., 2019).

Figura 3: Impactos ambientais consolidados



Conclusão

O cenário de produção de calçados com materiais alternativos apresentou os menores impactos nas categorias analisadas. Ao comparar o cenário de material alternativo com o cenário de material convencional houve uma redução de aproximadamente 88% do impacto ambiental no limite do berço ao portão, considerando que os resíduos têxteis não são descartados em aterros sanitários e o uso de materiais virgens são evitados. Apesar dos efeitos positivos, é importante uma avaliação de impacto ambiental na fase de uso para garantir a mesma vida útil entre os produtos. Ainda, é importante entender melhor os impactos evitados do uso de materiais alternativos, como resíduos têxteis ou materiais reciclados, considerando toda a vida útil do produto.

Referências

- Albers K, Canepa P and Miller J (2008), Analyzing the Environmental Impacts of Simple Shoes: A life Cycle Assessment of the Supply Chain and Evaluation of End-of-life Management Options, The Donald Bren School of Environmental Science and Management, University of California, Santa Barbara
- Joergens, C. (2006) Ethical Fashion: Myth or Future Trend?’, Journal of Fashion 5. Marketing and Management 10.3: 360-371.
- MEASURING FASHION: Environmental Impact of the Global Apparel and Footwear Industries Study. 2019
- Muthu, S. S. (2013). The environmental impact of footwear and footwear materials. Handbook of Footwear Design and Manufacture, 266–279. doi:10.1533/9780857098795.3.266
- WorldFootwear, <https://www.worldfootwear.com/news/globalfootwear-industry-positive-dynamics-in-2018/4048.html>. Acessado em 14/01/2020.
- Kozłowski. Environmental impacts in the fashion industry: a life cycle and stakeholder framework, Journal of Corporate Citizenship, Vol. 2012, No. 45, pp. 16-36, 2012.

Análise do Ciclo de Produção de Instalação Provisória para Canteiros de Obras

Christine Miranda Dias ¹

Sheyla Mara Baptista Serra ²

¹ Mestra pela Escola Politécnica da Universidade de São Paulo

² Professora Associada, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PPGECiv), Universidade Federal de São Carlos

christinemdias@gmail.com; sheylabs@ufscar.br

Resumo

Durante a fase de projeto do canteiro de obras, o projeto dos ambientes de trabalho é tão importante quanto a disposição dos fluxos físicos de materiais necessários à execução dos serviços. Neste contexto, esta pesquisa visou averiguar as etapas do ciclo de produção de determinada tipologia de construção temporária presente no mercado nacional, além de verificar os respectivos aspectos de reúso e reciclagem de seus componentes. Os resultados obtidos indicam que não existe um padrão para o ciclo de produção nem para o caráter sustentável das edificações temporárias, sendo que para uma mesma instalação pode haver diferentes opções, as quais dependem das condições que variam de acordo com as empresas, clientes e formas de comercialização.

Palavras-chaves: instalações provisórias, construções temporárias, canteiro de obras, construção civil, sustentabilidade.

Introdução

A distribuição das áreas de vivência e o posicionamento das instalações provisórias (IP), ou temporárias, necessárias em uma obra são tradicionalmente feitos de maneira empírica, prevalecendo experiências de empreendimentos

anteriores, sendo comumente executadas sem critérios. Isso ocorre apesar da existência da legislação NR-18 (Brasil, 2018) e da norma técnica NBR 12284 (ABNT, 1991) referentes ao canteiro de obras. Porém, os profissionais da construção têm percebido que um bom projeto de canteiro de obras pode gerar muitas vantagens gerenciais e financeiras tanto para a obra a ser executada quanto em longo prazo para a construtora (Almeida, 2015). Portanto, o planejamento do *layout* do canteiro bem a determinação do sistema construtivo a ser empregado nas instalações provisórias estão se tornando aspectos relevantes do mercado.

De acordo com Santo Jr e Azzolini (2009), a dificuldade de se aplicarem as normas técnicas e as legislações referentes às condições das construções provisórias nos canteiros de obras é uma questão cultural, pois, em grande parte do tempo, o engenheiro responsável preocupa-se com a produção e os gastos relacionados diretamente com resultados visíveis e imediatos. Deste modo, é fundamental que as empresas se conscientizem das perdas inerentes ao não planejamento das instalações temporárias, assim como prevejam sistemas construtivos reutilizáveis em empreendimentos futuros e adequados às necessidades dos trabalhadores dos escritórios e operários, a fim de alcançar benefícios sociais, econômicos e ambientais.

Existem no mercado diferentes tipologias e soluções que podem ser aplicadas às instalações temporárias em canteiro de obras (Dias e Serra, 2017). Entretanto, nem sempre as tecnologias

construtivas encontram-se eficientemente resolvidas do ponto de vista tecnológico ou possuem soluções que possibilitem adequadas condições de trabalho aos operários.

Neste cenário, é objetivo deste trabalho conhecer o ciclo de produção de determinada instalação provisória para canteiros de obras, evitando o descarte das instalações temporárias a cada nova obra, garantindo a sustentabilidade ambiental por meio da redução dos resíduos gerados por etapa da construção.

O projeto das instalações provisórias

Saurin (1997) aposta na padronização do projeto das IP de canteiro como uma estratégia a ser utilizada por empresas que constroem obras com tipologias semelhantes. Com isso, as IP podem possuir características idênticas em todos os empreendimentos, ao passo que sejam respeitadas as particularidades de cada *layout* do canteiro de obras. Para o autor, esta padronização é ambientalmente justificada e recomendada devido à repetição do ciclo das instalações, independentemente da tecnologia empregada, podendo trazer os benefícios:

- Diminuição das perdas de materiais devido ao reaproveitamento;
- Fim do improviso, por existirem diretrizes definidas em obras anteriores;
- Facilidade no planejamento de novo *layout*;
- Conformidade com as normas vigentes;
- Melhoria das condições de trabalho;

- Melhoria da imagem da construtora no mercado.

Segundo Arslan (2007), é viável a construção de instalações temporárias com determinados materiais, que podem ser desmontáveis, recicláveis e, até mesmo, reutilizáveis. Tal solução construtiva poder ser também necessária em situações de catástrofes e com necessidade de construções emergenciais para abrigo provisório da população afetada.

Para Santo Jr. e Azzolini (2009) é observada no mercado a oferta de diversos sistemas construtivos desenvolvidos para uso de IP em canteiros de obra, porém, que não são muito difundidos. Para os autores, estas instalações podem ser armazenadas e reutilizadas inúmeras vezes, de acordo com as necessidades de cada obra ou construtora.

Assim, observa-se que o uso de tecnologias construtivas com boa qualidade e capacidade de reuso; melhoria das condições de serviço de execução; e a adoção de critérios de dimensionamento adequados baseados nas normas vigentes são tecnicamente viáveis. Torna-se importante projetar de maneira correta esta fase do processo construtivo que resultará em menores gastos com aquisição de materiais e desperdícios ao buscar o reaproveitamento dos elementos em empreendimentos futuros.

Ciclo de produção das instalações provisórias

O ciclo de produção das tipologias de construções temporárias em especial não é

abordado pelos referenciais teóricos. Este tipo de edificação se caracteriza por ter um tempo de vida reduzido, com possibilidades de reuso e reciclagem devido à desmobilização das instalações ao final da fase de execução da obra.

De acordo com Arslan (2007), o material gerado após desmontagem de um edifício temporário pode ser categorizado em:

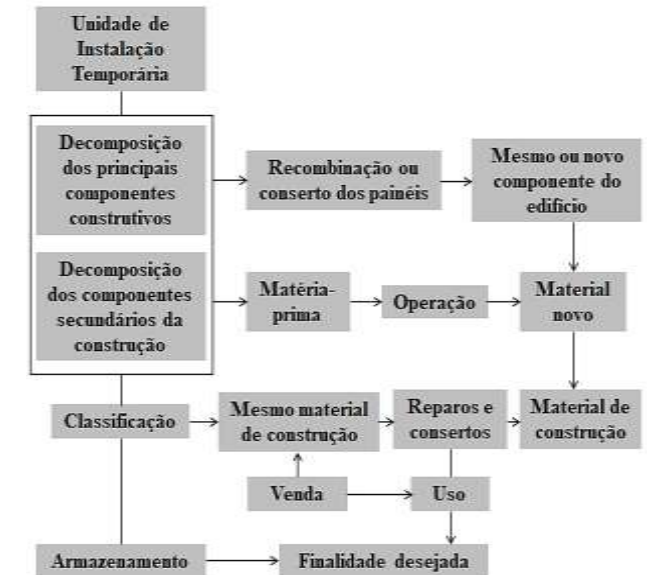
- material reciclado: material processado que depois de selecionado é processado em um novo material construtivo;
- material de reuso: material de construção que é novamente utilizado, sem alterar sua forma ou natureza;
- matéria-prima: material desmontado que é transformado em outra matéria-prima para a engenharia.

Na Figura 1, são identificados os procedimentos possíveis e os fluxos dos componentes da construção após a desmontagem da instalação temporária:

- os componentes principais (painéis e paredes) podem ser reutilizados, adaptados ou consertados para uso em um próximo edifício;
- os componentes secundários (vigas, pilares e estacas) podem ser processados da mesma forma que os principais ou se tornarem matéria-prima para novos componentes.

O mesmo autor demonstra que os componentes podem ser disponibilizados para venda ou colocados para uso futuro, conforme Figura 1.

Figura 1: Processos de reutilização e reciclagem de construções temporárias



Fonte: adaptado de Arslan (2007)

Com relação ao fim da vida, Arslan e Cosgun (2008) defendem que essas edificações devem ser desmontadas com uma perda mínima de energia e de material, tornando possível a reutilização e reciclagem de seus componentes, infraestrutura e superestrutura.

Estudo de caso

Para obtenção dos dados usou-se o método de abordagem indutiva por meio de observação indireta, com realização de visita técnica, coleta de documentos e de entrevista para aplicação de questionário à empresa fabricante do sistema. As informações coletadas foram analisadas qualitativamente para serem identificadas as

etapas referentes ao ciclo de produção da instalação provisória em estudo.

Instalação provisória em polietileno reciclado

Trata-se de uma solução construtiva baseada em uma estrutura reticular metálica, envolvida por placas em polietileno de alta densidade (PEAD) reciclado, que tem a função principal de vedação e ajudam na sustentação da estrutura.

O sistema apresentado é solução comercializada no Brasil para construções temporárias em canteiros, possui registro de desenvolvimento e patente depositada. Observou-se que a concentração dos clientes está no nordeste brasileiro, local de origem do fabricante.

Baseado nos conceitos de coordenação modular, os projetos devem seguir a modulação da placa que possui dimensões de 0,84 x 0,53 x 0,09 metros. O preenchimento das placas pode ser feito com material isolante de preferência do cliente, visando promover a melhoria acústica e térmica. A Figura 2 apresenta preenchimento feito com poliestireno expandido (EPS).

Na estrutura de suporte são fixados verticalmente perfis “H” em policloreto de vinila (PVC) reforçados com aço em seu interior (Figura 3). Estes elementos permitem o deslizamento das placas, que recebem perfis “H” horizontais também em PVC, o que confere a ligação das peças e aumenta a rigidez estrutural. O sistema se fixa em guias metálicas apoiadas sobre o terreno, as quais, além de nivelar a base da estrutura, têm a função de

receber a primeira camada de piso da instalação, executada em placas de polietileno com 50% de materiais reciclados.

Figura 2: Preenchimento da placa com material isolante (EPS)

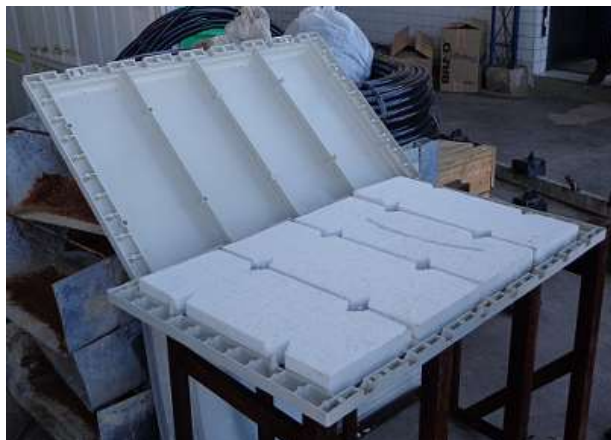


Figura 3: Vista do piso e dos perfis metálicos



Por fim, são colocadas guias metálicas na parte superior dos perfis verticais (Figura 4), cujas funções são interligar os elementos, distribuir as

cargas da cobertura uniformemente pelas paredes e posicionar o forro de PVC. Esta estrutura também serve de suporte para a fixação da cobertura.

Figura 4: Placas instaladas e guias metálicas para instalação do forro de PVC e travamento da estrutura



O conforto térmico no ambiente é garantido pelo forro de PVC e pelas aberturas distribuídas de forma a manter a ventilação no interior da edificação. Os caixilhos e esquadrias devem possuir dimensões múltiplas da modulação das placas, pois serão colocados em vãos previamente projetados, mostrado na Figura 5.

As demais soluções construtivas mais adotadas para esta tecnologia são: cobertura composta por telhas em aço trapezoidais, sendo o forro executado em PVC; sistema elétrico é feito de forma convencional com canaletas aparentes; instalações hidrossanitárias aparentes sobre as placas; caixilhos e esquadrias convencionais.

Figura 1 Aberturas para a colocação de esquadrias



Etapas do ciclo de produção

A empresa fornecedora da IP não é a responsável direta pela fabricação de todos os componentes - sua função é adquirir todos os materiais necessários tanto para a produção dos elementos quanto para a montagem final da instalação temporária. Desta maneira, as matérias-primas básicas dos perfis estruturais (aço carbono) e das placas plásticas (partículas de PEAD) são fornecidas por outras empresas e encaminhadas às indústrias de transformação. Acessórios como telhas, perfis de PVC, EPS, esquadrias e tubulações de instalações elétricas e hidrossanitárias, são comprados prontos diretamente no mercado varejista.

De acordo com a empresa, uma edificação com área igual a 42 m², construída com esta tecnologia, leva três dias para ficar pronta. Possui economia de até 30% nos custos totais de obra, em comparação às estruturas de IP

convencionais. Outra análise é a redução de até 50% da necessidade de mão de obra, resultando em menos custos operacionais.

A empresa não definiu o tempo exato de vida útil da inovação. Porém, considerando que as condições de uso e conservação das instalações sejam adequadas, a manutenção do sistema na fase de utilização costuma ser muito baixa, referindo-se, normalmente, à substituição de placas que sofreram algum dano. Ao término da obra, com a devolução do produto, podem ser feitos serviços relacionados à pintura dos perfis estruturais e limpeza dos componentes.

Por meio da análise do estudo realizado, foi possível desenvolver dois ciclos de produção para este tipo de instalações provisórias, considerando o tipo de fornecimento: se alugadas ou se compradas pelos clientes. Os fluxogramas das etapas são observados nas Figuras 6 e 7, juntamente com as atividades de transportes realizadas durante o processo.

Quando o processo for de “aluguel”, a empresa se compromete com a logística reversa e com a recuperação dos componentes. No caso da “venda”, proporciona o aparecimento de novas empresas no mercado que adquirem o produto como usuárias ou como fornecedoras, visando inseri-lo novamente no mercado.

Análise de desempenho

Por se tratar de uma instalação provisória para canteiro de obras, os ensaios de desempenho da NBR 15575 (ABNT, 2013) não se aplicam a

este tipo de edificação. No entanto, diferentes melhorias e análises foram desenvolvidas pela empresa desde o início de sua fabricação em 2007. Conforme informações fornecidas pela empresa, foram realizados os ensaios de:

- resistência a impactos externos com bom desempenho;
- estanqueidade: se observou vazamento na face interna, próxima ao encaixe entre as placas (local mais suscetível a falhas), quando feito o teste de água sob pressão;
- desempenho térmico: a temperatura no interior dos ambientes foi aferida diariamente durante três meses (dezembro a fevereiro). Foram realizados testes nas condições: (1) sem nenhuma intervenção na habitação; (2) após a instalação de um forro em PVC, criando um ático ventilado embaixo do telhado; (3) e após a pintura externa das paredes com uma coloração mais clara do que as placas, objetivando minimizar os efeitos de absorção da radiação solar incidente. Percebeu-se a redução da temperatura interna depois da colocação do forro em PVC, com uma diminuição média de 1 °C. Após a pintura externa, os valores da temperatura no interior do protótipo variaram de 0,3 °C a 0,8 °C acima do valor máximo externo.

Outra análise diz respeito à segurança em situação de incêndio, o que está em estudo pela empresa, para que a IP seja capaz de apresentar reação e resistência ao fogo necessárias aos “Contêineres Adaptados” (SSP-SP, 2018).

Figura 6: Etapas do ciclo de produção de instalações provisórias em polietileno (ALUGUEL)

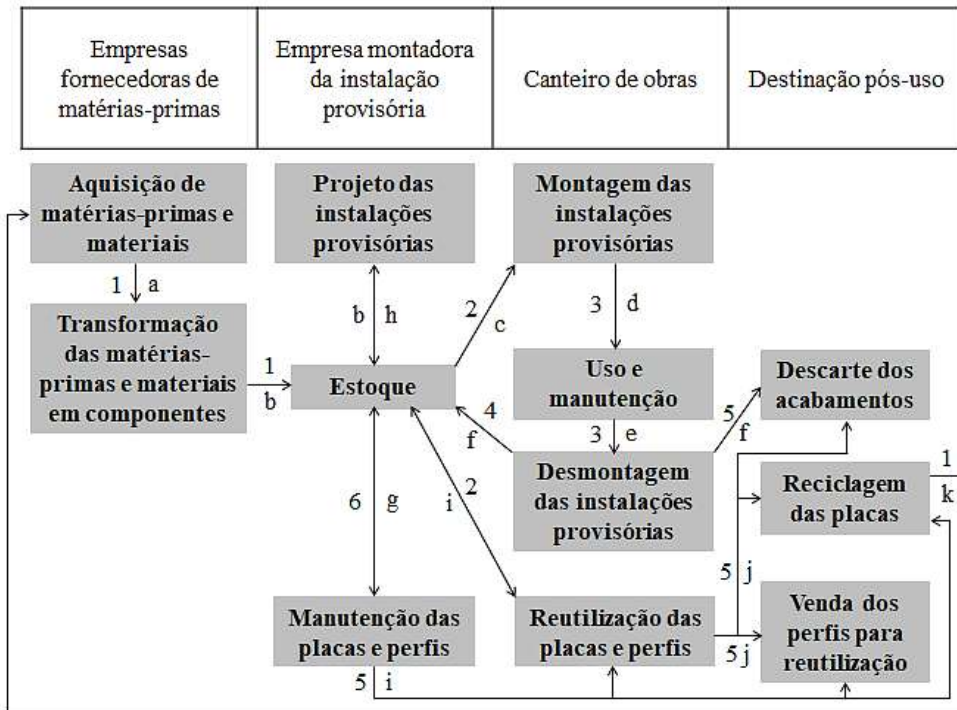
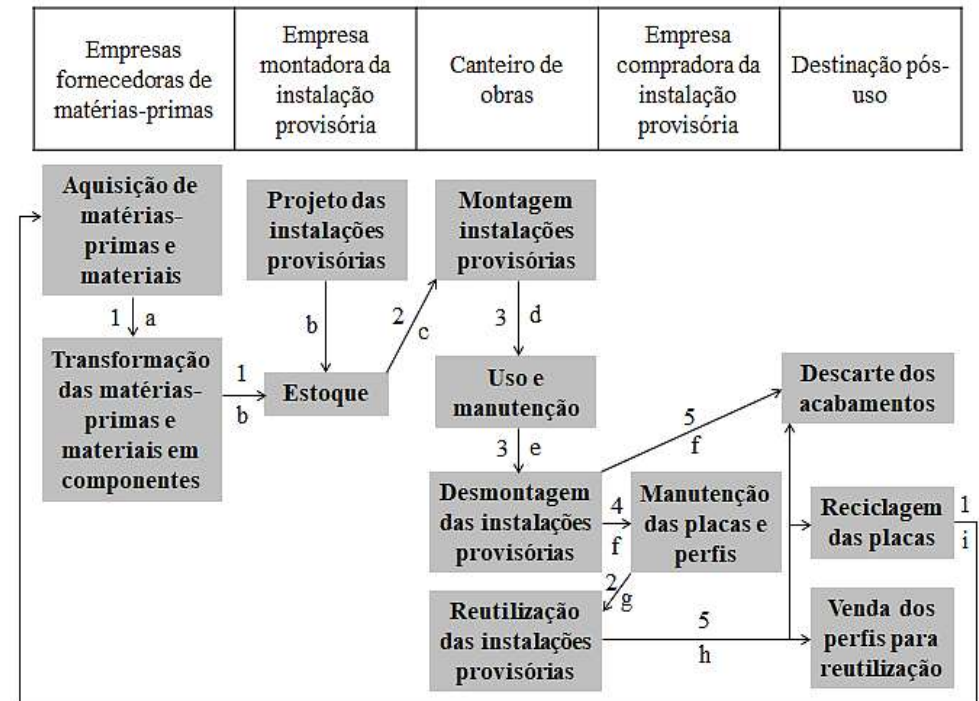


Figura 7:- Etapas do ciclo de produção de instalações provisórias em polietileno (VENDA)



Legenda: (1) transporte entre diferentes empresas; (2) transporte entre a fornecedora ou a compradora das construções temporárias e o canteiro; (3) possível transporte no canteiro; (4) transporte entre o canteiro e a fornecedora das construções temporárias; (5) transporte para a destinação final, seja a reciclagem, o reúso em outros setores ou a disposição em aterros; (6) transporte dentro da empresa fornecedora da instalação.

As letras indicam a sequência do ciclo; letras iguais representam etapas que ocorrem paralelamente.

Conclusões

Todo canteiro de obras deve contar com áreas de apoio durante a construção, representadas pelas instalações provisórias (IP). Para que o canteiro de obras seja considerado sustentável, devem ser respeitados os aspectos ambiental, social e econômico na análise das soluções a serem adotadas. As empresas podem se conscientizar que o investimento em tecnologias traz benefícios, como melhor desempenho, mais qualidade e possibilidade de vários reúso, visando reduzir o descarte dos resíduos das construções.

Em relação à tipologia de construção estudada, um mesmo sistema construtivo pode possuir diversos ciclos quando são analisados fatores como forma de aquisição, localização da obra ou possibilidades de reutilização, por exemplo. Contudo, mesmo com estes condicionantes, verificaram-se as seguintes etapas do ciclo de produção das instalações provisórias: aquisição e transformação da matéria-prima, montagem conforme especificações em projetos, uso, manutenção, desmontagem e fim do ciclo pós-uso, que pode englobar o reúso, a reciclagem ou o descarte, sendo que essas três destinações podem ocorrer simultaneamente.

Dentre as diferenças entre os ciclos de produção destaca-se a atribuição de responsabilidade pela etapa dependendo do tipo de fornecimento, por exemplo, a manutenção dos componentes pode ficar sob o encargo da empresa montadora ou da empresa compradora da instalação provisória.

Do mesmo modo, deve-se frisar a importância das atividades de transporte, presentes a cada mudança de fase desde o processo de fabricação até a disposição final.

O aspecto sustentável das tecnologias é bastante relativo, não se podendo afirmar qual é a mais ou menos ecologicamente correta, pois cada tipologia apresenta qualidades que visam à sustentabilidade. Podem ser considerados enfoques distintos, como a retirada de materiais improdutivos do meio ambiente, a utilização de menos recursos para a produção de seus elementos, ou a concepção de um sistema possível de ser reaproveitado incontáveis vezes.

Além disso, observa-se que mesmo uma edificação de permanência provisória deve atender aos aspectos de conforto, segurança e salubridade de seus usuários.

Assim sendo, não existe nas referências nem no mercado um padrão que estabeleça exatamente quais são as etapas do ciclo de produção das instalações provisórias. Todavia, é fundamental que todas as etapas sejam analisadas com base no sistema construtivo empregado para que se avaliem fatores que englobem características sociais, funcionais, econômicas e de redução dos impactos ambientais com a reutilização dessas estruturas temporárias, para uma análise mais adequada acerca de seu caráter sustentável.

Agradecimentos

À empresa fornecedora da IP que colaborou com a pesquisa e ao Projeto de Rede

Colaborativa CANTECHIS – Tecnologias para Canteiro de Obras Sustentável de Habitações de Interesse Social (HIS), convênio 01.11.0056.00 - FINEP (Financiadora de Estudos e Projetos).

Referências bibliográficas

- Almeida, L.R. (2015) Estudo de sistemas construtivos pré-fabricados modulares aplicados em canteiros de obras. 74f. Monografia de Curso de Especialização em Construção Civil da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte, MG.
- Arslan, H. (2007) Re-design, re-use and recycle of temporary houses. *Building and Environment*, v. 2, p. 400-406. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2005.07.032>
- Arslan, H. e Cosgun, N. (2008) Reuse and recycle potentials of the temporary houses after occupancy: example of Duzce, Turkey. *Building and Environment*, v.43, p. 702-709. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2007.01.051>
- Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) (1991) NBR 12.284: áreas de vivência em canteiros de obras – procedimentos. Rio de Janeiro.
- ____ (ABNT) (2013) NBR 15.575: Desempenho de edificações. Rio de Janeiro. 6 partes.
- Brasil. Ministério do Trabalho e Emprego (2018) Norma Regulamentadora n. 18 (NR-18): Condições e meio ambiente de trabalho na indústria da construção. Brasília.
- Dias, C.M. e Serra, S.M.B. (2017) Instalações Provisórias Pré-fabricadas para Canteiros de Obras. In: *Tecnologia para canteiro de obras sustentável*. Serra, S.M.B. et al. (Org.). p.213-234. <http://dx.doi.org/10.26626/978-85-5953-027-8.2017C0011.p.213-234>
- Santo Jr, A.P.E. e Azzolini, R.L. (2009) Instalações elétricas provisórias em canteiros de obras: estudos de casos. 50 p. Trabalho de Conclusão de Curso – Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade da Amazônia, Belém.
- Saurin, T.A. (1997) Método para diagnóstico e diretrizes para planejamento de canteiros de obra de edificações. 162 p. Dissertação (Mestrado) – Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Secretaria de Estado dos Negócios da Segurança Pública de São Paulo (SSP-SP). Corpo de Bombeiros. (2018) Instrução Técnica 03/2018: Terminologia de segurança contra incêndio. 30p. Disponível em: http://www.corpodebombeiros.sp.gov.br/dsci_publicacoes2/_lib/file/doc/it_03_2018.pdf.

Inventário do ciclo de vida de biogás para geração de energia elétrica: estudo de caso em uma fazenda leiteira

¹ Beatriz Pereira da Costa

² Sandra Maria da Luz

Programa de Pós-Graduação em Ciências Mecânicas,
 Departamento de Engenharia Mecânica, Universidade de
 Brasília, Brasília, DF, 70910-900, Brasil

¹ biapereirac@gmail.com

² sandraluz@unb.br

Resumo

A industrialização tem gerado grandes quantidades de resíduos tóxicos para o meio ambiente. Assim, o desenvolvimento de estudos sobre fontes de energia mais sustentáveis são primordiais para manter a qualidade do meio ambiente. Além disso, a gestão de resíduos de subprodutos industriais é necessária para reduzir várias questões socioeconômicas referentes à poluição ambiental. Uma alternativa para suprir essa necessidade é utilizar resíduos para geração de energia, tornando um substrato que é altamente poluidor ao meio ambiente em produto com maior valor agregado, como o biogás, um biocombustível altamente valioso. Assim, é de grande relevância avaliar o perfil ambiental do biogás, para quantificar e analisar os potenciais impactos ambientais. Portanto, o presente trabalho tem como objetivo elaborar um inventário do ciclo de vida (ICV) da produção de biogás para geração de energia elétrica, utilizando o esterco do gado leiteiro como fonte. O inventário foi elaborado com a coleta de dados e procedimentos de cálculo para quantificar as entradas e saídas relevantes

do sistema. Os resultados mostraram dados locais da produção diária de dejetos, biogás, eletricidade e coprodutos, onde 93 animais produzem 3160 kg de dejetos, o que gera 186 Nm³ de biogás, fornecendo 283,4 kWh de energia elétrica, demonstrando ser uma produção sustentável, onde se reutiliza todos seus coprodutos, como também uso o biocombustível, biogás, que minimiza as emissões ao ar.

Palavras-chave: biogás, esterco, inventário do ciclo de vida, eletricidade.

Introdução

Preocupações com o meio ambiente e setor energético tem levado a um número crescente de estudos e aplicações com foco em energia renovável. Diferentes tipos de biomassa representam fontes abundantes para o desenvolvimento e aplicação de energias alternativas (MAKKA et al., 2017).

Há diversas formas de aproveitamento energético de biomassa, incluindo a produção de biogás, bioetanol e biodiesel. Levando o foco para a produção de biogás, este se dá por meio da digestão anaeróbia que compreende quatro etapas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. Durante esses processos a biomassa é transformada em biogás (MAKKA et al., 2017).

O biogás é composto principalmente por metano (CH₄) dióxido de carbono (CO₂), resultante da decomposição bacteriana anaeróbia de compostos orgânicos sem a presença de

oxigênio. Em termos percentuais, além de conter por cerca de 50–75% de metano e 25–50% de dióxido de carbono, ainda apresenta nitrogênio (<1–2%), hidrogênio (0–1%), sulfeto de hidrogênio (0–2%) e oxigênio (<1%) (LOMBARDI, FRANCINI, 2019; SARKER et al., 2020).

A sociedade moderna gera elevadas quantidades de resíduos, devido a produção de bens e serviços para atender às demandas sociais. Essa produção além de produzir grandes níveis de dejetos, ela esgota os recursos naturais e degrada o meio ambiente. A grande quantidade de resíduos gerados é um desafio em termos de tratamento, porém ao mesmo tempo, apresenta uma oportunidade para a produção de recursos e energia sustentáveis. Dentre as tecnologias de tratamento de resíduos orgânicos, a digestão anaeróbia é considerada promissora (MURATÇOBANOGLU et al., 2020; HERNÁNDEZ et al., 2020).

A cultura bovina leiteira é uma atividade importante para o agronegócio, onde há geração de renda e emprego direto. No entanto, ela produz um elevado volume de dejetos, o que contribui para a degradação ambiental. Uma das alternativas para mitigar os impactos ambientais é a digestão anaeróbia para geração de biogás. Esse biogás pode ser usado de diversas formas como combustível, geração de calor e geração de energia elétrica. A geração de eletricidade a partir de resíduos de gado e agrícolas é uma excelente alternativa para a gestão de resíduos,

mitigação de potenciais, problemas ambientais e geração de energia limpa (ARDEBILI, 2020). Além disso, a produção de biogás a partir de esterco animal é uma das tecnologias eficazes para reciclagem de nutrientes e redução das emissões de GEE (LI et al., 2020; WU et al., 2020).

Um ponto importante a ser requisitado, são as informações detalhadas sobre a produção de biogás para avaliar os impactos do ciclo de vida. Essas informações podem ser levantadas usando a estrutura do inventário do ciclo de vida (ICV). Este inventário envolve o estudo dos fluxos de entradas e saídas para um sistema de produto, no caso o biogás para a geração de energia. A análise de ICV, segue a estrutura da ISO 14040 (ABNT, 2009). Os estudos de ICV compreendem três fases: a definição do objetivo e escopo, a análise do inventário e a interpretação. A metodologia também envolve a coleta de dados, onde são identificados os insumos e produtos, como: de energia e matérias-primas, produtos, coprodutos, resíduos líquidos e sólidos e emissões (ABNT, 2009).

Assim, o presente trabalho tem como objetivo a elaboração de um Inventário de Ciclo de Vida (ICV) para um sistema de produção de biogás para geração de energia elétrica, a partir de um estudo de caso em uma fazenda leiteira local.

Com este estudo pretendeu-se levantar dados nacionais para processo de geração de biogás

para geração de energia elétrica utilizando como matéria-prima esterco do gado leiteiro.

Metodologia

Nesta análise, os limites do sistema vão desde a coleta do esterco até a geração de energia elétrica que é usada na fazenda nos horários de pico abastecendo a sede, a ordenha e o barracão onde ficam os bovinos. Neste estudo, a coleta de dados de ICV foi realizada por meio do preenchimento de questionários de ICV. Foram incluídos no ICV os processos de manejo e transporte do esterco, tratamento da matéria-prima, produção de biogás e produção de energia elétrica. E os dados que não foram obtidos através de visitas técnicas, realizou-se consulta à literatura.

Para emissões ao ar do motor gerador movido a biogás e o trator movido a diesel foi usado o cartão de Ringelmann, instrumento que mensura a densidade das emissões produzidas pela queima de combustíveis líquidos ou sólidos emitidos por veículos ou fontes estacionárias, como também dados secundários. Já os dados de emissões do manejo do esterco, foi realizada uma revisão na literatura, obtendo parâmetros usados como base para calcular as emissões da fazenda leiteira.

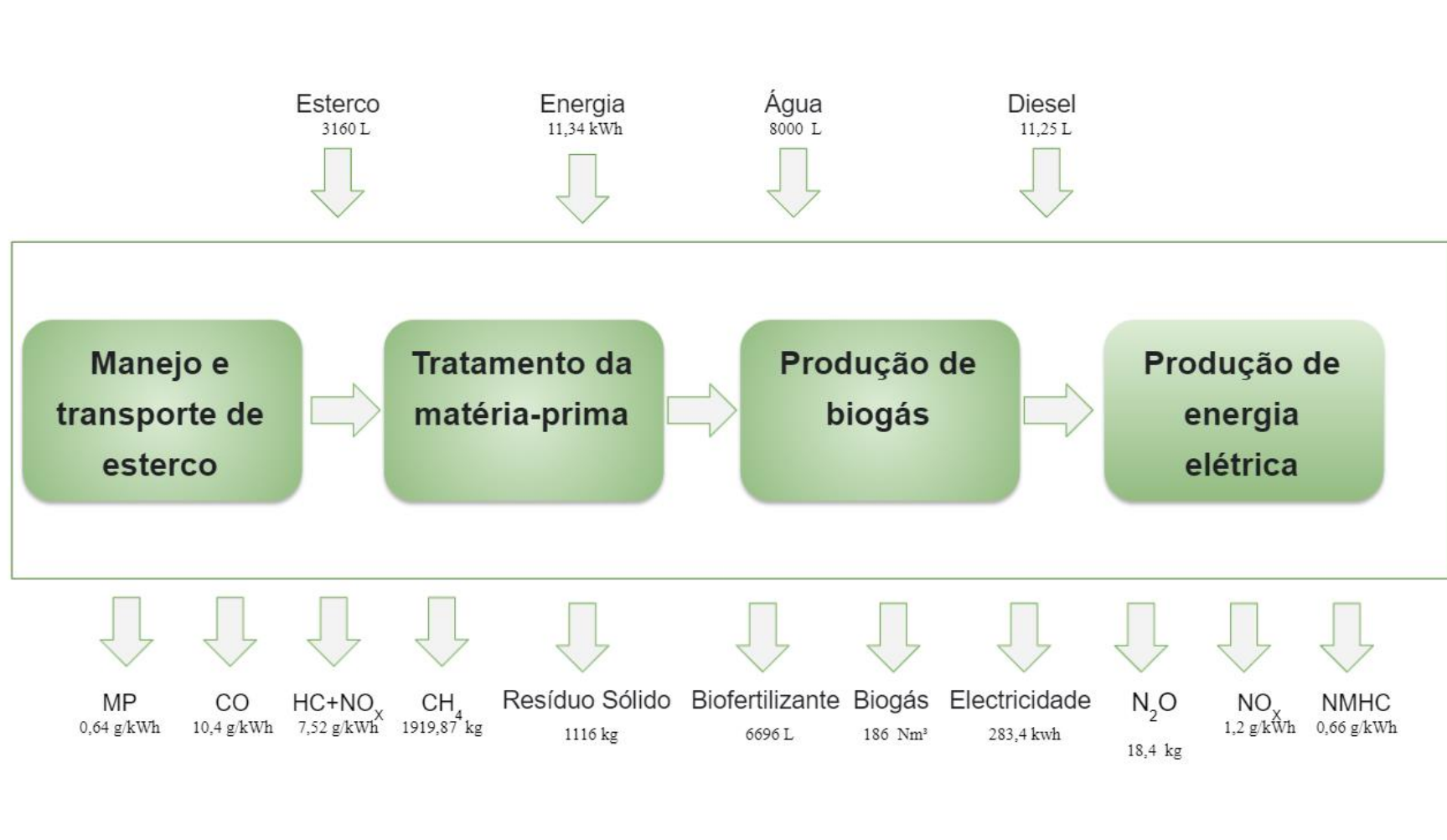
Inventário do Ciclo de Vida

A coleta de dados deste trabalho envolveu a prospecção de informações primárias a partir de

visitas técnicas à fazenda Saia Velha localizada em Luziânia - GO, bem como a partir de dados secundários da literatura.

A Figura 1 exibe o fluxograma do processo produtivo mapeando seus fluxos de entradas e saídas.

Figura 1: Processos que foram inventariados desde a coleta de dejetos até a geração de energia a partir do biogás



Descrição Do Sistema

A produção de biogás advindo do resíduo da produção leiteira para geração de energia elétrica compreende quatro processos principais: Manejo e transporte do esterco; tratamento da matéria-prima; produção do biogás; e produção de energia elétrica.

Manejo e transporte do esterco

Os animais são direcionados diariamente para quatro pistas inclinadas de concreto, próprias para armazenagem dos dejetos expelidos pelos bovinos. Assim que a capacidade das pistas é atingida, as pistas são lavadas com água, utilizando um trator de jato d'água de 75 CV, movido a diesel. Assim, os dejetos juntamente com a água são canalizados até um tanque homogeneizador. No tanque homogeneizador, a mistura de dejetos e água são homogeneizados com o auxílio de um misturador de potência 3 kW e uma bomba de sucção de 5,5 kW. O motor misturador tem como função homogeneizar a mistura água/ estrume, já a bomba de sucção envia a mistura ao motor separador.

Tratamento da matéria-prima

O motor separador de potência 9,2kW proporciona a separação entre as partes líquidas e sólidas. O chorume, parte líquida, é destinado ao biodigestor e a parte sólida, resíduo, é

utilizada como cama animal.

Produção do biogás

O líquido subtraído do motor separador é canalizado ao biodigestor, onde é realizado o processo de digestão anaeróbia transformando parte em biogás seco para alimentação do motor gerador, e parte em resíduo líquido, que é armazenado e reutilizado no biodigestor tipo lagoa anaeróbia, com agitação, com capacidade de 1576 m³ de líquido e 771,1 m³ de biogás.

Produção de energia elétrica

O biogás produzido durante a biodigestão é então canalizado, passando por um queimador. Caso haja excesso de produção de biogás, este queimador é responsável pela queima do biogás excedente. Assim, o biogás seco é levado até um filtro, onde são retidas todas as impurezas contidas no biogás. Por fim, chegando ao grupo motor-gerador de 120 kVA, onde o gás é queimado como combustível, e é convertido em eletricidade. Nos horários de pico, o sistema elétrico é desligado da rede da concessionária. Daí então, o excedente de energia é utilizado para abastecer a sede da fazenda, como os processos de ordenha e o barracão onde ficam os bovinos.

Resultados e Discussão

A propriedade realiza atividades de agricultura e bovinocultura, sendo a produção de leite a principal atividade desenvolvida na fazenda. O rebanho é composto por 93 vacas leiteiras em regime de confinamento, que produzem diariamente cerca de 34 kg de esterco por animal. Assim, a produção diária de dejetos é de 3160 kg. Os principais dados de inventário são: Entrada: energia, esterco, água, diesel; e Saída: biogás, emissões para o ar, eletricidade, composto sólido e biofertilizantes.

A Tabela 1 apresenta os dados dos insumos, produtos, emissões e coprodutos do inventário do ciclo de vida.

Tabela 1: Inventário de materiais e energia de entradas e saídas (por dia).

parâmetro	unidade	valor
Entradas		
Esterco	L	3160
Água	L	8000
Diesel	L	11,25
Energia	Kwh	11,3355
Saída		
Biogás	Nm ³	186
Eletricidade	Kwh	283,4
Resíduos sólidos	kg	1116
Biofertilizantes	L	6696

A Tabela 1 mostrou dados diários relevantes da fazenda leiteira, a produção de 3160 kg de

dejetos, a de 186 Nm³ de biogás e a 283,4 kWh da produção de eletricidade, como também informações da quantidade de coprodutos gerados. Resende (2017) obteve uma produção de 9.200kg de dejetos e aproximadamente 350m³ de biogás, para uma fazenda com 230 animais. Pasiano *et al.* (2015) obteve uma produção de 0,15 m³ biogás/m³digestor por dia para um rebanho de 1020 animais. Assim, os dados obtidos mostraram-se satisfatórios quando comparados à literatura.

Conama (2017), traz os programas de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores: PROCONVE e PROMOT, onde são estabelecidos limites máximos de emissões de motores. A partir desses limites, juntamente com o cartão de Ringelmann, foram calculadas as emissões para fazenda saia velha dos motores movidos a biogás e a diesel. Os resultados estão apresentados nas Tabelas 2 e 3.

Tabela 2: Inventário de emissões ao ar motor do gerador movido a biogás (por dia).

<i>Emissões ao ar</i>	<i>Unidade</i>	<i>Valor</i>
Monóxido de carbono (CO)	g/kWh	2,4
Metano (CH ₄)	g/kWh	0,33
Hidrocarbonetos não metano (NMHC)	g/kWh	0,66
Óxidos de nitrogênio (NO _x)	g/kWh	1,2

Os dados recuperados da literatura, estabeleceram emissões de 4 g/kWh para CO, 0,55 g/kWh para o CH₄, 1,1 g/kWh para NMHC e 2 g/kWh para NO_x para motores movido a gás natural (CONAMA,2017). Assim, com o auxílio do cartão de Ringelmann foi possível mensurar a porcentagem da densidade das emissões do motor a biogás, que obteve o resultado de 20% e com ambos parâmetros foram calculadas as emissões apresentadas na Tabela 2.

Tabela 3: Inventário de emissões ao ar trator movido a diesel (por dia).

<i>Emissões ao ar</i>	<i>Unidade</i>	<i>Valor</i>
Monóxido de carbono (CO)	g/kWh	8
Hidrocarbonetos + óxidos de nitrogênio(HC + NO _x)	g/kWh	7,52
Material particulado (MP)	g/kWh	0,64

Para os motores movidos a diesel a literatura trouxe resultados de 5 g/kWh para CO, 4,7 g/kWh para HC+NO_x e 0,4 g/kWh para MP (CONAMA,2017). Com o cartão de Ringelmann foi medido 80% de densidade de emissões para este motor, e com ambos dados foram calculadas as emissões apresentadas na Tabela 3.

Os resultados das Tabelas 2 e 3 mostraram que para o motor a biogás onde obteve-se 20% de densidade das emissões e para o motor a diesel obteve 80% de densidade das emissões.

Demonstrando a importância da utilização de fontes limpas de energia, como o biogás, para mitigação dos impactos ambientais.

Apesar da qualidade relativamente boa dos dados de inventário sobre entradas operacionais e fluxos em diferentes etapas do processo, alguns dados primários não estavam disponíveis para as emissões ao ar. Portanto, os dados de emissões do manejo do esterco foram recuperados da literatura (CARVALHO, et al., 2016).

Carvalho (2016), em seu estudo considerando o manejo do esterco de vacas leiteiras, obteve a ordem de 7535,32 kg CH₄/cabeça/ano e 70,08 kg N₂O/cabeça/ano. Com esses parâmetros foram calculadas as emissões do manejo de esterco na fazenda Saia Velha apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4. Inventário de emissões ao ar, manejo do esterco (por dia).

<i>Emissões ao ar</i>	<i>Unidade</i>	<i>Valor</i>
CH ₄	Kg CH ₄ /dia	1919,96
N ₂ O	Kg N ₂ O/dia	18,04

Assim a fazenda apresenta baixas emissões ao ar relacionadas ao manejo do esterco, devido haver a gestão do esterco, usado como biomassa para geração de energia.

Conclusões

O inventário do ciclo de vida de biogás para geração de energia elétrica, utilizando esterco de gado, nos traz resultados de dados locais da produção da fazendeira leiteira. Essas informações podem ser inseridas no banco de dados nacional, contribuindo ao aumento da competitividade da indústria simultaneamente com melhoria do desempenho ambiental de produtos e serviços.

O estudo proporcionou dados da produção diária de dejetos, biogás, eletricidade e coprodutos da fazenda leiteira, onde 93 animais produzem 3160 kg de dejetos, o que gera 186 Nm³ de biogás, fornecendo 283,4 kWh de energia elétrica, o suficiente para abastecer a sede, a ordenha e o barracão por cerca de 3 horas ao dia. Assim, a fazenda demonstra ter uma produção sustentável, onde seus coprodutos são reutilizados dentro do próprio processo. O esterco usado na produção de biogás, o composto sólido utilizado como cama animal e o biofertilizante reutilizado no biodigestor, são exemplos que minimizam os danos ambientais que estes resíduos gerariam caso fossem reaproveitados.

O biogás mostra-se um combustível eficiente e com baixas emissões, quando comparado ao diesel, mostrando a importância do uso de biocombustíveis para a mitigação dos impactos ambientais em sistemas energéticos.

Agradecimentos

À Fazenda Saia Velha, Luziânia/GO/Brasil pela disponibilização de seus dados para realização deste estudo, ao CNPq e FUNDEP (27192.01.01/2020.06-00).

Referências bibliográficas

Makka, A. N., Rétfalvi, T., Hofmann, T., (2017). Utilization of Oak (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) Bark for Anaerobic Digested Biogas Production. *Acta Silv, Lign. Hung.* Vol. 13, Nr.2, 125-134.

Rocha, M. V. P., (2010). Produção de Bioetanol a partir de Pedúnculo de Caju (*Anacardium occidentale* L.) por Fermentação Submersa. Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Tese de Doutorado.

Muratçobanoglu, H., Gokçek, O. B., Mert, R. A., Zan, R., Demirel, S., (2020). Simultaneous synergistic effects of graphite addition and co-digestion of food waste and cow manure: Biogas production and microbial community. *Bioresource Technology*. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123365>

Hernández, E. M., Guerras, L. S., Martín, M., (2020). Optimal technology selection for the biogás upgrading to biomethane. *Journal of Cleaner Production*. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122032>

Ardebili, S. M. S., (2020). Green electricity generation potential from biogas produced by anaerobic digestion of farm animal waste and agriculture residues in Iran. *Renewable Energy*. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.02.102>

Li, B. et al., (2020). Influence of anaerobic digestion on the labile phosphorus in pig, chicken, and dairy manure. *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140234>

Wu, W., Cheng, L. C., Chang, J., (2020). Environmental life cycle comparisons of pig farming integrated with anaerobic digestion and algae-based wastewater treatment. *Journal of Environmental Management*. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110512>

ABNT. (2009). ABNT NBR ISO 14040: Gestão ambiental-avaliação do ciclo de vida-princípio e estrutura. Associação Brasileira de Normas Técnicas, Rio de Janeiro, 2ª edição, pp. 1-21.

Carvalho, L. S., et al., (2016). Estimativa Das Emissões De Metano E Óxido Nitroso Da Produção De Leite No Território De Identidade Médio Sudoeste Da Bahia. XXXVI Encontro Nacional De Engenharia De Produção, João Pessoa/PB.

CONAMA, (2017). Programas de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores: PROCONVE (automóveis, caminhões, ônibus e máquinas rodoviárias e agrícolas) e PROMOT (motocicletas e similares).

Resende, S. I. M., (2017). Análise do ciclo de vida e estudo técnico econômico da implantação de um sistema de cogeração com biogás em uma fazenda leiteira. Programa De Pós-Graduação Em Engenharia De Energia, Universidade Federal de São João Del-Rei. Dissertação de Mestrado.

Pasiano, R., et al., (2015). Environmental implications of anaerobic digestion for manure management in dairy farms in Mexico: a life cycle perspective. *Environmental Technology*, 36:17, 2198-2209.

Estudo Preliminar dos Efeitos de uma Embalagem Plástica para o Comércio de Mangas no Aquecimento Global

Camila M da Rocha¹

Thiago Santiago Gomes²

Elen B. A. V. Pacheco²

¹Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica, Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Rio de Janeiro, RJ, Brasil

²Instituto de Macromoléculas Professora Eloisa Mano, Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Rio de Janeiro, RJ, Brasil
camila.marcal@poli.ufrj.br

Resumo

Uma embalagem para o transporte de manga, da produção ao centro de distribuição, foi desenvolvida com o objetivo de reduzir as perdas existentes no transporte. É constituída por uma base retornável, feita de polietileno de alta densidade reforçada com fibra vegetal e uma base de poli(tereftalato de etileno), ambas confeccionadas de matéria-prima pós consumo. A Avaliação do Ciclo de Vida foi utilizada para o cálculo da pegada de carbono do sistema que entrega 1 kg de manga, próprias para comercialização e consumo, ao seu destino final. A produção da embalagem se mostrou uma etapa crítica da cadeia de suprimento, sendo responsável por cerca de 66% das emissões de CO₂ eq, seguida das atividades relacionadas ao beneficiamento da manga (lavagem no packinghouse e transporte da fruta embalada), que emitiu cerca de 30% de todo o CO₂ eq do sistema. A decomposição das mangas descartadas no aterro foi responsável por 3% das emissões. O restante das emissões se divide entre as atividades relacionadas à reutilização das embalagens e tratamentos de fim de vida das mesmas. Este resultado indica que a etapa de fabricação das embalagens é a etapa mais crítica quanto à pegada de carbono, na cadeia de distribuição de mangas.

Palavras-chaves: Avaliação do Ciclo de Vida, Pegada de Carbono, embalagem, manga.

Introdução

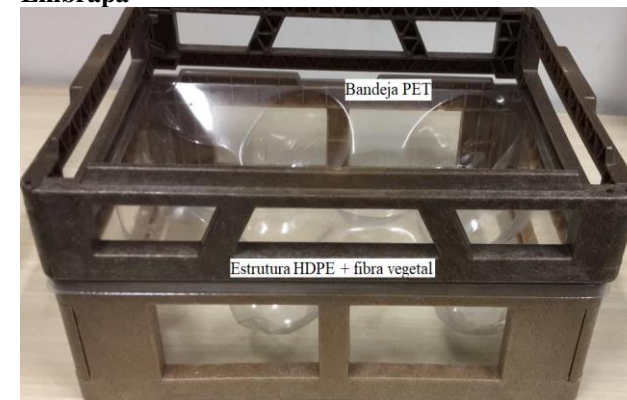
Embora o uso do plástico ofereça benefícios em suas diversas aplicações, este material é constantemente alvo de críticas devido à sua dificuldade em ser destinado corretamente (North e Halden, 2013; Jambeck, et al., 2015). Apesar do desafio da destinação final, as embalagens plásticas, quando pensadas numa perspectiva mais holística, podem afetar positivamente o transporte de alimentos e reduzir o impacto na geração de resíduos (Wikström et al., 2019; Wohner et al., 2019). A principal contribuição das embalagens se dá através da proteção dos alimentos, reduzindo seu desperdício e otimizando os esforços empenhados na sua produção (Herpen, Immink e Puttelaar, 2016).

Observa-se desperdício de alimentos ao longo de toda a cadeia produtiva, desde a agricultura até o consumidor final. A fase de transporte é a mais problemática, contribuindo com 50% do total de perdas pós-colheita no Brasil (EMBRAPA, 2014). O restante das perdas está distribuído entre comercialização (30%) e consumo (20%). Dados específicos sobre manga indicam que as perdas dessa fruta, na fase de comercialização, alcançam valores na faixa de 15%, dependendo do centro distribuidor onde a manga é vendida (Perosa, Silva e Arnaldi, 2009; Machado, Carvalho e Neto, 2017). Além de uma melhoria no perfil ambiental da distribuição de alimentos, a redução dessas perdas vai ao encontro dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável

(ODS), lançado pela Organização das Nações Unidas (ONU) (ONU, 2015).

Alinhado a este tema, o Núcleo de Excelência em Reciclagem e Desenvolvimento Sustentável (NERDES), localizado na Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), o Instituto Nacional de Tecnologia (INT) e a Embrapa desenvolveram uma embalagem plástica para o transporte de mangas, desde a sua produção, até sua comercialização em mercados nacionais e internacionais. Essa embalagem, denominada *Mangobox* (Figura 1), é composta de polietileno de alta densidade (HDPE), poli(tereftalato de etileno) (PET) e resíduos agrícolas de fibra de bucha vegetal. Foi conceituada para ser retornável e reduzir as perdas relacionadas ao transporte e comercialização. O objetivo deste estudo foi quantificar a pegada de carbono da manga brasileira embalada na *Mangobox*, identificando as etapas críticas e opções para melhoria e redução de impacto.

Figura 1: Embalagem desenvolvida pela UFRJ, INT e Embrapa



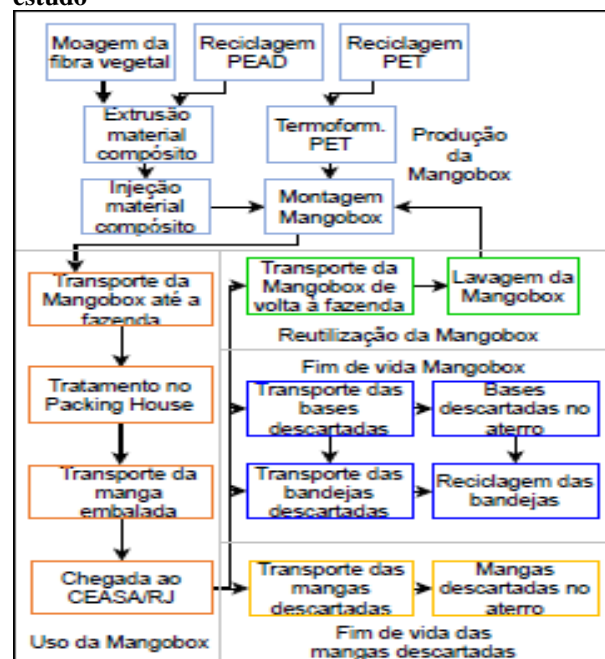
Metodologia

A quantificação da pegada de carbono desenvolvida neste estudo seguiu o proposto pela norma ISO 14067 (2018) e considerou as etapas da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), preconizadas pelas normas ISO 14040 (2006) e 14044 (2006). O escopo da quantificação da pegada de carbono estudada considera a transformação e a montagem da embalagem, transporte da embalagem até o local de tratamento da manga (*packinghouse*), transporte da manga embalada até o centro de distribuição da mercadoria, transporte da embalagem e das mangas descartadas ao seu tratamento de fim de vida e tratamento de fim de vida da embalagem e das frutas descartadas (Figura 2).

A Central de Abastecimento da cidade do Rio de Janeiro (CEASA/RJ) foi considerada o destino final da manga, no escopo deste estudo. A CEASA/RJ apresenta grande relevância na comercialização da manga no cenário nacional, sendo o segundo maior comercializador no Brasil (mais de 18,6 mil toneladas vendidas até junho de 2021), ficando atrás somente da Companhia de Entrepósitos e Armazéns Gerais de São Paulo (CEAGESP) (PROHORT/SIMAB, 2021). A Unidade Funcional do sistema utilizada foi a entrega de um quilo de manga embalada na CEASA/RJ, própria para comercialização, considerando o retorno da *Mangobox* para recebimento de novo carregamento de manga. O ponto de partida foi o local de produção da manga, que nesse estudo foi a cidade de Petrolina, em Pernambuco.

Petrolina é o maior produtor brasileiro de manga, produzindo um total de 369 mil toneladas em 2019, o que representa 26% da produção nacional de manga (IBGE/PAM, 2019).

Figura 2: Etapas do ciclo de vida consideradas no estudo



A embalagem Mangobox

A *Mangobox* é uma embalagem plástica composta de duas estruturas - uma bandeja de PET, onde serão acomodadas as mangas, devendo ser ajustada ao seu calibre (tamanho); e uma estrutura dobrável e empilhável feita de um material compósito de HDPE e fibra vegetal, onde as bandejas deverão ser depositadas. A massa média total das embalagens, incluindo as

duas estruturas, é de 699,8 g. A massa de HDPE corresponde a 550,8 g; a massa da fibra corresponde a 61,2 g (10% da estrutura dobrável) e a massa do PET é igual a 87,8 g. Os plásticos utilizados na produção da embalagem foram considerados de origem pós-consumo.

Desde 2008, a Agência Nacional de Vigilância Sanitária - Anvisa aprovou uma resolução que autoriza e impõem critérios para a utilização de PET pós-consumo reciclado em contato direto com alimentos (ANVISA RDC 20, 2008). O HDPE não entra em contato direto com a fruta, podendo também ser de origem pós-consumo. A fibra vegetal é obtida diretamente com os produtores de esponja natural de banho, recebida como resíduo agrícola. A fronteira da análise é a indústria transformadora que produz a embalagem. Como se trata de um estudo preliminar, os potenciais fornecedores da fibra vegetal e do plástico pós-consumo ainda não foram identificados e o seu mapeamento está previsto para as próximas etapas do estudo.

Definiu-se, então, genericamente o distrito industrial de Petrolina como a origem das embalagens após a identificação de indústrias com potencial de desenvolvimento dessa embalagem na região, através de levantamento feito pela internet, com o auxílio do *Google Maps*. Buscou-se por empresas de transformação de todos os tipos de plástico, limitadas à um raio de no máximo 50 km de distância da região produtora, que não fossem microempresas e que tivessem o CNPJ ativo, verificado por meio de consulta no site da

Receita Federal. As palavras chave da busca foram: indústria, transformação, plástico, Petrolina e Pernambuco.

Premissas

- A eletricidade foi assumida como a combinação da rede elétrica nacional brasileira. Essa base de dados reúne informações da matriz elétrica do Brasil de forma geral. Como os processos ocorrem com a utilização da energia da rede nacional, optou-se por essa alternativa;
- A *Mangobox* entra em contato com a manga no *packinghouse* da fazenda produtora, ponto no qual começa sua atuação na redução das perdas do produto;
- Foram considerados 3% de perdas de manga entre o *packinghouse* e a CEASA/RJ, com a utilização da *Mangobox* (Soares, 2021);
- A *Mangobox*, ao seguir até a CEASA/RJ, deverá retornar ao produtor utilizando o mesmo caminhão. Já existe um processo de logística com caixas de madeira reutilizadas que também retornam no mesmo caminhão que transporta a fruta (Gomes, 2015). Além disso, a base retornável pode ser dobrada, o que diminui seu volume original, permitindo que ocupe menor espaço no caminhão em seu retorno (Soares, 2021).

Inventário do Ciclo de Vida

O plástico utilizado na fabricação da *Mangobox* foi proveniente do pós-consumo, sendo

atribuído à embalagem somente o gasto de energia, consumo de material e as emissões relacionados ao processo de reciclagem. O processo de reciclagem do PET foi modelado pelo laboratório NERDES/UFRJ, com dados primários. O processo de reciclagem do HDPE foi modelado utilizando-se dados de Faria (2010) e Valt (2004) para a realidade brasileira. O resíduo vegetal da esponja foi recebido diretamente da fábrica produtora e precisou passar por um processo de moagem. Este processo foi modelado pelo laboratório NERDES/UFRJ com dados primários. Os dados para a modelagem dos processos de transformação do plástico para fabricação da *Mangobox* foram retirados da planta piloto do NERDES/UFRJ e correspondem as atividades de extrusão, injeção e termoformação do material reciclado. Os dados primários para termoformação coletados no laboratório do NERDES são relativos ao processamento do poliestireno de alto impacto (HIPS). Como a temperatura de processamento do HIPS e do PET não apresentam diferenças significativas, utilizou-se os dados para a termoformação do HIPS como dados de entrada do processamento do PET.

O compósito de HDPE e fibra corresponde à fração retornável da embalagem *Mangobox*. Estimou-se que a embalagem possa retornar no mínimo 20 vezes, uma vez que há uma expectativa de 6 meses de comercialização intensa da manga durante todo o ano, havendo a possibilidade de a *Mangobox* retornar pelo

menos 4 vezes ao ano. Com isso, para uma embalagem com expectativa de vida de ao menos 5 anos, seria viável seu retorno 20 vezes, quantidade considerada neste estudo. Dados da EMBRAPA apontam uma porcentagem de quebra de 2,5% no período de um ano (Soares, 2021).

Antes de ser reutilizada, cada embalagem deve passar por uma higienização. Dados sobre a lavagem das embalagens foram obtidos mediante consulta às especificações técnicas de uma máquina fabricada para higienização de caixas plásticas retornáveis (LOGIMAQ 2121). As bandejas de PET seguirão para a reciclagem (55%) (ABIPET, 2020) e aterro sanitário municipal (45%). As estruturas reutilizáveis seguirão no transporte da manga, inúmeras vezes, até apresentarem inviabilidade de uso – sendo considerado aqui como 20 vezes. Posteriormente, cada estrutura de material compósito será enviada ao aterro sanitário, para tratamento final, etapa também incluída no estudo.

Os processos de transporte, modelagem do aterro sanitário, modelagem do sistema de fornecimento de energia elétrica, da água e do diesel foram retirados da base de dados do *Software GaBi 9.2* (Sphera Solution 2021) (Tabela 1). As distâncias percorridas foram calculadas considerando a origem e o destino de cada material utilizado no transporte da manga embalada até seu destino final (Tabela 2). Os dados do inventário podem ser observados na Tabela 3.

Tabela 1: Processos retirados do GaBi 9.2

Processo	Nome do processo	Repres. Temp.
Água	EU-28: Tap water from groundwater ts	2019 a 2022
Energia	BR: Electricity grid mix ts	2016 a 2022
Diesel	BR: Diesel mix at refinery ts	2016 a 2022
M.O. aterro sanitário	EU-28: Biodegradable waste on landfill	2019 a 2021
Plástico no aterro sanitário	EU-28: Plastic waste on landfill	2019 a 2021
Transp.	GLO: Truck, Euro 4, 26 - 28t gross weight / 18.4t payload capacity	2019 a 2022

Tabela 2: Distâncias percorridas por material

Material	Origem	Destino	Quilom.
Mangobox	Dist. Ind. Petrolina	Packinghouse	30
Manga embalada	Packinghouse	CEASA/RJ	2010
Mangas descartadas	CEASA/RJ	Aterro sanitário	60
Bases descartadas	CEASA/RJ	Aterro sanitário	60
Bandejas descartadas	CEASA/RJ	Reciclagem	20
Bases retor.	CEASA/RJ	Packinghouse	2010

Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida

Para a realização da Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV), o método ReCiPe 2016 *Midpoint*, modelo hierárquico (H), foi aplicado (Goedkoop et al., 2013). A categoria de impacto considerada no estudo foi Aquecimento Global,

considerando o carbono biogênico. Os resultados foram normalizados para melhor entendimento da magnitude relativa dos efeitos do sistema estudado. A normalização foi feita utilizando-se a abordagem mundial com o ano de referência sendo 2010. A análise foi conduzida com o auxílio do *Software* GaBi versão 9.2 (Sphera Solution 2021).

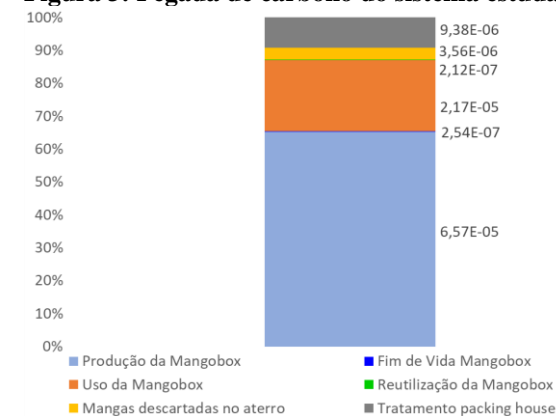
Tabela 3: Dados do inventário do ciclo de vida

Processo	Fluxo	Valor	Origem dados
Reciclagem PET	Eletricidade	1,1 MJ/kg	Laboratório NERDES
Reciclagem PET	Água	3,0 l/kg	Laboratório NERDES
Reciclagem HDPE	Eletricidade	1,4 MJ/kg	Faria (2010)
Reciclagem HDPE	Diesel	0,01 l/kg	Valt (2004)
Extrusão compósito	Eletricidade	17,6 MJ/kg	Laboratório NERDES
Injeção compósito	Eletricidade	49,1 MJ/kg	Laboratório NERDES
Termoformação PET	Eletricidade	281,0 MJ/kg	Laboratório NERDES
Moagem da fibra vegetal	Eletricidade	0,9 MJ/kg	Laboratório NERDES
Lavagem da Mangobox	Água	1,0 l/caixa	Logimaq
Lavagem da Mangobox	Eletricidade	0,1 MJ/caixa	Logimaq

Resultados e discussão

A pegada de carbono total da preparação, processo da embalagem e entrega da manga, transportada na *Mangobox*, é de $1,0E-04$ kg de CO_2 eq, para valores normalizados (Figura 3). Este resultado considera os 20 retornos da

embalagem diluídos na entrega da Unidade Funcional. A produção da *Mangobox*, incluindo a reciclagem dos plásticos utilizados, a moagem da fibra vegetal e os processos de transformação, apresentou a maior emissão de CO_2 eq ($6,6E-5$ kg), correspondendo à 66% do total de emissões, sendo a maior contribuição associada ao uso de energia na etapa de termoformação do PET.

Figura 3: Pegada de carbono do sistema estudado

O uso de tecnologias mais eficientes, que apresentem uma menor perda exérgica no processo, pode contribuir na diminuição do impacto relacionado à esta etapa crítica na produção da embalagem proposta (SÖGÜT, 2012). Há ainda a possibilidade da diminuição da espessura do filme de PET das bandejas, ou a utilização de PET com menor viscosidade intrínseca, porém se faz necessária a verificação do impacto destas alternativas na resistência mecânica da embalagem (Barlow e Morgan, 2013; Zhu, Guillemat, Vitrac, 2019; Choi, Yoo e Park, 2018). Como o objetivo da embalagem é

reduzir as perdas de manga que existem ao longo de sua logística, a adoção de tais medidas deve ser estudada para assegurar que uma diminuição do impacto da produção da embalagem não ocasione uma diminuição em sua capacidade de proteger o alimento (Licciardello e Piergiovanni, 2020). Estudos indicam que em alguns casos um aumento da carga ambiental associada à embalagem pode ser justificado por uma melhoria na sua função de proteger o alimento (Willians, Wikström e Lofgren, 2007; Williams e Wikström, 2010; Hanssen, Svanes e Schakenda, 2012).

A segunda maior contribuição está associada ao transporte da manga embalada até o destino final. Somente as emissões associadas ao caminhão que transporta a manga somam 20% do total emitido em todo o ciclo de vida, correspondendo à $2,0E-05$ kg de CO_2 eq. A utilização do diesel nesse transporte tem uma contribuição menor, sendo 1% do total emitido pelo sistema em estudo ($1,3E-06$ kg CO_2 eq.). O tratamento que a manga recebe no *packinghouse*, antes de ser colocada na embalagem, contribui com 9% do total de emissões, sendo $9,4E-06$ kg CO_2 eq. Esse tratamento utiliza água e energia, sendo o uso da água mais relevante para a pegada de carbono dessa fase, emitindo $7,3E-06$ kg CO_2 eq. A destinação das mangas danificadas e impróprias para consumo ao aterro sanitário contribuiu em 3% ($3,6E-06$ kg de CO_2 eq) do total emitido pelo sistema, considerando transporte e decomposição do material orgânico

no aterro, sendo a contribuição do transporte irrelevante nesta etapa ($1,9E-08$ kg de CO_2 eq).

O transporte da manga embalada, a destinação das mangas descartadas ao aterro e o tratamento da manga no *packinghouse* contribuem com 33% do total de CO_2 eq emitidos por todo o sistema. Esse resultado indica que o uso da embalagem desenvolvida contribui para a diminuição da carga ambiental do sistema, uma vez que evita desperdício de insumos. Além disso, impede que uma maior quantidade de alimento seja produzida para compensar o que vai ser desperdiçado ao longo da cadeia (Zhang et al, 2015; Heller, Selke e Keoleian, 2018; Sasaki et al, 2021). Para o caso da manga, com uma perda de 20% de frutas ao longo da cadeia de fornecimento, serão necessários a produção de 1,25 kg de manga, para que 1 kg seja entregue ao destino final. Diversos estudos apontam para as altas cargas ambientais associadas à produção de alimentos (Ingwersen, 2012; Svanes e Aronsson, 2013; Iriarte, Almeida, e Villalobos, 2014; Roibás, Elbehri e Hospido, 2015; Carneiro et al, 2018; Pérez-Neira e Grollmus-Venegas, 2018; Svanes e Johnsen, 2019). Qualquer perda que ocorra em fases posteriores à produção faz com que essas etapas tenham ocorrido em vão, desperdiçando os alimentos e somando os impactos associados com a etapa de produção e descarte desse alimento. Além disso, é possível notar que a decomposição dessas mangas destinadas ao aterro apresenta relevância na emissão de Gases do Efeito Estufa (GEE), que poderia ser evitada

com a diminuição das perdas ao longo da cadeia de suprimento (Gustavsson, Cederberg e Sonesson, 2011; FAO, 2013). Espera-se ainda que ocorra uma diminuição no volume de manga a ser transportado para o destino final e consequente redução na quantidade de viagens necessárias, uma vez que uma menor quantidade de manga deve ser produzida e posteriormente transportada. A influência da redução na quantidade de manga transportada na emissão de CO_2 eq ainda será avaliada em estudos posteriores.

As atividades relacionadas à reutilização da *Mangobox* (transporte até a fazenda e lavagem da embalagem) para o recebimento de novo carregamento de manga mostraram uma contribuição estatisticamente insignificante (menor que 1%), correspondendo à $2,1E-07$ kg de CO_2 eq. Os tratamentos de fim de vida da base e da bandeja também apresentaram contribuição insignificante (menor que 1%), sendo $2,5E-09$ kg de CO_2 eq. A princípio, a distância a ser percorrida pelas embalagens, apesar de longa, não se mostrou um ponto crítico na performance da embalagem (Saraiva et al, 2016), porém, estudos posteriores são necessários para a comprovação deste resultado. O critério de alocação aplicado representa uma limitação do trabalho, uma vez que não foi possível a realização de uma expansão do atual sistema, bem como a avaliação de outros métodos de alocação. Por isso, optou-se por uma abordagem *Cut Off*, desconsiderando a

carga ambiental associada à primeira vida dos plásticos.

Conclusões

O transporte de alimentos implica em perdas de produtos que poderiam ser utilizados para alimentação. Alimentos frágeis como frutas e verduras são constantemente descartados ao longo de sua cadeia de suprimento por apresentarem danos provenientes dos choques físicos a que se submetem na fase pós-colheita. A produção da embalagem proposta foi responsável por mais de 60% das emissões de CO₂ eq, se mostrando um ponto crítico da cadeia de distribuição da manga. As atividades relacionadas à manga como a lavagem no *packinghouse*, o transporte até a CEASA/RJ e a decomposição das mangas destinadas ao aterro também tiveram importância na pegada de carbono do sistema estudado, representando mais de 30% das emissões totais, demonstrando que ações para redução das perdas podem ajudar na diminuição da carga ambiental total do sistema. A embalagem proposta tem potencial para reduzir os impactos ambientais totais no ciclo de vida da manga, uma vez que reduz as perdas em seu transporte de maneira significativa. Um estudo comparativo considerando embalagens de papelão, que são comumente utilizadas para este tipo de transporte, está sendo elaborado para complementar a análise da performance da *Mangobox*.

Agradecimentos

Os autores agradecem à EMBRAPA, à Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP) e à Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP).

Referências Bibliográficas

- ANVISA RDC N 20 (2008). Dispõe sobre o Regulamento Técnico sobre embalagens de polietilenotereftalato (PET) pós-consumo reciclado grau alimentício (PET-PCR grau alimentício) destinados a entrar em contato com alimentos.
- ABIPET (2020). Censo da reciclagem do pet no Brasil. 11ª Edição
- BARLOW, C. Y., & MORGAN, D. C. (2013). Polymer film packaging for food: An environmental assessment. *Resources, Conservation and Recycling*, 78, 74–80. doi:10.1016/j.resconrec.2013.07.003
- CHOI, B., YOO, S., & PARK, S. (2018). *Sustainability*, 10(7), 2369. doi:10.3390/su10072369
- EMBRAPA, 2014. Pesquisas da Embrapa buscam formas de evitar o desperdício de alimentos. Disponível em: <http://www.brasil.gov.br/ciencia-e-tecnologia/2014/08/pesquisas-daembrapa-buscam-formas-de-evitar-o-desperdicio-de-hortalicas-e-frutas> (Acessado em 23.09.15)
- FAO (2013) Food wastage footprint
- FARIA, F.P., 2010. Environmental Performance Evaluation of Polyolefin Recycling Process Using the Cleaner Production Tools, Data Envelopment Analysis and SWOT Analysis. Doc Thesis. UFRJ.
- GOEDKOOP, M.; HEIJUNGS, R.; HUIJBREGTS, et al 2013. *ReCiPe 2008*. <https://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/publications/recipecharacterisation.pdf>.
- GOMES, G.B., 2015. Avaliação de ciclo de vida de embalagens para transporte e comércio de manga. Dissertação Mestrado. UFRJ
- GUSTAVSSON J, CEDERBERG C, SONESSON U (2011) Global Food Losses and Food Waste
- HANSEN, O. J., MEILER, H., SVANES, E., & SCHAKENDA, V. (2012). *Life Cycle Assessment Handbook*. doi:10.1002/9781118528372.ch16
- HELLER, M. C., SELKE, E. M & KEOLEIANI, G. A. *Journal of Industry Ecology*. DOI: 10.1111/jiec.12743
- IBGE/PAM (2019). Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/>
- INGWERSEN, W. W. (2012). *Journal of Cleaner Production*. doi:10.1016/j.jclepro.2012.05.035
- ISO (2006) ISO 14040: environmental management—life cycle assessment—principles and framework. ISO, Geneva
- ISO (2006) ISO 14044: environmental management—life cycle assessment—requirements and guidelines. ISO, Geneva
- ISO (2018) ISO 14067: Greenhouse gases – Carbon footprint of products – Requirements and guidelines for quantification. ISO, Geneva
- IRIARTE, A., ALMEIDA, M. G., & VILLALOBOS, P. (2014). *Science of The Total Environment*. doi:10.1016/j.scitotenv.2013.11.072
- JAMBECK, J. R., et al (2015). *Science*. doi: 10.1126/science.1260352

- LICCIARDELLO, F.; PIERGIOVANNI, L.. Packaging and food sustainability. In: *The Interaction of Food Industry and Environment*. Academic Press, 2020. p. 191-222.
- LOGIMAQ (2021). <https://logimaq.com.br/> (Acessado em 09.06.2021)
- MACHADO, W. R. B., CARVALHO, R. M. C. & NETO, A. F. (2017). *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente*, Maringá (PR). DOI: <http://dx.doi.org/10.17765/2176-9168.2017v10nEd.esp.p75-90>
- NORTH, E.J., HALDEN, R.U., 2013. *Environ. health J*. 28 (1), 1e8. <http://dx.doi.org/10.1515/revch-2012-0030>.
- PÉREZ-NEIRA, D., & GROLLMUS-VENEGAS, A. (2018). *Landscape and Urban Planning*. doi:10.1016/j.landurbplan.2018.01.001
- ONU. 2015. *Objetivos de Desenvolvimento Sustentáveis*. Disponível em: < <https://brasil.un.org/pt-br/sdgs/>>. (Acessado em: 16.06.2021).
- PEROSA, J. M. Y., SILVA, C. S. & ARNALDI, C. R (2009). Avaliação das perdas de manga (*Mangifera indica* L.) no mercado varejista da cidade de Botucatu-SP. *Rev. Bras. Frutic., Jaboticabal - SP*, v. 31, n. 3, p. 732-738
- PROHORT/SIMAB (2021). Disponível em: <http://dw.ceasa.gov.br/> (Acessado em 04.06.2021)
- ROIBÁS, L., ELBEHRI, A., & HOSPIDO, A. (2015). *Sustainable Production and Consumption*. doi:10.1016/j.spc.2015.07.006
- SARAIVA, A. B, et al. (2016). doi:10.1016/j.jclepro.2016.08.135
- SASAKI, Y, ORIKASA, T., NAKAMURA, et al (2121) *Sustainability of Food P&P Systems* <https://doi.org/10.1007/s11367-020-01832-7>
- SOARES, G. A. (2021) Informação fornecida por Antônio Gomes Soares, pesquisador da EMBRAPA, em reunião realizada com os autores em fevereiro de 2021
- SÖGÜT, M. Z. (2012). *Energy Conversion and Management*, 56, 37–45. doi:10.1016/j.enconman.2011.11.004
- SPHERA SOLUTION (2021). <https://gabi.sphera.com/brazil/index/>
- SVANES, E., & ARONSSON, A. K. S. (2013). *The International Journal of Life Cycle Assessment*. doi:10.1007/s11367-013-0602-4
- SVANES, E, & JOHNSEN. F. (2019). *Journal of Cleaner Production*. doi:10.1016/j.jclepro.2019.117773
- VAN HERPEN, E., IMMINK, V., & VAN DEN PUTTELAAR, J. (2016). *Food Quality and Preference*. doi:10.1016/j.foodqual.2016.05.011
- Valt, R.B.G., 2004. Análise do Ciclo de Vida de Embalagens de PET, de alumínio e de vidro para refrigerantes no Brasil variando a taxa de reciclagem dos materiais. Diss. Mestrado. Univ. Fed. Paraná, Curitiba.
- WILLIAMS, H., WIKSTRÖM, F., & LÖFGREN, M. (2008). *Journal of Cleaner Production*. doi:10.1016/j.jclepro.2007.05.006
- WILLIAMS, H., & WIKSTRÖM, F. (2011). *Journal of Cleaner Production*. doi:10.1016/j.jclepro.2010.08.008
- WIKSTRÖM, F., VERGHESE, K., AURAS, R., et al (2018). *Journal of Industrial Ecology*. doi:10.1111/jiec.12769
- WOHNER, B., PAUER, E., HEINRICH, V., & TACKER, M. (2019). *Sustainability*, 11(1), 264. doi:10.3390/su11010264
- ZHANG, H., HORTAL, M., DOBON, A., et al (2015). *Packaging Technology and Science*. doi:10.1002/pts.2135
- ZHU, Y., GUILLEMAT, B., & VITRAC, O. (2019). *Frontiers in Chemistry*, 7. doi:10.3389/fchem.2019.00349

Análise da redução de emissões no serviço de coleta e transporte de RSU através de biorrefinarias descentralizadas: um estudo de caso

Maria Helena de Sousa¹

Ithalo Barbosa Silva de Abreu¹

Juscélia da Silva Ferreira¹

Edilândia Farias Dantas¹

Arthur Antunes Lemos Tavares¹

Thiago Oliveira Rodrigues²

Lívia Fragoso de Melo Verçosa³

Emmanuel Damilano Dutra¹

Rômulo Simões Cezar Menezes¹

¹Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)

²Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (Ibict)

³Diretoria de Gestão Ambiental (DGA/UFPE)

helenasousa@ufpe.br

Resumo

Os crescentes índices populacionais e de urbanização nos países em desenvolvimento trazem consigo o aumento da geração de resíduos sólidos urbanos, que por sua vez demandam uma destinação final adequada para evitar impactos ambientais, econômicos e sociais. Uma das rotas promissoras para aproveitamento da fração orgânica destes resíduos são as biorrefinarias, que possibilitam a produção de energia, biocombustíveis e produtos químicos de forma descentralizada. O objetivo deste trabalho é demonstrar de que forma a inserção de biorrefinarias pode reduzir as emissões relacionadas à coleta e ao transporte de RSU. Foi realizado um estudo de caso na Biorrefinaria Experimental de Resíduos Sólidos Orgânicos (BERSO), localizada no campus Recife da UFPE. Parte dos resíduos de alimentos e dos resíduos de podas finas e varrição passaram a ser direcionados para a biorrefinaria para produção de biogás e composto

orgânico. Foram comparados três cenários: o envio total dos resíduos para aterro, a utilização da capacidade atual da BERSO e uma projeção considerando a expansão da biorrefinaria. Os resultados mostraram que as emissões com coleta e transporte foram reduzidas com a inauguração da BERSO e existe potencial para que a diminuam ainda mais após a expansão das instalações. Logo, a proposta de uma biorrefinaria para descentralização dos sistemas de gestão de resíduos tem potencial de reduzir os impactos ambientais da destinação dos resíduos orgânicos, que antes iam para aterro sanitário, e de incentivar a economia circular em pequenos e médios municípios no Brasil.

Palavras-chaves: *Avaliação de ciclo de vida, biorrefinaria, descentralização, resíduos sólidos urbanos, coleta de resíduos.*

Introdução

O gerenciamento adequado de resíduos sólidos urbanos (RSU) é um dos maiores desafios enfrentados pela sociedade moderna. A pauta, presente no objetivo de desenvolvimento sustentável 11 da Agenda 2030 (ONU, 2018), está relacionada a ocorrência de impactos ambientais, econômicos e sociais como a contaminação do solo e das fontes de água, o aumento das arboviroses e as emissões de gases de efeito estufa (MA; HIPEL, 2016).

No Brasil, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) é considerada um marco para gestão dos RSU, porém, o seu grau de implementação ainda está aquém do esperado (MAIELLO; BRITTO; VALLE, 2018). Em

2019, 29 das 79 milhões de toneladas de RSU geradas no país foram destinadas para unidades inadequadas, como lixões e aterros controlados (ABRELPE, 2020).

A bibliografia que aborda a gestão de RSU foca principalmente no tratamento e na disposição final dos resíduos (CAMPITELLI; SCHEBEK, 2020). Embora estas avaliações gerem informações importantes e úteis, estas podem não capturar todos os impactos envolvidos no sistema de gestão de RSU, que inclui outras etapas como coleta e transporte. Em algumas situações, estas atividades estão entre as principais responsáveis pelas emissões (ATTA; HUSSAIN; MALIK, 2020; BEHROOZNIJA *et al.*, 2018).

Desta forma, a descentralização das tecnologias de aproveitamento dos RSU se apresenta como uma alternativa para reduzir impactos ambientais e custos (DE KRAKER *et al.*, 2019). Visto que, em média, quase metade destes resíduos são formados por matéria orgânica (KAZA *et al.*, 2018), as biorrefinarias se apresentam como alternativas promissoras para melhorar o desempenho ambiental da gestão de resíduos. Estas permitem o aproveitamento integral da biomassa utilizada e podem produzir biocombustíveis, calor, energia elétrica e

produtos químicos (CHERUBINI, 2010; DEMIRBAS, 2010).

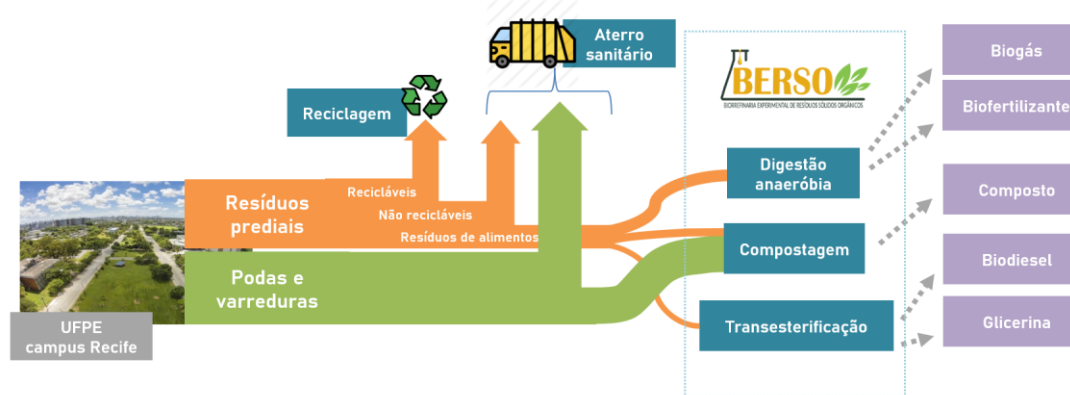
A avaliação de ciclo de vida (ACV) é uma ferramenta amplamente utilizada para demonstrar a sustentabilidade de sistemas de gerenciamento de RSU (KHANDELWAL *et al.*, 2019). É possível encontrar estudos brasileiros que utilizaram a ACV para comparação de cenários (COELHO; LANGE, 2018; LIIKANEN *et al.*, 2018; LIMA *et al.*, 2019), sendo a maioria, porém, voltada para as capitais e sem considerar as biorrefinarias como alternativa tecnológica.

A fim de compreender como uma biorrefinaria poderia afetar o desempenho ambiental do sistema de gestão de RSU, sobretudo em pequenos e médios municípios, aplicou-se a ACV à Biorrefinaria Experimental de Resíduos Sólidos Orgânicos (BERSO) da Universidade Federal de Pernambuco. Neste estudo foram consideradas as etapas de coleta e transporte dos resíduos orgânicos gerados no campus Recife.

Materiais e métodos

O campus Recife da UFPE recebe cerca de 45 mil pessoas por dia, o que o torna semelhante à maioria dos municípios brasileiros: 94% deles abriga menos de 100 mil habitantes (IBGE, 2019). A sua área compreende 160 hectares, onde estão situados dez centros acadêmicos. Cerca de 80% da área é composta por parques e jardins.

Figura 1: Sistema de gestão de RSU do campus Recife da UFPE após a inauguração da Biorrefinaria Experimental de Resíduos Sólidos Orgânicos (BERSO). Adaptado de DE SOUSA *et al* (2020)



Em 2019 foi inaugurada a BERSO, cujo objetivo é estudar e demonstrar a viabilidade de tecnologias adequadas para o gerenciamento da fração orgânica dos RSU (FORSU). As instalações se encontram no próprio campus e abrangem unidades de compostagem, biodigestão e transesterificação (figura 1). Maiores detalhes sobre as operações da BERSO podem ser encontrados em de Sousa *et al.* (2021).

O método adotado para a ACV foi o descrito nas normas ABNT NBR ISO 14040:2009 e ISO 14044:2009, sendo realizadas as seguintes etapas: definição de objetivo e escopo, análise de inventário, avaliação de impactos e interpretação dos resultados (ABNT, 2014a; ABNT, 2014b).

Definição de objetivo e escopo

O objetivo deste trabalho foi avaliar o potencial de aquecimento global (PAG) decorrente das

etapas de coleta e transporte da FORSU no campus e de que forma a implantação da BERSO afetou estes processos.

A unidade funcional utilizada foi de 1 ton de RSU. Foram considerados os dados de coleta de resíduos do período entre janeiro e dezembro de 2019. O software Microsoft Excel foi empregado para consolidação do inventário e para o cálculo de emissões.

Inventário de ciclo de vida

A coleta de dados do inventário foi realizada através de dados fornecidos pela Diretoria de Gestão Ambiental (DGA) da universidade e por estudantes e funcionários que atuam na BERSO.

A coleta de resíduos do campus Recife da UFPE pode ser subdividida em três categorias: a coleta de resíduos prediais (o que inclui os resíduos de alimentos dos refeitórios), a coleta de resíduos de

podas finas e varreduras¹ realizadas nos jardins do campus e a coleta de resíduos recicláveis oriundos da coleta seletiva local. Esta última não será considerada neste estudo. Todas as coletas são realizadas apenas em dias úteis.

Foram considerados 3 cenários. No cenário 1 (base) considerou-se que todos os resíduos são direcionados para o aterro. O segundo cenário reflete a introdução da BERSO no sistema de gestão, a qual passa a receber 5 toneladas de resíduos de alimentos e 6 toneladas de resíduos de podas finas e varreduras por semana. O cenário 3 visa estimar a quantidade de emissões quando a BERSO tiver a sua estrutura expandida para receber, além das 5 toneladas de alimentos, 30 toneladas de resíduos de podas finas e varreduras por semana.

A seguir serão detalhados os inventários dos resíduos orgânicos.

a) Resíduos de alimentos

Estes resíduos são parte dos resíduos prediais. As equipes de limpeza dos centros acadêmicos depositam os resíduos produzidos em casas coletoras distribuídas pelo campus. A coleta é realizada em duas etapas: primeiro, um caminhão basculante (Ford Cargo 1517E) da própria universidade recolhe os resíduos nas casas coletoras. Considerou-se um trajeto de 8,3 km e uma frequência de coleta de quatro vezes

por semana. Em seguida, os resíduos são encaminhados para um container especial; trata-se de um compactador estacionário (combopac) de 15 m³ localizado dentro do campus. Quando o container está cheio, uma empresa terceirizada contratada o direciona para o CTR Candeias (aterro sanitário localizado a 18 km da universidade). O veículo utilizado para coleta do combopac e transporte para o aterro é o VW 24280. Em 2019, cada container recebeu, em média, 5,9 toneladas de resíduos prediais.

Com a inclusão da BERSO nos cenários 2 e 3, os resíduos de alimentos são tratados dentro do próprio campus. O montante gerado pelos refeitórios é, em média, de 1 tonelada por dia. A coleta desta parcela percorre 3,2 km, realizada por um Fiat Strada modelo Working 1.4 duas vezes ao dia. Estes resíduos são destinados para o biodigestor e para as leiras de compostagem. Os demais resíduos continuam sendo direcionados para o aterro.

No período considerado, foram geradas 415,6 toneladas de resíduos prediais.

b) Resíduos de podas finas e varreduras

Os resíduos de podas finas e varreduras são gerados nas áreas de parques e jardins do campus. Além do caminhão basculante para recebimento, a coleta também demanda uma retroescavadeira (modelo Case 580N 4x4), que

opera por aproximadamente duas horas em cada coleta. São consideradas quatro coletas por semana. No cenário 1, todo o resíduo gerado é depositado em uma caçamba de 17 m³ que, ao encher, é levada para o aterro sanitário pela empresa terceirizada contratada. O veículo utilizado para coleta da caçamba e transporte para o aterro também é o VW 24280. Em 2019, cada caçamba recebeu, em média, 12,3 toneladas.

No cenário 2, que considera a atual infraestrutura da BERSO, a biorrefinaria passa a receber 6 toneladas por semana destes resíduos, que são utilizados no processo de compostagem. O restante continua sendo direcionado para o aterro.

A fim de estimar os benefícios futuros da BERSO, o cenário 3 considera o recebimento de 30 toneladas por semana. Este número poderá ser alcançado após uma série de reformas previstas na área onde a biorrefinaria está localizada.

No período considerado, foram geradas 3039,1 toneladas de resíduos de podas finas e varreduras.

As entradas consideradas no sistema foram o consumo de diesel (para caminhões e retroescavadeira) e de gasolina tipo C (para a Fiat Strada). Os caminhões basculantes da UFPE são

¹ Inclui resíduos orgânicos facilmente compostáveis (ex: folhas, aparas de grama, galhos com até 3cm de diâmetro).

do tipo ‘médio’, enquanto os da empresa terceira são ‘semipesados’ (tabela 1).

Tabela 1: Consumo específico dos veículos considerados e respectivos combustíveis

Tipo de veículo	Consumo	Combustível
Caminhão médio	5,6 km/l*	Óleo diesel
Caminhão semipesado	3,4 km/l*	Óleo diesel
Fiat Strada	10,3 km/l**	Gasolina
Retroscavadeira	8 l/hora***	Óleo diesel

* MMA (2014)

**Icarros (2021)

***MP Terraplenagem (2021)

O potencial de aquecimento global (PAG) foi calculado a partir das emissões de gases de efeito estufa (GEE) produzidas na queima dos combustíveis. Foram consideradas emissões de CO₂, CH₄ e N₂O. Os valores foram convertidos a CO₂eq, segundo fatores do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2014) para um horizonte de 100 anos, e somados. Os fatores podem ser visualizados na tabela 2.

Tabela 2: Fatores de conversão de Gases de Efeito Estufa. Fonte: IPCC (2014)

Gás	Fator
CO ₂	1
CH ₄	28
N ₂ O	265

As emissões foram calculadas conforme fatores apresentados na Tabela 3. O cálculo das emissões de CO₂ foi feito com base na densidade

e no poder calorífico inferior (PCI) do combustível, informado pela Agência Nacional de Petróleo, Gás e Biocombustíveis (ANP, 2020) e no fator de conversão informado em MMA (2013). Para CH₄ e N₂O as emissões foram obtidas a partir do consumo do combustível em litros, utilizando-se fatores de conversão da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA, 2018).

Tabela 3: Fatores de emissões e de conversão dos combustíveis

	Óleo diesel	Gasolina tipo C
Densidade (ton/m ³)*	0,84	0,75
PCI (MJ/kg)*	42,26	39,40
Fator CO ₂ (tC/TJ)**	20,20	18,90
Fator CH ₄ (kg/l)***	3,61E-04	3,28E-04
Fator N ₂ O (kg/l)***	2,17E-5	1,97E-5

*ANP (2020)

**MMA (2014)

*** EPA (2018)

Resultados e discussão

Avaliação de impactos

As emissões anuais associadas aos cenários 1, 2 e 3 foram de, respectivamente, 14,57 tonCO₂eq, 14,14 tonCO₂eq e 13,55 tonCO₂eq (Figura 2). Em todos os cenários, os resíduos de podas finas e varrição foram responsáveis por uma participação de 87% a 90% no total de emissões.

As emissões decorrentes de cada etapa, desde a coleta interna até a destinação para o aterro, encontram-se na tabela 4. É possível perceber

que a redução ocorre no transporte dos resíduos para o aterro. Além disso, mais da metade das emissões está relacionada ao uso da retroscavadeira para coletar resíduos de podas finas e varrição.

Figura 2: Potencial de aquecimento global (PAG) em cada cenário [tonCO₂eq/ano]

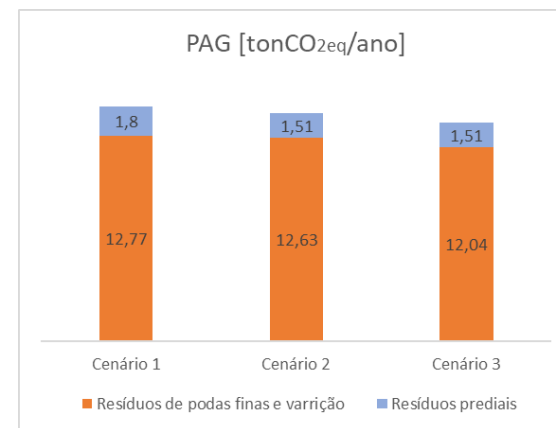


Figura 3: Potencial de aquecimento global (PAG) em cada cenário para cada tipo de resíduo [kgCO₂eq/ton]

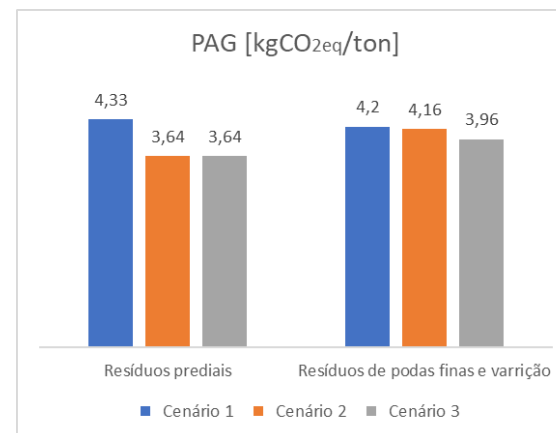


Tabela 4: Potencial de aquecimento global (PAG) por etapa em cada cenário [tonCO₂eq/ano]

<i>Etapa</i>	<i>Cenário 1</i>	<i>Cenário 2</i>	<i>Cenário 3</i>
Coleta interna dos resíduos prediais	0,81	0,81	0,81
Coleta interna dos resíduos de podas finas e varrição	0,59	0,59	0,59
Coleta interna dos resíduos de podas finas e varrição (retroescavadeira)	8,76	8,76	8,76
Coleta externa combopac e transporte para aterro sanitário	0,99	0,37	0,37
Coleta externa caçamba e transporte para aterro sanitário	3,42	3,08	1,66
Coleta e transporte de resíduos de alimentos para a BERSO	-	0,33	0,33
Coleta e transporte de resíduos de podas para a BERSO	-	0,21	1,03
Total	14,57	14,15	13,55

Se separarmos as emissões de acordo com o tipo de resíduo destinado, obtemos o comportamento mostrado na figura 3. A quantidade de emissões para cada tonelada de resíduo é semelhante para os dois tipos, o que destaca a importância da

biorrefinaria tanto para tratamento dos resíduos de alimentos quanto para as podas e varrições.

Interpretação

Os resultados apontam que o tratamento de resíduos orgânicos na BERSO contribui para a redução das emissões de GEE nas etapas de coleta e transporte dos resíduos. À medida que a quantidade tratada na BERSO aumenta, as emissões associadas diminuem. Isto ocorre já que as distâncias percorridas entre a geração do resíduo e a sua destinação final são menores. A redução das emissões do cenário 1 para o cenário 2 foi de 3%. Se considerarmos as reformas para expansão da infraestrutura da BERSO este número atinge os 7%. O impacto esperado é ainda maior se considerarmos a atual situação do estado de Pernambuco: uma tonelada de RSU gerada no estado percorre, em média, 31,7 km, quase o dobro do percurso considerado para os RSU da UFPE.

A análise demonstra, ainda, que o sistema de coleta de resíduos de podas finas e varrição é o que mais contribui para o PAG. Mesmo destinando-os para a BERSO, ainda há uma alta emissão, justificada pelo alto consumo de combustível da retroescavadeira, que corresponde a 65% das emissões no cenário 3. Assim, sugere-se a reavaliação do uso deste veículo para este fim para que haja uma maior eficiência. Um caminho a ser considerado para redução destas emissões seria a eventual substituição do combustível utilizado por

biodiesel. A própria BERSO possui uma unidade piloto de produção de biodiesel a partir de óleo de fritura usado, que poderia contribuir para a redução do consumo deste combustível fóssil.

Considerações finais

Após a análise de cenários, conclui-se que o maior índice de emissões do sistema de coleta e transporte de RSU do campus Recife da UFPE ocorre quando todos os resíduos são destinados para o aterro sanitário. A BERSO, como biorrefinaria descentralizada, se apresenta como uma planta que contribui para a redução das emissões a partir da queima de combustíveis nos veículos rodoviários utilizados no sistema. Embora a BERSO já esteja operando, é constatada a importância de expandir as suas instalações (cenário 3) para que o efeito seja ainda maior.

Desta forma, é possível inferir que a descentralização do tratamento de RSU é uma alternativa para mitigar os impactos ambientais relacionados aos sistemas de gestão de resíduos atuais. Contudo, é importante frisar que cada biorrefinaria possui suas particularidades e que tomadas de decisão também devem considerar a viabilidade técnica e econômica dos tratamentos.

Este estudo não considerou os impactos ambientais gerados no aterro sanitário nem na biorrefinaria. Logo, recomenda-se que as emissões produzidas e mitigadas nestes locais sejam avaliadas em trabalhos futuros.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao CNPq, a CAPES, a FACEPE e o MCTI pelo apoio financeiro nos projetos PEGASUS (Processo 441305/2017–2) e ONDACBC - Observatório Nacional da Dinâmica da Água e do Carbono no Bioma Caatinga (INCT-MCTI/CNPQ/CAPES/FAPs (Processo 465764/2014–2)). Os autores também agradecem ao Programa de Recursos Humanos (PRH) da Agência Nacional de Petróleo, Gás e Bicomustíveis e à FACEPE pelas bolsas concedidas.

Referências bibliográficas

- ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2020**, 2020. Disponível em: <https://abrelpe.org.br/panorama/>
- ANP - AGÊNCIA NACIONAL DE PETRÓLEO GÁS E BIOCOMBUSTÍVEIS. **Fatores de conversão, densidades e poderes caloríficos inferiores Anuário estatístico 2020**. Rio de Janeiro, 2020. Disponível em: <http://www.anp.gov.br/arquivos/central-conteudos/anuario-estatistico/2020/anuario-2020-fatores-conversao.pdf>
- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14040:2009**. Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura. Versão corrigida. Rio de Janeiro, 2014a.
- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14044:2009**. Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações. Versão corrigida. Rio de Janeiro, 2014b.
- ATTA, U.; HUSSAIN, M.; MALIK, R. N. Environmental impact assessment of municipal solid waste management value chain: A case study from Pakistan. **Waste Management and Research**, v. 38, n. 12, p. 1379–1388, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/0734242X20942595>
- BEHROOZNI, L.; SHARIFI, M.; ALIMARDANI, R.; MOUSAVI-AVVAL, S. H. Sustainability analysis of landfilling and composting-landfilling for municipal solid waste management in the north of Iran. **Journal of Cleaner Production**, v. 203, p. 1028–1038, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.307>
- CAMPITELLI, A.; SCHEBEK, L. How is the Performance of Waste

- Management Systems assessed globally? A Systematic Review. **Journal of Cleaner Production**, v. 272, p. 122986, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122986>
- CHERUBINI, F. The biorefinery concept: Using biomass instead of oil for producing energy and chemicals. **Energy Conversion and Management**, v. 51, n. 7, p. 1412–1421, 2010. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2010.01.015>
- COELHO, L. M. G.; LANGE, L. C. Applying life cycle assessment to support environmentally sustainable waste management strategies in Brazil. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 128, p. 438–450, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.09.026>
- DE KRAKER, J.; KUJAWA-ROELEVELD, K.; VILLENA, M. J.; PABÓN-PEREIRA, C.. Decentralized valorization of residual flows as an alternative to the traditional urban waste management system: The case of Peñalolén in Santiago de Chile. **Sustainability (Switzerland)**, v. 11, n. 22, p. 1–26, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su11226206>
- DE SOUSA, M. H.; DA SILVA, A. S. F.; CORREIA, R. C.; LEITE, N. P.; BUENO, C. E. G.; PINHEIRO, R. L. S.; DE SANTANA, J. S.; DA SILVA, J. L.; SALES, A. T.; DE SOUZA, C. C.; AQUINO, K. A. S.; DE SOUZA, R. B.; PINHEIRO, I. O.; HENRÍQUEZ, J. R.; SCHULER, A. R. P.; SAMPAIO, E. V. S. B.; DUTRA, E. D.; MENEZES, R. S. C.. Valorizing municipal organic waste to produce biodiesel, biogas, organic fertilizer, and value-added chemicals: an integrated biorefinery approach. **Biomass Conversion and Biorefinery**, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13399-020-01252-5>
- DEMIRBAS, A. Biorefinery technologies for biomass upgrading. **Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization and Environmental Effects**, v. 32, n. 16, p. 1547–1558, 2010. Available at: <https://doi.org/10.1080/15567030902780394>
- EPA – Environmental Protection Agency. **Emission Factors for Greenhouse Gas Inventories**, 2018. Disponível em: <https://www.epa.gov/climateleadership/center-corporate-climate-leadership-ghg-emission-factors-hub>
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Estimativas da população residente nos municípios brasileiros com data de referência em 1º de julho de 2019**. Diário Oficial da União. Brasília, 2019. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao/9103-estimativas-de-populacao.html?=&t=resultados>. Acesso em: 24 ago. 2020.
- ICARROS. **Fiat Strada 2017 - Ficha técnica**. 2021. Disponível em: <https://www.icarros.com.br/fiat/strada/2017/ficha-tecnica>. Acesso em: 11 jun. 2021.

- IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. **Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In Climate Change 2013 – The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.018>
- KAZA, S.; YAO, L.; BHADA-TATA, P.; WOERDEN, F. V. **What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050**. Washington, DC, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1596/978-1-4648-1329-0>.
- KHANDELWAL, H.; DHAR, H.; THALLA, A. K.; KUMAR, S. Application of life cycle assessment in municipal solid waste management: A worldwide critical review. **Journal of Cleaner Production**, v. 209, p. 630–654, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.233>
- LIIKANEN, M.; HAVUKAINEN, J.; VIANA, E.; HORTTANAINEN, M. Steps towards more environmentally sustainable municipal solid waste management – A life cycle assessment study of São Paulo, Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 196, p. 150–162, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.06.005>
- LIMA, P. M. OLIVO, F.; PAULA, L. P.; SCHALCH, V.; CIMPAN, C. Life Cycle Assessment of prospective MSW management based on integrated management planning in Campo Grande, Brazil. **Waste Management**, v. 90, p. 59–71, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.04.035>
- MA, J.; HIPEL, K. W. Exploring social dimensions of municipal solid waste management around the globe – A systematic literature review. **Waste Management**, v. 56, p. 3–12, 2016. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.06.041>
- MAIELLO, A.; BRITTO, A. L. N. D. P.; VALLE, T. F. Implementação da política nacional de resíduos sólidos. **Revista de Administração Pública**, v. 52, n. 1, p. 24–51, 2018. Available at: <https://doi.org/10.1590/0034-7612155117>
- MMA - Ministério do Meio Ambiente. **Inventário nacional de emissões atmosféricas por veículos automotores rodoviários 2013**, 2014. Disponível em: <https://iema-site-staging.s3.amazonaws.com/2014-05-27inventario2013.pdf>
- MP TERRAPLENAGEM. **Locação de retroescavadeira Case 580 M.**, 2021. Disponível em: <https://mpterraplenagem.com.br/produto/retroescavadeira-case-580m/>. Acesso em: 11 jun. 2021.
- ONU. Transformando o nosso Mundo: A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável. **Ambientalmente Sustentável**, v. 25, n. 1, p. 171-190, 1 Jan. 2018.. Disponível em: <https://doi.org/10.17979/ams.2018.25.1.4655>.

Life cycle assessment of plastic waste pyrolysis – Review and discussion of catalyst application

Duailibe Monteiro, A. R.¹

Pinto, J.C.C.S.¹

Soto Delgado, J.J.²

¹Departamento de Engenharia Química e Petróleo (TEQ) – Universidade Federal Fluminense

²Programa de Engenharia Química - COPPE/UFRJ

³Braskem S.A.

email: alessandra_duailibe@id.uff.br

Resumo

Catalytic degradation of plastic wastes is a process in which a suitable catalyst is used in cracking reactions for plastic degradation. This is a prospective technique for yielding high quality end products from residual plastic material. Catalyst investment are supposed to be recovered by benefits of temperature and time reaction reduction, and also by better quality products. Life cycle assessment (LCA) with system expansion methodology has been carried out to determine the environmental impacts of High Impact Polystyrene (HIPS) pellets and High Density Polyethylene (HDPE) waste pyrolysis reactions. The results indicate that the use of catalyst for plastic waste degradation reactions can be environmentally disadvantageous, depending on the blend of obtained products, although most previous studies reinforce the opposite due to the energetic gain.

Palavras-chaves: *LCA, plastic waste, pyrolysis, catalyst, environmental impact.*

1. Introduction

Plastic is an important material for global economy and is found in various sectors, from clothing to

medical and automotive (Pinto, et al., 2012; Rahimi & García, 2017). This material combines high performance with an efficient use of resources, saving cost, meeting various technological needs and avoiding environmental damaging (PlasticsEurope, 2019). Nevertheless, its growing production and consumption have brought environmental and social concerns because of plastic waste choking oceans, killing wildlife and damaging human health (Andrady, 2011). Almost 350 million tons of plastics have been produced in 2017 worldwide, 4% more than the previous year (PlasticsEurope, 2019).

The growing polymeric material demand generated more than 6 billion tons of wastes from 1950 to 2015, most of which had been disposed into landfills (78%), and the remaining routed to recycling (9,5%) or incineration (12,5%) (Geyer, Jambeck, & Law, 2017). Plastic solid wastes (PSWs) can be managed through various treatment methods, e.g., primary technique (re-extrusion), secondary technique (mechanical recycling), chemical (tertiary) recycling and energy recovery (quaternary recycling) (Al-Salem, Antelava, Constantinou, Manos, & Dutta, 2017). Chemical recycling of PSWs, especially pyrolysis, has received great attention, mainly because of the potential degradation of contaminated and mixed wastes (Arena, Perugini, & Mastellone, 2005; Pinto, et al., 2012). Pyrolysis consists of thermally degradation of waste plastics, in the absence of air, to produce a valuable oil which can be used as a fuel or feedstock in chemical industry, as reported in several previous papers (Al-Salem, Antelava, Constantinou, Manos, & Dutta, 2017; López, et al., 2018; Rahimi & García, 2017; Aguado, Serrano, & Escola, 2006; Butler, Devlin, & McDonnell, 2011). Pyrolysis is known to occur at

moderate temperatures, ranging between 500 and 650 °C yielding 75 to 80%wt of petrochemicals that can be used as fuel or feedstock for other processes. Moreover, pyrolysis of plastic wastes presents better environmental advantages compared to other methods, since it reduces GHGs emissions, for example (Al-Salem, Antelava, Constantinou, Manos, & Dutta, 2017; Rahimi & García, 2017). Not only the high calorific value (CV) fuel yielded can be marketed but also the gas produced (non-condensable fractions) can be used in the pyrolysis plant itself for energy recovery (Abnisa and Wan Daud, 2014).

Catalysts have been used in pyrolysis of PSW to improve the quality of the product oils (Aguado, Serrano, San Miguel, Castro, & Madrid, 2007; Cipriotti, et al., 2016; Lee, 2006; López, et al., 2018; Miskolczi, Bartha, Deák, & Jóver, 2004; Williams, Muhammad, & Onwudili, 2015; Williams, Nahil, & Ratnasari, 2017; Walendziewski & Steininger, 2001). Roozbehani et al. (2014) highlights the advantages of using catalytic cracking of polymers, which includes lower reaction temperature, greater selectivity for C5-C10 products and the higher degradation rate comparing to non-catalytic process (Roozbehani, Anvaripour, Esfahan, Mirdrikvand, & Moqadam, 2014). Nevertheless, some authors entitled heteroatoms presence in the input load as a critical problem for catalytic cracking of plastic wastes for catalyst contamination and, consequently, deactivation. Moreover, various additives of different nature and constitution are found in plastics, such as plasticizers (40%), fillers (40%), flame retardants (15%), pigments, colorants and dye stuffs (5%), foaming agents (2%), among others, contributing to reaction deactivation and media contamination (Buekens, 2006; Al-Salem, Antelava,

Constantinou, Manos, & Dutta, 2017; Williams, Muhammad, & Onwudili, 2015). From an economic point of view, catalysts requires more investment, which could be optimized by their reuse and/or use of effective catalysts in less quantities (Panda, Singh, & Mishra, 2010). Many authors have studied catalytic degradation of PSW, investigating its benefits in fuel production (Buekens and Huang, 1998), comparing catalytic cracking of different types of plastic wastes (Nishino et al., 2008; Achilias et al., 2007; Miranda, 2016), evaluating temperature effect (Lin & Yang, 2008; Roozbehani et al., 2014; Panda & Singh, 2014), and other parameters Sedran (2002) (Aguado et al 2001, Sharrat et al. 1997), (Scheirs & Kaminsky, 2006; Aguado et al., 2006).

Therefore, the use of catalyst in plastic waste pyrolysis seemed to be established and completely advantageous for a high-quality product generation and temperature reaction reduction. However, there could be process requirements and environmental disadvantages imposed by catalyst use. In this sense, catalyst application in plastic waste pyrolysis has been evaluated using life cycle assessment (LCA) methodology in the present work. As a fundamental tool to assess the environmental benefits and burdens associated with waste management, LCA has been applied on chemical recycling of waste plastics with a focus on comparing catalytic and non-catalytic process, evaluating its environmental impacts in plastic pyrolysis.

1.1. Life Cycle Assessment

Life cycle assessment is a decision-support tool that evaluates process, services and products environmental performance through impacts

quantification (Laurent, et al., 2014; Silva & Moita Neto, 2015). Considered one of the most complete proposals for environmental impact assessment, LCA can evaluate the whole life cycle of a system, quantifying energy, resources and emissions, supporting stakeholders decision making (European Commission, 2002; ISO, 2006; Sikdar, 2015). Methodology and detail description of LCA is presented and standardized by International Standard Organizations ISO 14040:2006, ISO 14044:2006, ISO/TR 14047:2012, ISO/TS 14048:2012, ISO/TR 14049:2012, ISO 14025 - based on ISO 14040/44. LCA is performed in four steps, that is, i) goal and scope definition, ii) inventory analysis, iii) impact assessment, and iv) interpretation, according to Figure 2.

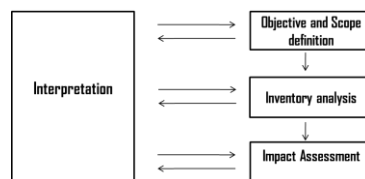


Figure 1: LCA steps according to ISO 14040:2006

LCA has been applied extensively to waste management for evaluating impacts, benefits and drawbacks of various technologies (Astrup, Tonini, Turconi, & Boldrin, 2015; Rigamonti, et al., 2014; Laurent, et al., 2014; Arena, Perugini, & Mastellone, 2005; WRAP, 2008; Guo, Gu, Zhang, Summers, & Hall, 2017; Kirkeby, Birgisdottir, Hansen, & Christensen, 2006; De Feo & Malvano, 2009; Khoo, 2009; Nessi, Rigamonti, & Grosso, 2013). However, few studies were addressed to pyrolysis technologies of plastic wastes (Arena, Perugini, & Mastellone, 2005; WRAP, 2008; Zackrisson, Jönsson, & Olsson, 2014; Rigamonti, et al., 2014; The Danish Environmental Protection Agency, 2018), and none

of the reviewed papers compared plastic waste pyrolysis processes using catalyst. In this context, the focus of this paper was to apply LCA procedure to plastic waste pyrolysis in order to compare environmental impacts of catalyst use. High density polyethylene (HDPE) waste and virgin High Impact Polystyrene (HIPS) pellets have been used as feed material and the different end products blends obtained in each reaction have been evaluated.

2. Materials and methods

HIPS pellets have been provided by UNIGEL, a Brazilian Styrene Company, and HDPE from food and soft drink packaging have been used as feed material for pyrolysis processes (Miranda, 2016; Oliveira, 2016). While the first is applied for electro electronic equipment application, the second is extremely relevant for waste management scenario as packaging material. This study followed the ISO standards 14040 and 14044 (ISO, 2006; ISO, 2009) to evaluate and compare different products for lower environmental impacts. System modelling has been conducted with SimaPro® software.

2.1. Goal and scope

The goal of this comparative LCA was to evaluate catalyst influence on plastic pyrolysis processes in terms of environmental impact throughout their life cycle. Particularly, LCA aims to assess the different products blends and their respective impacts. The reason for this study is to know the potential impacts for the system product evaluated in Brazil in 2016. Results will be used for comparative statements. Scenarios are following described.

- Scenario 1: non-catalytic pyrolysis of HIPS pellets;
- Scenario 2: catalytic pyrolysis of HIPS pellets;

- Scenario 3: non-catalytic pyrolysis of HDPE waste;
- Scenario 4: catalytic pyrolysis of HDPE waste.

The system boundaries were set as cradle-to-grave, i.e., impacts from raw material extraction and product transformation up to use, discard, collection and waste recovery were considered (Fig. 3). The proposed LCA application includes production of virgin material for that material recycling avoids primary or virgin material production. Recycled raw material, then, can be used for the same product manufacturing (*closed loop recycling*) or for different product manufacturing (*open loop recycling*), spanning to a new life cycle, as presented in Figure 3 (Zackrisson et al., 2014).

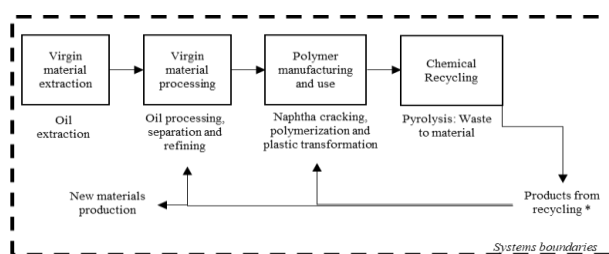


Figure 3: System boundaries of the plastic waste pyrolysis processes

Analysis comparing scenarios 1 and 2 (Case study A) and scenarios 3 and 4 (Case Study B) have been performed. For both case studies, waste disposal and production of a petrochemical oil and gas have been defined as system function. For scenarios 1 and 2 comparison, petrochemical oil and gas consists, respectively, of styrene, toluene, ethylbenzene, benzene, and methane, ethane and ethylene, while pyrolysis of HDPE wastes results in an oil composed of paraffins, olefins, naphthene, oxygenated and nitrogenated compounds, and in a gas fraction with methane, ethane, ethene, propane,

butane, pentane, hexane and heptane. Such hydrocarbon fractions are the recycled raw materials used for virgin material replacement. As noted, recycling activities allows production of secondary materials and/or energy, which is called “multifunctional processes”. In this context, in LCA modelling the studied system boundaries have been expanded to include avoided processes and subsequent avoided environmental impacts instead of using allocation between functions (Rigamonti, et al., 2014). Expansion system methodology is recommended by ISO and ILCD manual instead of using allocation procedures and has been largely applied for multifunctional processes (Laurent, et al., 2014; ISO, 2009; ILCD, 2011). In the present study, credits for material recycling have been computed through the avoided impacts for virgin material production, considering fully substitution (1:1), i.e., 1kg of recycled replaces 1kg of virgin material. Thus, the environmental burdens associated with manufacturing of virgin material is subtracted from the studied system, according to system expansion calculation. Moreover, boundaries are expanded so that both systems must produce the same products in the same amount. Virgin material production from Ecoinvent database is applied for correct comparison performance. Table 1 presents functional unit.

Table 1 – Functional unit

Case study A	Case study B	
8.0 kg HIPS (s)	8.0kg HDPE (s)	0.8kg Ethylene (g)
3.65kg Styrene (l)	1,4kgParaffin (l)	0.27kg Propane (g)
0.63kg Toluene (l)	1,86 kg Olefin (l)	1.8kg Butane (g)
0.59kg Benzene (l)	1,14kg Naphthene (l)	0.05kg Pentane (g)
0.51kg Ethylbenz. (l)	0.9kg Oxygenated (l)	0.03kg Hexane (g)
0.75kg Methane (g)	0.9kgNitrogenated (l)	0.05kg Heptane (g)
0.43 kg Ethane (g)	0.11kg Methane (g)	
0.46kg Ethylene (g)	0.02 kg Ethane (g)	

*values are in 10⁻³kg
(s)=solid, (l)=liquid, (g)= gas

2.2. Data collection – Pyrolysis processes and LCI

Foreground data for HIPS and HDPE degradation have been provided by Miranda (2016) and Oliveira (2016), whose experiments have been conducted at Rio de Janeiro Federal University (UFRJ). Background data were exclusively obtained from Ecoinvent® database version 3, adapting the electricity grid of the datasets to represent energy produced in Brazil (Treyer & Bauer, 2016a; Treyer & Bauer, 2016b). LCI are presented in Tables 2 and 3. Nitrogen gas has been used for media inertization, purge gas and oxygen removal. Nitrogen time and volume were 60 minutes and 80mL, respectively. Input material has been heated from 25°C to 500 °C (ΔT=475°C), counting 15.02 kJ and 24.88 kJ heat consumption for case studies A and B, respectively (1 kJ/kg.°C and Cp@HDPE=0.7 kJ/kg.°C (Polymer Database, 2017) and reaction heats of 1.083 kJ/g and 3.815 kJ/g (Kishore & Pai Vernecker, 1976). Catalyst/polymer ratio was 1:1 in case study A (H-USY catalyst) and 1:4 in case study B (SO₄/SnO₂ catalyst).

Table 2: LCI for scenarios 1 and 2 (Miranda, 2016; Cipriotti, et al., 2016; Oliveira, 2016; Walendziewski & Steininger, 2001)

Scenario	Gas fraction [10 ⁻⁴ kg]	Gas composition [10 ⁻⁵ kg]				
		CH4	C2H4	C2H6	CO2	
1	1,82	5,11	3,28	2,37	7,66	
2	26,9	75,4	45,8	43,1	102,0	
Scenario	Liquid fraction [10 ⁻³ kg]	Liquid composition [10 ⁻³ kg]				
		styrene	Toluene	Ethylbz.	Benzene	Others
1	7,53	3,65	0,34	0,30	0	3,24
2	3,22	0,39	0,63	0,51	0,59	1,09

Table 3: LCI for scenarios 3 and 4 (Miranda, 2016; Cipriotti, et al., 2016; Oliveira, 2016; Walendziewski & Steinger, 2001)

Scenario	Gas fraction [10 ⁻⁴ kg]	Gas composition [10 ⁻⁵ kg]							
		CH4	C2H4	C2H6	C3	C4	C5	C6	C7
3	4,20	9,53	11,5	0,59	11,2	4,62	2,9	0,88	0,80
4	9,00	11,2	18,4	2,07	27,4	18,3	5,04	2,97	4,59

Scenario	Liquid fraction [10 ⁻³ kg]	Liquid composition [10 ⁻³ kg]					
		paraffin	Olefin	Naphtene	Oxygenated	Nitrogenated	Others
3	5,52	1,40	1,86	1,14	0,9	0	1,66
4	5,10	7,25	1,77	0,84	0,52	0,90	0,34

*Solid fractions for scenarios 1, 2 and 3 were 1,42 E-04 kg, 3,55 E-04 kg and 6,0 E-05 kg, respectively. No solids have been detected for scenario 3.

2.3. LCIA and Interpretation

A hybrid LCIA method based on ReCiPe 2008 at midpoint level (Goedkoop, et al., 2013) and CML-IA baseline V3.02/World 2000 (Guinée, et al., 2002), following the characterization models recommended by ILCD, within the categories abiotic depletion, acidification, human toxicity, ecotoxicity (fresh water and terrestrial), global warming, ozone layer depletion, photochemical oxidation, eutrophication, land occupation, land transformation, water use.

Hypothesis and limitations: Catalyst mass was disregarded in the LCIA, admitting catalyst regeneration and reuse countless times, so that the impacts of production are very small. The use of the catalyst one or a few times turns chemical recycling economically unfeasible. Accidents risks, social aspects and aspects related to visual pollution and noise were not accounted for. Moreover, no long-term emission characterization factor (>100 years) has been considered, given the high level of uncertainty associated with modelling of these

aspects. Facility infrastructure and transport data were disregarded since as process comparison this information would be the same for both case studies. Nitrogenated products have been disregarded from LCA for HDPE pyrolysis processes comparison since any correspondence has been found in Ecoinvent database. Finally, it has been considered there is a market for the products from recycling, otherwise, results can be quite different.

3. Results and Discussion

It must be emphasized that the results presented in this section must be used considering the scope of this study. The LCIA results shows that the non-catalytic pyrolysis processes have a better environmental performance than the catalytic in most of the impact categories for both case studies presented. The magnitudes of environmental impacts of HIPS and HDPE pyrolysis processes are displayed in Table 4 and 5. For HIPS pyrolysis, the avoidance of virgin styrene production positively contributes to the environmental performance of the non-catalytic process, while the use of catalyst aims light gas recovery, benzene, toluene and ethyl benzene as avoided products. Whereas styrene is used in plastic and elastomers production, aromatic compounds have been gradually banned for their toxicity and handling safety requirements (Duarte-Davidson, et al., 2001).

For global warming, one of the most important categories for greenhouse effect, which is responsible for changings on the oceans and seas levels, agriculture, rain regimes, desertification, etc., catalytic process contributes with 83.1% of CO₂ eq. and 16.4% of CH₄ emissions, which corresponds mainly to styrene production (Table 4). Therefore, the higher yields of styrene recovery by non-

catalytic process contributes to avoiding virgin material production. Moreover, the accounting of virgin styrene production for systems comparison causes higher emissions of ethylene, sulfur dioxide, phosphates and nitrogen oxide, which are related to photochemical oxidation, acidification and eutrophication impacts. Similarly, virgin styrene avoidance slightly softened water consumption for non-catalytic process (Table 4).

Virgin benzene, toluene and ethylbenzene avoidance positively contributed for better performances at abiotic depletion and toxicity categories for catalytic process. The lower impacts for catalytic process on human toxicity category is, however, optimistic since the presence of these light gases on industrial plant can cause impacts and effects not computed in the model. In this context, the virgin production of benzene, toluene and ethylbenzene, imposed for non-catalytic pyrolysis for system expansion equivalence, explains the higher impacts for those categories (Table 4 and Figure 4). The magnitudes of environmental impacts of HIPS pyrolysis processes are displayed in Table 4.

Table 4: Environment profile for HIPS pyrolysis

	Abiotic depletion [10 ⁻⁶ kg Sb eq]	Global warming (GWP100a) [kg CO ₂ eq]	Ozone layer depletion [10 ⁻⁸ kg CFC-11 eq]	Toxicity [kg 1,4-DB eq]	Photochemical oxidation [10 ⁻⁴ kg C ₂ H ₄ eq]
HIPS pyrolysis					
Catalytic	-1,5	3,7	7,7	0,62	8,7
non-catalytic	1,9	0,7	0,26	0,57	0,7
	Acidification [10 ⁻² kg SO ₂ eq]	Eutrophication [10 ⁻³ kg PO ₄ ⁻³ eq]	Land use [m ² .a]	Land transf. [10 ⁻⁴ m ²]	Water consumption [m ³]
HIPS pyrolysis					
Catalytic	1,2	1,6	-1,1	0,6	0,19
non-catalytic	0,7	0,8	1,1	1,7	0,17

In order to simplify the comparative study, the results are scaled to 100 and directly compared for all the impact categories in Figure 4.

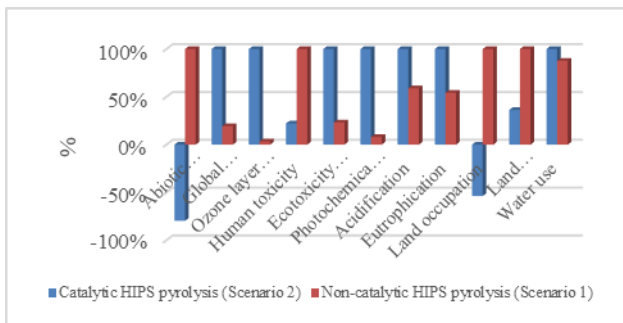


Figure 4: Comparative LCA for non-catalytic and catalytic HIPS pyrolysis

Figure 4 presents the comparative analysis of environmental impacts for Case Studies A, showing that catalytic processes don't always have advantages over non-catalytic ones. For polymers degradation reactions, catalyst effect over product yields is stronger than temperature, so that depending on the blend of products desired, catalyst application can lead to products with higher environmental impact.

HDPE pyrolysis occurs towards paraffins and olefins recovery, avoiding virgin material production, positively contributing to the environmental performance. Non-catalytic process generates higher fractions of those hydrocarbons, while catalytic process led the reaction to lighter product yields, recovering C1 to C6 compounds. Table 5 presents the environmental profile for HDPE pyrolysis processes and Figure 5 show a comparative LCA for both processes.

Table 5: Environment profile for HDPE pyrolysis

HDPE pyrolysis	Abiotic depletion [10 ⁻⁶ kg Sb eq]	Global warming (GWP100a) [kg CO ₂ eq]	Ozone layer depletion [10 ⁻⁷ kg CFC-11 eq]	Toxicity [kg 1,4-DB eq]	Photochemical oxidation [10 ⁻⁴ kg C ₂ H ₄ eq]
Catalytic	1,6	2,4	1,3	0,74	6,6
non-catalytic	-5	1,1	-0,19	0,11	3,4
HDPE pyrolysis	Acidification [10 ⁻² kg SO ₂ eq]	Eutrophication [10 ⁻³ kg PO ₄ ⁻³ eq]	Land use [10 ⁻² m ² .a]	Land transf. [10 ⁻⁴ m ²]	Water consumption [m ³]
Catalytic	1,2	2,16	5,1	2,1	0,3
non-catalytic	0,46	0,7	-0,14	-0,6	2,8

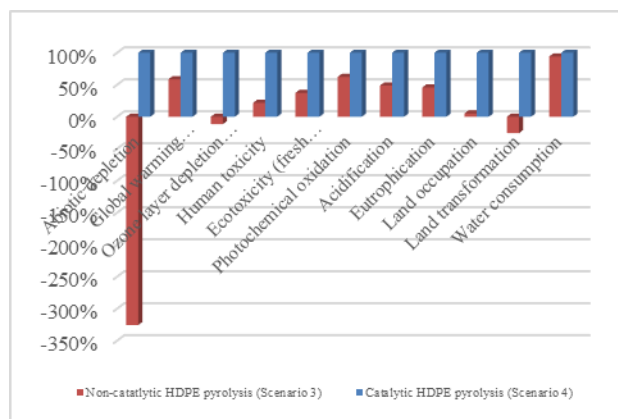


Figure 5: Comparative LCA for non-catalytic and catalytic HDPE pyrolysis

Life cycle assessment has been performed and it has been observed that catalytic HDPE waste pyrolysis contributes with 2.3 kg of CO₂ eq. emissions, almost twice of non-catalytic process emissions, causing higher impacts of the catalytic process in global warming category. While catalytic process contributes positively for abiotic depletion and ozone layer depletion categories, non-catalytic HDPE pyrolysis avoids Sb eq. and CFC-11 eq. emissions, which is

strongly related to paraffins and olefins recovery, avoiding impacts from oil and gas industry.

Grouping toxicity potentials, i.e., human toxicity potential and ecotoxicity potential (fresh water and terrestrial), catalytic pyrolysis of HDPE presented higher emissions, most of them related to energy matrix and Ni and Be emissions. Sulphur dioxide emissions significantly contributed for acidification (approximately 80%) and photochemical oxidation (approximately 50%) impacts for both processes. Nevertheless, catalytic HDPE pyrolysis presented higher impact in both environmental categories. Nitrogen oxide and phosphates emissions which are related to photochemical oxidation, acidification and eutrophication impacts are also associated with virgin paraffin and olefins production for systems equivalence. Finally, it is interesting to note that liquid hydrocarbon transformation to gases by catalyst addition is not environmentally recommended in both cases presented in this study, since it enhances oil and energy consumption, for example.

4. Conclusion

The goal of this study was to evaluate catalyst influence on plastic pyrolysis processes in terms of environmental impact throughout their life cycle. Catalyst use has been strongly recommended in cracking processes for energetic gains. Nevertheless, for plastic waste degradation reactions, in which products can be reused in plastic productive chain or as input for other processes, it has been noted that catalyst application could not be always advantageous as suggested in literature. It can be concluded that, depending on the process, catalytic reaction generates a product blend with higher environmental impact and can be, therefore, less favorable than non-catalytic processes.

HIPS degradation processes without catalyst application led to styrene recovery. Catalyst cracks hydrocarbons from thermal degradation, producing lighter and more toxic products as benzene and toluene. The results of this study revealed that the impacts associated with styrene production as avoided product were more positives than the impacts associated with benzene, toluene and ethylbenzene productions as avoided product.

Environmental impacts from HDPE pyrolysis with and without catalyst have been evaluated and compared. The results revealed that the blend of products formed by catalytic process have higher environmental impact. The results of both HIPS and HDPE pyrolysis processes show that impact assessment of plastic pyrolysis is totally dependent of product blend and, therefore, leads to individual and specific results for each case study. The idea imposed that catalyst is always advantageous cannot be true and should be individually proved.

Acknowledgements

The authors thank Braskem, Capes and Coppetec Foundation for research investment.

References

- Achiliadis, D. S., Roupakias, C., Megalokonomos, P., Lappas, A. A., & Antonakou, E. V. (2007). <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.06.076>
- Aguado, J., Serrano, D. P., & Escola, J. M. (2006). <https://doi.org/10.1002/0470021543.ch3>
- Aguado, J., Serrano, D. P., San Miguel, G., Castro, M. C., & Madrid, S. (2007). doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jaap.2016.12.027>
- Al-Salem, S. M., Antelava, A., Constantinou, A., Manos, G., & Dutta, A. (2017). <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.03.084>.
- Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the Environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62, pp. 1596-1605.
- Arena, U., Perugini, F., & Mastellone, M. (2005). doi:10.1002/ep.10078
- Astrup, T. F., Tonini, D., Turconi, R., & Boldrin, A. (2015). <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2014.06.011>
- Buekens, A. (2006). <https://doi.org/10.1002/0470021543.ch1>
- Butler, E., Devlin, G., & McDonnell, K. (2011). doi:10.1007/s12649-011-9067-5
- Cipriotti, S. V., Santella, C., Cafiero, L., De Angelis, D., La Marca, F., & Tuffi, R. (2016). <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.05.005>
- De Feo, G., & Malvano, C. (2009). doi:10.1016/j.wasman.2008.12.021
- Duarte-Davidson, R., Courage, C., Rushton, L., & Levy, L. (2001). <http://dx.doi.org/10.1136/oem.58.1.2>
- European Commission. (2002). *Socio-economic tools for Sustainability Impact Assessment - The Contributions of EU to Sustainable Development*. Tamborra, M.
- Geyer, R., Jambeck, J. R., & Law, K. L. (2017). doi:10.1126/sciadv.1700782
- Goedkoop, M. J., Heijungs, R., Huijbregts, M., De Schryver, A., Struijs, J., & Van Zelm, R. (2013). *ReCiPe 2008, A life cycle impact assessment method which comprise harmonized category indicators at the midpoint and the endpoint level*. Report I: Characterization, Ruimte en Milieu.
- Guinée, J. B., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., de Koning, A., . . . Huijbregts, M. A. (2002). *Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards. Series: Eco-efficiency in Industry and Science*. Kluwer Academic Publishers.
- Guo, J., Gu, F., Zhang, W., Summers, P. S., & Hall, P. (2017). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.278>
- ILCD. (2011). *Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European Context, Handbook*.
- ISO. (2006). *ABNT NBR ISO 14040:2006 - Environmental management — Life cycle assessment - principals and framework*. Norma, ABNT.
- ISO. (2009). *ABNT NBR ISO 14044: 2009 - Gestão ambiental — Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações*. Norma, ABNT.
- James, D. H., & Castor, W. M. (2011). https://doi.org/10.1002/14356007.a25_329.pub2
- Khoo, H. H. (2009). doi:10.1016/j.wasman.2008.12.020
- Kirkeby, J. T., Birgisdottir, H., Hansen, T. L., & Christensen, T. H. (2006). Environmental assessment of solid waste systems and technologies: EASEWASTE. *Waste Management*, 24, pp. 3-15.
- Kishore, K., & Pai Vernecker, V. R. (1976). Correlation between heats of depolymerization and activation energies in the degradation of polymers. *Polymer Letters Edition*, 14, pp. 761-765. <https://doi.org/10.1002/pol.1976.130141211>
- Laurent, A., Clavreul, J., Bernstad, A., Bakas, I., Niero, M., Gentil, E., Hauschild, M. Z. (2014) <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2013.12.004>
- Lee, K.-H. (2006). <https://doi.org/10.1002/0470021543.ch5>
- Lee, K.-H., Jeon, S.-G., Kim, K.-H., Noh, N.-S., Shin, D.-H., Park, J., Kim, G.-T. (2003). <https://doi.org/10.1007/BF02706909>
- Lin, Y.-H., & Yang, M.-H. (2008). <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2008.06.004>.
- López, G., Barbarias, I., Artetxe, M., Arregi, A., Bilbao, J., & Olazar, M. (2018). <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2017.11.048>
- Miranda, D. M. (2016). *Degradação térmica e catalítica dos polímeros poli(acrilonitrila-co-butadieno-co-estireno)(ABS) e poliestireno de alto impacto (HIPS) oriundos de resíduos eletroeletrônicos*. Master thesis, Rio de Janeiro Federal University, Rio de Janeiro.
- Miskolczi, N., Bartha, L., Deák, G., & Jóver, B. (2004). <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2004.04.025>
- Nessi, S., Rigamonti, L., & Grosso, M. (2013). doi 10.1007/s11367-013-0570-8
- Nishino, J., Itoh, M., Fujiyoshi, H., & Uemichi, Y. (2008). doi:10.1016/j.fuel.2008.06.022.
- Oliveira, R. T. (2016). *Degradação termocatalítica de misturas de poliolefinas e biomassa*. Dissertação de Mestrado, COPPE/UFRJ, Chemical Engineering, Rio de Janeiro.
- Panda, A. K., & Singh, R. K. (2014). doi:10.1504/IJEWM.2014.058803
- Panda, A. K., Singh, R. K., & Mishra, D. K. (2010). doi:10.1016/j.rser.2009.07.005.
- Pinto, J. C., Soto, J. J., Melo, C., Magrini, A., Junior, C. A., Gaioto, C., Vasconcelos, S. (2012). *Impactos ambientais causados pelos plásticos*. Rio de Janeiro: e-papers Serviços Editoriais Ltda.
- PlasticsEurope. (2019). Annual report.
- Polymer Database. (2017). polymerdatabase.com/.
- Rahimi, A., & García, J. M. (2017). doi:10.1038/s41570-017-0046
- Rigamonti, L., Grosso, M., Müller, J., Martínez Sanchez, V., Magnani, S., Christensen, T. (2014) <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.12.012>
- Roosbehani, B., Anvaripour, B., Esfahan, Z., Mirdrikvand, M., & Moqadam, S. (2014). <https://doi.org/10.1007/s10553-014-0477-5>
- Scheirs, J., & Kaminsky, W. (2006). *Feedstock Recycling and Pyrolysis of Waste Plastics: Converting Waste Plastics into Diesel and Other Fuels*. (J. Scheirs, & W. Kaminsky, Eds.) Edithvale: Wiley Series.
- Sikdar, S. K. (2015). *Environmental Engineering and Sustainability for Engineers*. National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati.
- Silva, E. A., & Moita Neto, J. M. (2015). <http://dx.doi.org/10.1590/0104-1428.1949>
- The Danish Environmental Protection Agency. (2018). *LCA of grocery carrier bags*. Final Report, Ministry of Environment and Food of Denmark, Denmark.
- Treyer, K., & Bauer, C. (2016a). doi:<https://doi.org/10.1007/s11367-013-0665-2>.
- Treyer, K., & Bauer, C. (2016b). doi:<https://doi.org/10.1007/s11367-013-0694-x>.
- Walendziewski, J., & Steininger, M. (2001). Thermal and catalytic conversion of waste polyolefines. *Catalysis Today*, 65, pp. 323-330.
- Williams, P. T., Muhammad, C., & Onwudili, J. A. (2015). Catalytic pyrolysis of waste plastic from electrical and electronic equipment. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 113, pp. 332 - 339.
- Williams, P. T., Nahil, M. A., & Ratnasari, D. K. (2017). <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2016.12.027>
- WRAP. (2008). *LCA of Management Options for Mixed Waste Plastics*. Final Report, WRAP - Waste & Resource Action Programme.
- Zackrisson, M., Jönsson, C., & Olsson, E. (2014). <http://dx.doi.org/10.4236/aces.2014.42025>

Avaliação do ciclo de vida de processos de hot stamping

Marcella Alvarenga¹

Julio César Souza¹

Máisa Pabis¹

Mario Batista de Lima Junior²

Lucas Tavares de Barros²

¹ Stellantis

² Aethra Group Automotive Systems

maisa.pabis@stellantis.com

Resumo

O uso de materiais leves é um dos desenvolvimentos da indústria automotiva em direção a soluções de mobilidade sustentável. Nesse contexto, alguns processos de fabricação, como hot stamping, garantem componentes mais leves com propriedades mecânicas aprimoradas. O processo de estampagem a quente para aços de alta resistência consiste na estampagem a alta temperatura e resfriamento controlado. Assim, componentes com formatos complexos podem ser produzidos e a transformação microestrutural dos metais leva a melhores propriedades mecânicas em relação ao processo convencional, permitindo a redução da massa dos componentes. O objetivo deste estudo é comparar, na perspectiva da ACV, dois processos de hot stamping: forno e efeito Joule. No processo do forno, combustível é queimado para produzir calor e, no processo de aquecimento por efeito Joule a chapa é presa por eletrodos e a passagem de uma corrente elétrica gera energia térmica devido à resistência do material metálico. A ACV foi desenvolvida em uma análise “do berço ao túmulo”, dividida em 5 fases principais: produção de material, logística, estampagem, uso e fim de vida útil. A unidade funcional foi estabelecida como um componente a ser aplicado em um veículo com vida útil de 200.000 km. O componente é fabricado em aço 22MnB5 e possui 0,810 kg. Os impactos ambientais analisados no presente estudo são aqueles recomendados pelas diretrizes europeias e pela ACEA - Associação dos Fabricantes Europeus de

Automóveis e, quando avaliados pelo método CML 2001. A única exceção foi a demanda de água, avaliada considerando o balanço disponível no software GaBi. Com base nos dados coletados e nos resultados obtidos, pode-se concluir que o processo efeito Joule apresentou melhor desempenho ambiental, com melhores resultados na fase de fabricação. Também foi avaliado um cenário hipotético, considerando um processo de estampagem a frio. Para este cenário, foi considerado um componente com uma massa 20% maior, visando manter propriedades mecânicas semelhantes. Os resultados mostraram que, mesmo com menor consumo de energia durante a fase de fabricação, um componente estampado a frio (com maior massa) apresentou o pior desempenho ambiental em relação ao efeito Joule e ao forno devido aos resultados da fase de uso.

Palavras-chaves: Avaliação do ciclo de vida, Estampagem a quente, Forno, Efeito Joule, Chapa de aço.

Introdução

A utilização de materiais leves e mais resistentes é uma das frentes de desenvolvimentos dentro da indústria automobilística para a construção de soluções de mobilidade mais sustentáveis.

Neste contexto, o processo de *hot stamping* (HS) de aços de alta resistência consiste no processo de estampagem desses metais a altas temperaturas com resfriamento controlado. A transformação microestrutural do metal permite a melhoria de propriedades mecânicas das peças estampadas quando comparado ao processo convencional o que permite, portanto, a redução de massa desses componentes (Aethra, 2018). O

processo permite também a moldagem de componentes em formatos complexos.

As chapas de aço são aquecidas em fornos onde há queima de combustível, normalmente gás natural, para a produção de calor. A alta demanda por espaço assim como altos custos de investimento e operação mostram a necessidade de se investigar formas alternativas para o aquecimento das chapas. Uma dessas formas é o aquecimento do material através do efeito Joule. A chapa é presa por eletrodos e a passagem da corrente gera calor devido à resistência do próprio material a ser aquecido (Karbasiyan, 2010; Raugei et al., 2014).

Os processos de manufatura têm papel fundamental no desenvolvimento tecnológico da sociedade. Contudo contribuiu de forma significativa para o aumento das emissões de gases de efeito estufa, entre outros poluentes, nos últimos anos. Para entender como esses processos impactam na performance ambiental de um produto, pretende-se entender e comparar o desempenho ambiental de dois diferentes processos de HS através da metodologia de ACV, averiguando o desempenho ambiental dos seguintes componentes:

1. Barra antiextrusão da porta anterior estampada via processo de HS forno;
2. Barra antiextrusão da porta anterior estampada via processo de HS efeito Joule.

Escopo do estudo

O objeto em estudo é a barra antiextrusão da porta anterior de um veículo de passeio marca Fiat com motorização 1000 cilindradas (veículo “A”), peça já manufatura via processo de *hot stamping*, conforme Figura 1.

Figura 1: Barra antiextrusão porta anterior.



O componente possui massa de 0,810 kg de aço 22MnB5, material amplamente utilizado no processo de estampagem a quente.

A unidade funcional foi estabelecida como sendo 1 componente a ser aplicado no veículo “A” com vida útil de 200.000 km (CRF, 2014). Foi considerado que 60% da sua vida útil são rodados na cidade e que 60% dessa distância é percorrida utilizando etanol (E100) como combustível preferencial. Nos outros 40% são utilizados gasolina E27 (Gasolina A com 27% de etanol).

Foram analisados os aspectos ambientais e a demanda de energia resultante da fabricação do componente, logística, seu uso no veículo e o final de vida, seguindo as etapas descritas nas normas ISO 14040/44 (Guineé, 2001).

Os aspectos econômicos e sociais não foram incluídos nesse estudo. Nem todas as entradas e

saídas conhecidas dentro da fronteira foram descritas, utilizando-se como critério principal de exclusão o volume de materiais utilizados.

Para o presente estudo, os impactos ambientais escolhidos são os recomendados pelo *Joint Research Centre* (JRC, 2010), que avaliou a confiabilidade dos principais indicadores ambientais usando uma escala de níveis de recomendação: “I” (recomendado e satisfatório), “II” (recomendado, mas com algumas melhorias necessárias) ou “III” (recomendado, mas para ser aplicado com cuidado), conforme Tabela 1. Apenas os impactos “I” e “II” foram avaliados. O método utilizado é o CML2001 – Jan. 2016, recomendado para o contexto automobilístico (Souza, et al., 2007). De acordo com a ACEA, a toxicidade (Impactos “III”) é fortemente dependente de níveis de concentração locais e interações químicas entre poluentes, se encontrando ainda em desenvolvimento pela comunidade científica.

Tabela 1: Impactos Ambientais Avaliados (JRC, 2010)

<i>Impacto Ambiental</i>	<i>Referência</i>	<i>Nível</i>
Potencial de Aquecimento Global (GWP 100 years)	kg CO ₂ eq.	I
Potencial de Depleção da Camada de Ozônio (ODP)	kg R ₁₁ eq.	I
Potencial de Depleção Abiótica (ADP)	kg Sb eq.	II
Potencial de Acidificação (AP)	kg SO ₂ eq.	II
Potencial de Eutrofização (EP)	kg PO ₄ ⁻³ eq.	II
Potencial de Criação de Ozônio Fotoquímico (POCP)	kg C ₂ H ₄ eq.	II
Demanda de Água (WD)	kg H ₂ O	n.a.

Foram analisados 2 cenários distintos que comparam diferentes rotas de processos para estampagem a quente. Foram coletados dados de dois fornecedores que utilizam em sua linha de produção os dois processos aqui estudados que serão a partir de agora referidos nesse relatório como: forno e efeito Joule.

Foi considerado que a mudança do processo não altera a massa ou montabilidade dos componentes no veículo.

Para o processo forno, as chapas são importadas da Alemanha via transporte aéreo e rodoviário sendo enviadas até Campinas para o processo de estampagem onde serão posteriormente enviadas até a fábrica da Stellantis em Betim – MG.

O processo de estampagem a quente via forno ocorre da seguinte forma: as chapas são pré-cortadas e entram na linha de montagem via prateleira elétrica e são transferidas para o forno através de robôs automatizados e posteriormente à prensa. A peça é então estampada, resfriada e transferida para o processo de embalagem (Buis, et al., 2013).

Os consumos principais são gás natural e energia elétrica. A queima do gás natural gera emissão de CO₂ e não há geração de resíduos sólidos.

Já para o processo efeito Joule, as chapas são transportadas via transporte ferroviário e rodoviário de Ipatinga-MG para Betim, onde são estampadas a quente e posteriormente encaminhadas à fábrica da Stellantis.

O aquecimento da chapa ocorre através do efeito Joule, no qual o calor é gerado pela resistência do próprio material a passagem de uma corrente elétrica. Após a estampagem a peça é enviada para operações posteriores de corte laser e solda no respectivo conjunto final.

O consumo principal é apenas de energia elétrica. Não há emissões diretas e o resíduo sólido gerado foi contabilizado.

Para os dois processos, a água utilizada no resfriamento percorre um circuito fechado e sem perdas, portanto não foi contabilizada.

No final de vida dos componentes, considera-se o fluxo de reciclagem praticado fora do Brasil. O veículo é despoluído, desmontado e então alimenta um *shredder* que separa os materiais ferrosos e não-ferrosos para serem reciclados (Castro, 2012). Uma alocação, baseada na razão de preço entre material virgem e reciclado (*Value Corrected Substitution*) foi utilizado para estimar os créditos de reciclagem.

Inventário de Dados

A extração e produção da matéria-prima é contabilizada pelo banco de dados disponível no software GaBi (versão 8.7.0.18), assim como o processamento e transporte dos materiais. Os dados são relativos ao ano de 2018.

Para a etapa de uso foram utilizados os dados de homologação do veículo “A” para consumo de combustível e emissões de CO₂. O restante dos poluentes (CO, aldeídos, material particulado,

NO_x e NMHC – não-metano hidrocarbonetos) foi quantificado utilizando os limites de emissão de homologação do PROCONVE fase L6.

O cálculo de consumo e emissões relativo apenas ao componente foi realizado utilizando o método de alocação incremental, descrito pela EUCAR – *Automotive LCA Guidelines* (Ridge, 2018). Ele é baseado na suposição de que o consumo de combustível do componente comparado com o consumo do veículo é derivado da razão entre a massa do componente e o do veículo multiplicado por um fator *c*:

$$\frac{C_{componente}}{C_{veículo}} = c \frac{M_{componente}}{M_{veículo}}$$

Onde,

$C_{componente}$; $C_{veículo}$, consumo de combustível do componente e do veículo;

$M_{componente}$; $M_{veículo}$, massa do componente e do veículo;

$c = C_c/C_w$, razão entre o coeficiente de consumo $C_c = 10\%$ e $C_w = 5\%$

O método é considerado pela EUCAR o mais apropriado quando o componente tem peso menor ou igual a 20% do veículo e o componente não tem outro efeito na eficiência do veículo além do seu peso.

Os processos para a produção e distribuição dos combustíveis são fornecidos pelo software GaBi: *BR: Bioethanol from sugarcane at filling station* e *BR: Gasoline Mix (E25) at filling station*.

A energia elétrica consumida pelos processos em ambos cenários é descrita pelo processo *BR: Power Grid Mix*, presente no GaBi, que representa uma média das entradas e saídas na matriz energética brasileira.

Para o consumo de gás natural foi considerado o processo *BR: Thermal energy from natural gas*.

A razão entre material virgem e reciclado utilizado no balanço de final de vida (*Value Corrected Substitution*) utiliza também os dados do banco de dados do software.

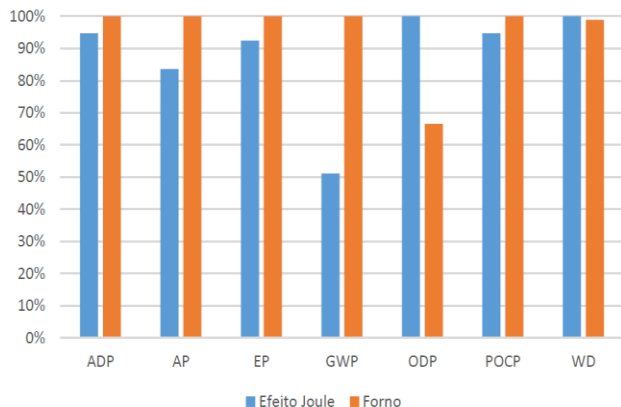
Análise de impactos

Nos cenários estudados, podem ser identificadas cinco fontes principais de impactos: 1. Produção de Materiais; 2. Logística; 3. Estampagem; 4. Uso e 5. Final de vida;

Os impactos ambientais foram quantificados e identificados em termos dessas fontes. As etapas de produção dos materiais, uso e final de vida são as mesmas para os dois cenários. Foi considerado que o processo de estampagem do componente não interfere nessas etapas.

Para a maioria dos impactos, as emissões são majoritariamente provenientes das etapas de extração de materiais e uso do produto. Contudo, a diferença no processo de estampagem e sua logística foi suficiente para deixar os cenários com performances ambientais diferentes. O resultado comparativo para cada impacto em cada cenário pode ser visto na Figura 2.

Figura 2: Análise de Impacto Ambiental da barra antiextrusão da porta anterior.



O processo de *hot stamping* via efeito Joule teve performance ambiental superior em cinco dos sete impactos aqui estudados: ADP, AP, EP, GWP e POCP. Os gráficos 3 e 4 abaixo avaliam a contribuição de cada fase no ciclo de vida do componente e mostram que para o processo Forno, a logística da matéria-prima é a responsável por essa diferença.

Figura 3: Distribuição de impactos para o cenário Forno

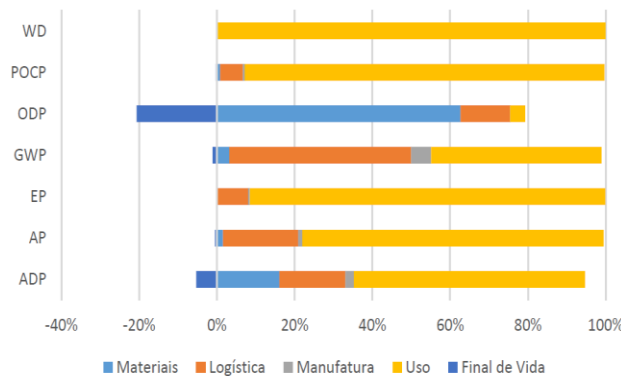
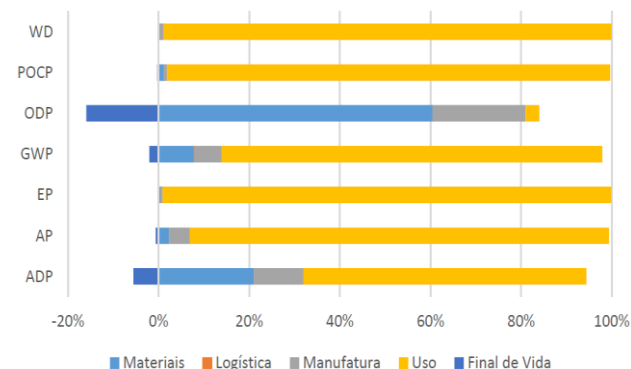
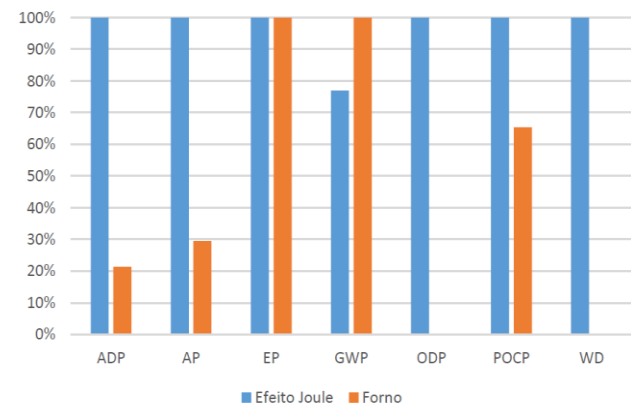


Figura 4: Distribuição de impactos para o cenário Efeito Joule



Para o processo de transformação da matéria-prima, *hot stamping*, o gráfico abaixo mostra os resultados entre as duas rotas de processamento.

Figura 5: Impacto ambiental relativo da fase de manufatura para os dois cenários



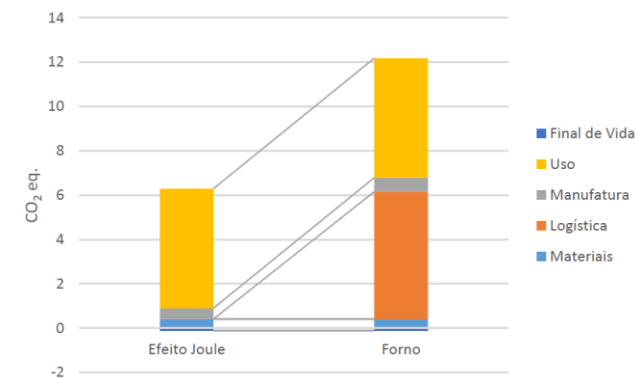
O cenário efeito Joule só é mais favorável para eutrofização (embora os números sejam muito semelhantes) e aquecimento global.

Para os demais impactos, a produção da energia elétrica é o grande responsável pelo aumento das emissões no cenário efeito Joule na etapa de manufatura.

Potencial de Aquecimento Global

O potencial de aquecimento global para os dois cenários pode ser melhor avaliado na figura 6. As emissões de gases de efeito estufa (GHGs) são maiores para o cenário Forno, 12,04 kg de CO₂ eq. contra 6,16 do cenário efeito Joule. Isso se traduz numa redução de 49% das emissões.

Figura 6: Potencial de Aquecimento Global para os cenários Efeito Joule e Forno



A etapa de produção de materiais é a mesma para os dois cenários, 0,398 kg de CO₂ eq.

Como já mencionado anteriormente, a logística do cenário Forno aumenta as emissões de CO₂ eq. desse cenário de forma considerável. A produção do querosene necessário para o transporte emite 0,59 kg de CO₂ eq. enquanto o avião-cargueiro emite 5,13 kg de CO₂. Para o

cenário efeito Joule, a origem da matéria-prima ser nacional faz com que a emissão da etapa de logística seja 0,006671 kg de CO₂ eq., um valor quase 1000 vezes menor.

A manufatura para o cenário efeito Joule também é menor, mas sua contribuição para o todo é pequena, entre 5 e 8%. Isso se deve basicamente ao fato do processo de aquecimento por efeito Joule ter uma eficiência de aquecimento melhor.

A exemplo da etapa de produção dos materiais, a etapa de uso é considerada igual para os dois componentes e corresponde a 5,39 kg de CO₂ eq.

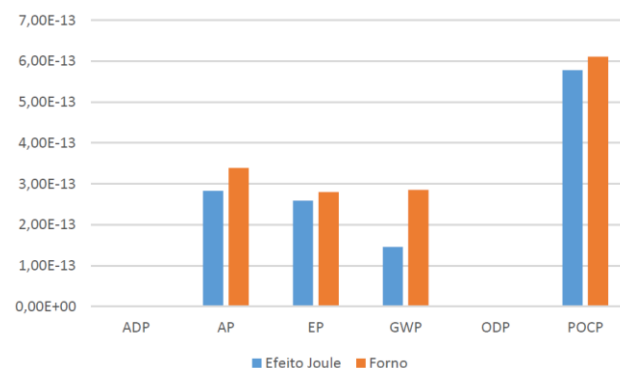
O final de vida é negativo, pois a reciclagem evita que uma matéria-prima seja produzida “do zero”, evitando emissões de GHGs.

Normalização e ponderação

As metodologias utilizadas para a normalização e ponderação estão de acordo com aquela empregada na análise dos impactos, CML 2001.

O software aplicado na análise não dispõe de dados locais para a normalização no cenário brasileiro. Portanto, optou-se pela normalização através de referências globais, CML 2001 – Dec. 2016, World. O consumo de água não é avaliado segundo metodologia CML não sendo, portanto, normalizado. Os valores obtidos representam a amplitude dos impactos analisados a nível mundial, tendo como referência o ano de 2016 e estão expostos nas Figuras a seguir.

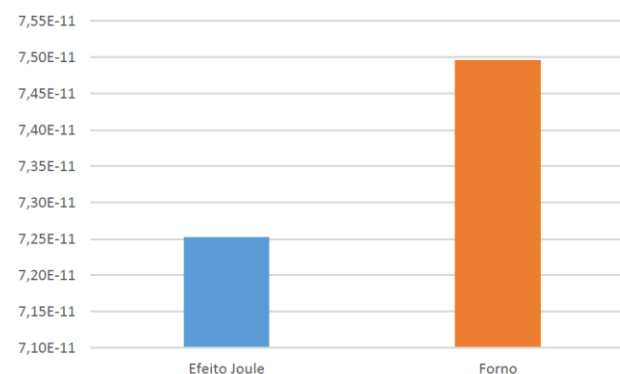
Figura 7: Normalização dos dois cenários



Os impactos mais relevantes são POCP e EP seguidos de GWP e AP. ADP e ODP são os menos expressivos.

Para a ponderação foi utilizado a metodologia CML2001 – 2016, World.

Figura 8: Resultados Finais



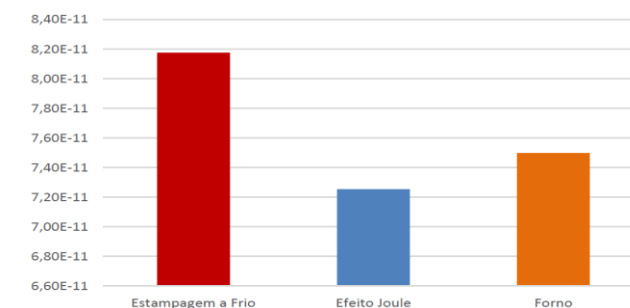
As notas finais mostram que os componentes estampados a quente através do aquecimento via efeito Joule possuem melhor desempenho ambiental.

Hot stamping e redução de massa do componente

Segundo dados do fornecedor, o *hot stamping* tem como potencial reduções de massa acima de 20%. Para entender como a mudança estrutural do material, além de reduzir massa, pode melhorar o desempenho ambiental do componente, considere um cenário hipotético onde o componente será estampado a frio, mas terá sua massa elevada em 20% indo de 0,810 kg para 0,972 kg. Considere também a logística da matéria-prima como proveniente de Ipatinga-MG. Os dados de consumo de energia para o processo de estampagem a frio foram retirados do inventário de dados do GaBi.

Os resultados finais da ACV para os 3 cenários podem ser contemplados na Figura 9:

Figura 9: Resultados Finais com os três cenários



Os resultados mostram que mesmo com um consumo de energia na etapa de manufatura do componente menor, a etapa de uso prevaleceu nas notas finais, fazendo com que o componente estampado a frio (e com maior massa), tenha o

pior desempenho ambiental entre os 3 cenários avaliados.

Conclusões

Com base nos dados levantados e resultados obtidos pode-se concluir que o componente que utiliza processo de aquecimento via Efeito Joule teve melhor desempenho ambiental.

Embora a emissão por MJ do gás natural ser menor que a da produção de energia elétrica no Brasil (0,0704 kg de CO₂ eq. contra 0,0907), a melhor eficiência do processo fez com que o cenário efeito Joule fosse melhor na etapa de manufatura.

Contudo, foi a logística da matéria-prima a etapa crucial na diferença dos resultados fazendo com que o cenário Efeito Joule fosse melhor em cinco dos sete cenários estudados: Depleção Abiótica, Acidificação, Eutrofização, Aquecimento Global e Formação de Ozônio Fotoquímico. Para os outros dois, Depleção da Camada de Ozônio e Demanda de Água, o processo de produção da energia elétrica deixa esse cenário com pior performance ambiental.

Foi também avaliado um cenário hipotético onde o componente seria estampado a frio, apresentando, contudo, uma massa 20% superior para assim manter propriedades mecânicas semelhantes. Os resultados mostram que mesmo com um consumo de energia na etapa de manufatura do componente menor, a etapa de uso prevaleceu nas notas finais, fazendo com que o componente estampado a frio (e com maior

massa), tenha o pior desempenho ambiental quando comparado com os cenários efeito Joule e Forno.

Referências bibliográficas

AETHRA GROUP AUTOMOTIVE SYSTEMS, Hot Forming. Brasil, 2018.

BUIS, J.; SUTHERLAND, J.; ZHAO, F., Unit Process Life Cycle Inventory models of hot forming processes. ASME 2013 International Manufacturing Science and Engineering Conference. United States of America, 2013.

CASTRO, D. E. Reciclagem e Sustentabilidade na Indústria Automobilística. Belo Horizonte: Rona Editora, 2012.

CENTRO RICERCHE FIAT (CRF), 2014-87H-IO-001.00 Operative Instruction – Application of the Methodology of Life Cycle Assessment (LCA), Italia, 2014.

FERREIRA, J. V. R., Análise de Ciclo de Vida dos Produtos. Instituto Politécnico de Viseu, Portugal, 2004.

FIAT CHRYSLER AUTOMOBILES, FCA Sustainability Report, 2014.

GUINÉE, J. B., Handbook on Life Cycle Assessment – Operational Guide to the ISO Standards. Kluwer Academic Publishers, vol. 7, 2001.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO), ISO 14040: Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework, Geneve, 2006.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO), ISO 14044: Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and Guideline, Geneve, 2006.

JOINT RESEARCH CENTRE, International Reference Life Cycle Data System Handbook: Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. Ispra, 2010.

JOINT RESEARCH CENTRE, International Reference Life Cycle Data System Handbook: General Guide for Life Cycle Assessment. Ispra, 2010.

KARBASIAN, H.; TEKKAYA, A.E., A review on hot stamping. Journal of Materials Processing Technology, 2010.

RAUGEI, M.; EL FAKIR, O.; WANG, L.; LIN, J.; MORREY, D., Life cycle assessment of the potential environmental benefits of a novel hot forming process in automotive manufacturing. Journal of Cleaner Production, 2014.

RIDGE, L., "EUCAR - Automotive LCA Guidelines - Phase 2," SAE Technical Paper 982185, 1998.

SOUZA, D. M. de; SOARES, S.R.; SOUSA, S. R., A Life cycle impact assessment method for the Brazilian context. Conferência Internacional Ciclo de Vida. São Paulo, 2007.

Análise de ciclo de vida da utilização de ligas de magnésio em componentes automotivos

Júlio C. Souza¹

Marcella C. N. Alvarenga¹

Maísa Pabis¹

Paula E. de S. P. Carneiro¹

¹ Stellantis

maisa.pabis@stellantis.com

Resumo

A indústria automobilística tem investido cada vez mais recursos no desenvolvimento de materiais leves visando reduzir o consumo de combustível e emissões dos veículos. Nesse contexto, a demanda por ligas metálicas mais leves, como alumínio e magnésio, vem crescendo com projeções de números ainda maiores. Embora os benefícios de eficiência energética sejam evidentes isso pode não se traduzir em uma melhora no desempenho ambiental do componente. Entre outras particularidades, durante seu processo produtivo é necessário diminuir a reatividade do magnésio na presença de oxigênio e isto é normalmente feito utilizando o hexafluoreto de enxofre (SF₆), gás cujo potencial de aquecimento global corresponde a 23,900 kg de CO₂ (MMA, 2017). O principal objetivo deste estudo foi comparar do ponto de vista ambiental o uso de ligas de magnésio em componentes automotivos com soluções convencionais. Foi utilizada a abordagem “cradle to grave”, analisando o ciclo de vida em três fases principais: fabricação (incluindo produção, processamento de materiais e logística), uso e fim da vida útil. A unidade funcional foi estabelecida como componentes em veículos com vida útil de 200.000 km. Neste estudo, os impactos ambientais escolhidos são os recomendados pelas diretrizes europeias e pela ACEA (Associação Europeia de Fabricantes de Automóveis) e foram avaliados pelo método CML 2001, com exceção da demanda de água avaliada considerando-se o balanço do consumo de água realizado com dados disponíveis no software GaBi®. Foi possível concluir que os

componentes estudados apresentaram melhor desempenho ambiental quando produzidos com aço. Portanto, embora os componentes tenham massa reduzida ao usar ligas de magnésio, os impactos do estágio de fabricação dos materiais prevaleceram no ciclo de vida. O potencial de aquecimento global mostrou como diferentes componentes podem apresentar diferentes perfis ambientais. Componentes maiores tendem a beneficiar materiais mais leves, já que sua contribuição na eficiência energética do veículo é maior. Considerando isso, foram propostas duas equações que podem descrever o desempenho ambiental do componente baseado em sua composição, massa e contribuição no consumo energético do veículo. Essas equações podem ser utilizadas durante o processo de desenvolvimento do veículo para definir qual a melhor opção do ponto de vista ambiental.

Palavras-chaves: Análise de ciclo de vida, Ligas de Magnésio, Aço, Materiais leves, Componentes Automotivos.

Introdução

Soluções no sentido de reduzir o consumo de combustível e emissões dos veículos têm sido desenvolvidas pela indústria automobilística. Essa tendência impulsionada por programas públicos como o InovarAuto, Rota 2030 e legislações cada vez mais rigorosas, fez com que a indústria automobilística passasse a avaliar o desempenho ambiental dos seus componentes e produtos. Para isso, é recomendável a utilização de uma metodologia holística, como a análise de ciclo de vida (ACV). Com esta avaliação é possível quantificar entradas e saídas de materiais e energia, avaliando os impactos ambientais inerentes a cada etapa do ciclo de

vida contemplando extração de matéria-prima, produção dos materiais e do produto em si, sua etapa de uso e o destino do produto no final de vida útil. A análise de ciclo de vida possibilita que se conheçam não apenas os impactos ambientais que podem acontecer, mas sob quais cenários poderão ocorrer e ainda em que medida podem ser evitados ou minorados.

A análise de ciclo de vida é utilizada de maneira sistêmica na Stellantis orientando as tomadas de decisão para escolha de matérias-primas, processos e produtos.

Assim, neste trabalho pretende-se comparar o desempenho ambiental de componentes automotivos que utilizam magnésio na sua composição através da metodologia de ACV e verificar se a liga de magnésio é uma boa opção como material leve do ponto de vista ambiental. Para este estudo foram escolhidos a travessa estrutural do painel de instrumentos e a tampa traseira (tampa do porta-malas).

Figura 1: Representação do componente travessa do painel de instrumentos



Figura 2: Representação do componente tampa traseira.



Particularmente para o magnésio, a redução de massa de um componente automotivo chega a 55% quando comparado ao aço convencional e de 25% se comparado ao alumínio (Ehrenberger, 2013).

Metodologia

Neste estudo foram analisados os aspectos ambientais e a demanda de energia resultantes da fabricação dos componentes, seu uso nos veículos e o final de vida.

Este estudo de ACV considerou o sistema mais comumente conhecido como "*cradle to grave*". O ciclo de vida foi dividido em três fases principais: manufatura (que inclui produção, processamento de materiais e logística), uso e final de vida.

A unidade funcional foi estabelecida como sendo um componente aplicado nos seguintes veículos: travessa estrutural do painel de instrumentos em

aço e em magnésio em um SUV da marca Jeep; e tampa traseira aplicada em duas minivans da marca Chrysler, uma em aço e outra feita majoritariamente de liga de magnésio, todos com vida útil de 200.000 km.

Na Tabela 1 é apresentada a composição da travessa do painel de instrumentos e na Tabela 2 é apresentada a composição das portas traseiras.

Tabela 1: Composição da travessa do painel de instrumentos

Massa (kg) - Travessa painel		
Material	Aço	Magnésio
Aço	10,295	0
Magnésio	0	5,244
Total	10,295	5,244

Tabela 2: Composição da tampa traseira

Massa (kg) - Tampa traseira		
Material	Aço	Magnésio
Aço	20,491	0,023
Alumínio	0	3,317
Magnésio	0	6,846
Orgânico	0,009	0,284
Solda de aço	0,022	0
TOTAL	20,522	10,470

Os aspectos econômicos e sociais não serão incluídos nesse estudo. Nem todas as entradas e saídas conhecidas dentro da fronteira do ciclo de vida foram descritas, utilizando-se como critério principal de exclusão o volume de materiais utilizados.

Para o presente estudo, os impactos ambientais escolhidos para serem analisados são os recomendados pelas diretrizes europeias e ACEA - Associação dos Fabricantes Europeus de Automóveis e foram avaliados através do método CML 2001 – Jan. 2016, com exceção de demanda de água que foi avaliada considerando o balanço de consumo de água disponibilizada pelo software GaBi®.

Este estudo foi realizado de acordo com a norma ISO 14040/44 e alinhado com a metodologia aplicada nas demais regiões da Stellantis (CRF, 2014). Os cenários estudados são comparáveis levando em consideração que as fontes de dados e a avaliação de impacto são equivalentes para ambos.

O software GaBi® (versão 8.7.0.18) foi utilizado para a realização dos balanços de ciclo de vida assim como os cálculos da metodologia de impacto ambiental.

Foram analisados 4 cenários distintos para entender como a utilização de ligas de magnésio alteram o desempenho ambiental dos seus componentes. Esses 4 cenários exploram pesos de componentes diferentes assim como a utilização da liga de magnésio com outras ligas leves, nesse caso o alumínio.

Para os cenários que utilizam magnésio, foi considerado o processo de obtenção da liga por eletrólise com cobertura geográfica de Israel, de onde hoje o Brasil mais importa magnésio metálico. O processo de transformação do

magnésio é a fundição, tanto para a estrutura do painel quanto para a tampa traseira.

Para a produção do aço foi considerado o processo de alto-forno e a produção do componente via estampagem e soldagem.

Para o alumínio utilizado na tampa do portamalas, também foi considerada estampagem.

Para melhor entender o impacto do aquecimento global utilizando processos locais, foram utilizados os resultados de emissão de CO₂ equivalente disponibilizados pela RIMA Industrial para a fabricação de magnésio através do processo Bolzano.

Foi considerado que a mudança de material não altera a montagem dos componentes nos veículos, sendo a mesma nos cenários comparativos e, portanto, não avaliada.

Os veículos que receberam os componentes têm vida útil estimada de 200.000 km. Considerou-se também que 60% da sua vida útil são rodados em perímetro urbano e 40% em estradas. Considerou-se ainda que 60% da distância total é percorrida utilizando etanol como combustível preferencial. Nos outros 40% são utilizados gasolina E27 (Gasolina A com 27% de etanol). Para o consumo das minivans da Chrysler, o único combustível considerado foi a gasolina.

No final de vida dos componentes, considerou-se o fluxo normal de reciclagem de carros praticada fora do Brasil. O veículo é primeiramente despoluído, desmontado e posteriormente

alimentado em um shredder que separa os materiais em ferrosos e não-ferrosos para então serem reciclados (Caneloi, 2010; Shen, Worrell, Patel, 2010). Uma alocação, baseada na razão de preço entre material virgem e reciclado (*Value Corrected Substituion*) foi utilizada para estimar os créditos de reciclagem (CMC *Recycling*, 2018; *Infomine*, 2018). Para os materiais orgânicos foi considerada a disposição em aterro.

A extração e produção das matérias-primas foi contabilizada pelo banco de dados disponível no software GaBi®, assim como o processamento e transporte dos materiais. Os dados são relativos ao ano de 2018.

Para a etapa de uso foram utilizados os dados de homologação do SUV Jeep e das minivans da Chrysler (gasolina) para consumo de combustível e emissões de CO₂. O restante dos poluentes (CO, aldeídos, material particulado, NO_x e NMHC – não-metano hidrocarbonetos) foi quantificado utilizando os limites de emissão de homologação do PROCONVE fase L6.

O cálculo de consumo e emissões relativo apenas ao componente foi realizado utilizando o método de alocação incremental, descrito pela EUCAR – *Automotive LCA Guidelines* (Ridge, 2018). Esta metodologia baseia-se na suposição de que o consumo de combustível do componente comparado com o consumo do veículo é derivado da razão entre a massa do componente e o do veículo multiplicado por um fator c :

$$\frac{C_{componente}}{C_{veículo}} = c \frac{M_{componente}}{M_{veículo}}$$

Em que:

$C_{componente}$; $C_{veículo}$, consumo de combustível do componente e do veículo;

$M_{componente}$; $M_{veículo}$, massa do componente e do veículo;

$c = \frac{C_c}{C_w}$, razão entre o coeficiente de consumo $C_c = 10\%$ e $C_w = 5\%$

Este método é considerado pela EUCAR o mais apropriado nos seguintes casos: a. Quando o componente tem peso menor ou igual a 20% do veículo; b. O componente não tem outro efeito na eficiência do veículo além do seu peso; c. Quando se realiza uma análise de comparação e apenas a massa é diferente com todos os outros fatores de eficiência de veículo comuns.

Os processos para a produção e distribuição dos combustíveis são fornecidos pelo GaBi®: *BR: Bioethanol from sugarcane at filling station* e *BR: Gasoline Mix (E25) at filling station*.

A energia elétrica consumida pelos processos em ambos cenários foi descrita pelo processo *BR: Power Grid Mix* no GaBi®, que representa uma média das entradas e saídas, considerando as diferentes parcelas de cada tipo de tecnologia de produção na matriz energética brasileira.

A razão entre material virgem e reciclado utilizado no balanço de final de vida (*Value*

Corrected Substitution) utilizou também os dados do banco de dados do software, exceto para o magnésio cujo valor da sucata foi avaliado utilizando a literatura.

Resultados e Discussões

Em geral, os impactos são majoritariamente provenientes da etapa de extração de materiais e uso do produto, coerente com os resultados observados em outros estudos da literatura. Os componentes feitos em magnésio têm grande impacto na etapa de produção da matéria-prima, já aqueles de aço, na etapa de uso.

Os resultados comparativos, apresentados na Figura 2 para a travessa do painel e na Figura 3 para a tampa traseira, são semelhantes para os dois componentes.

Figura 2: Análise de impacto ambiental para a travessa estrutural do painel

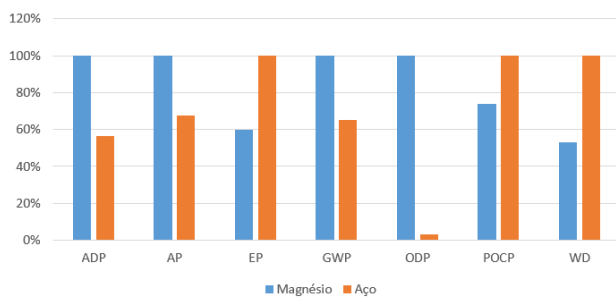
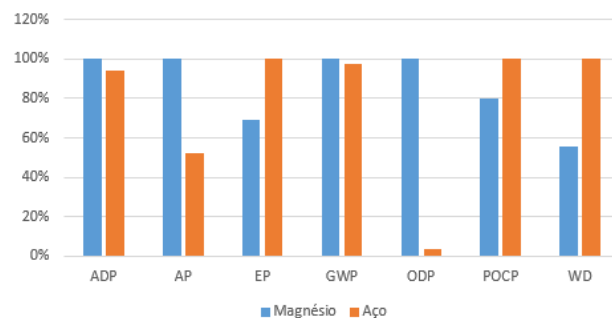


Figura 3: Análise de impacto ambiental para a tampa traseira



Os cenários que utilizam magnésio na composição majoritária de seus componentes têm desempenhos ambientais superiores em apenas três dos 7 impactos ambientais analisados: formação de ozônio fotoquímico, eutrofização e demanda de água. Isso acontece porque a etapa de uso se apresenta como a maior fonte de emissões nos 3 impactos acima citados, favorecendo os componentes que apresentam menor massa.

Essa diferença é majoritariamente proveniente do processo de etanol. Quanto maior o seu consumo, maiores as emissões de poluentes responsáveis pelos 2 impactos e maior a demanda de água. Na formação de ozônio fotoquímico, as emissões de CO e VOCs no processo produtivo do etanol são as grandes responsáveis pelo impacto. Na eutrofização, esse mesmo processo emite nitratos para a água, provavelmente provenientes da fertilização dos solos. A demanda de água também é proporcional ao consumo de etanol, uma vez que

esse recurso é fundamental para o crescimento da biomassa necessária para conversão nesse álcool.

Para os demais impactos, a etapa de manufatura se sobressai. Como já mencionado anteriormente, para a produção de magnésio foi considerado o processo de eletrólise com cobertura geográfica de Israel. Esse processo foi escolhido por representar o magnésio metálico mais importado pelo mercado brasileiro e pela ausência de dados primários. A produção de componentes de ligas de magnésio demanda uma quantidade de energia maior quando comparado a outras ligas metálicas. Tanto na extração e produção do material quanto na transformação da matéria-prima em componente. O fato tem impacto ambiental negativo no ciclo de vida dessas peças.

A depleção da camada de ozônio se destaca entre os impactos avaliados. Nos cenários que utilizam magnésio, o impacto é em média 30 vezes maior que aqueles que utilizam aço. Esse fato se dá pelo R22 emitido durante a obtenção de magnésio e alumínio, esse último apenas no cenário da tampa traseira da minivan.

Potencial de depleção abiótica e acidificação são dois impactos nos quais os componentes que utilizam ligas de magnésio possuem desempenho ambiental inferior quando comparados ao aço. Uma investigação mais detalhada revela um grande consumo de carvão como fonte de energia do processo. Essa diferença só não é mais pronunciada pois os componentes de aço e, portanto, mais pesados, consomem uma

quantidade maior de gasolina, um combustível de origem não-renovável. O mesmo acontece no potencial de acidificação.

O potencial de aquecimento global para os componentes estudados pode ser visto na Figura 4 para a travessa do painel de instrumentos e na Figura 5 para a tampa traseira. Para esse impacto foi também considerada a produção de liga de magnésio a partir do processo Bolzano modificado (silicotérmico), utilizado hoje no Brasil pela empresa RIMA Industrial (Franca e Pereira Brito, 2011). O processo de produção da liga de magnésio inclui a absorção de CO₂ pela biomassa usada como combustível. Esses dados estão apenas disponíveis para potencial de aquecimento global, portanto os outros impactos não foram analisados a partir desse processo.

Para a tampa traseira em magnésio, o cenário que utiliza o processo Bolzano apresenta melhor desempenho ambiental emitindo 225,16 kg de CO₂ equivalente contra 287,58 kg do aço e 294,77 kg para o magnésio proveniente da Israel através do processo de eletrólise. Isso mostra como diferentes tipos de produção do magnésio pode influenciar nos resultados finais de emissão e deve ser levado em conta no processo de tomada de decisão da substituição do metal.

Pode ser também observado que as emissões da etapa de uso do aço praticamente caem pela metade quando da substituição desse material pela liga de magnésio, enquanto sua etapa produtiva é que menos emite CO₂ equivalente.

A etapa de final de vida considera a reciclagem desses materiais e uma eventual substituição pelos materiais primários gera créditos, fazendo com quem o impacto dessa fase seja negativo. Quanto maior o impacto na produção dos materiais primários maior a mitigação quando a reciclagem é feita.

Um comportamento parecido pode ser observado ao analisarmos os resultados dos cenários da estrutura do painel utilizado no SUV Jeep. O cenário que utiliza aço ainda possui as menores emissões de manufatura enquanto tem o pior desempenho na etapa de uso. Contudo, para esse componente, a emissão durante todo o ciclo de vida é praticamente igual entre os cenários de aço e magnésio obtido através do processo silicotérmico, resultado diferente do apresentado pela tampa traseira. Isso acontece porque, nesse caso, o componente tem uma menor massa o que influencia menos na melhoria de eficiência energética do veículo, ou seja, a contribuição da etapa de uso no todo é menor.

Figura 4: Potencial de aquecimento global da travessa estrutural do painel

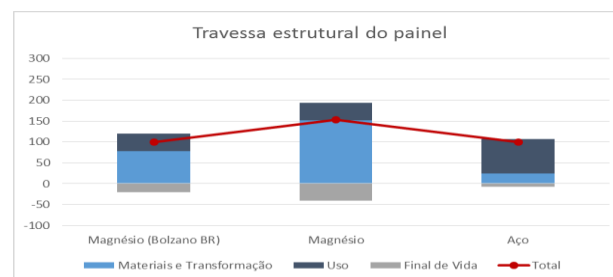
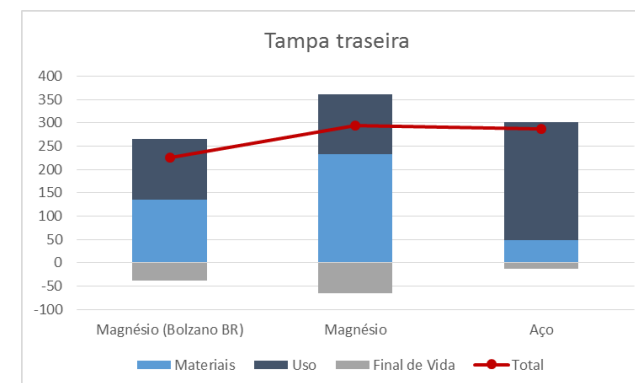


Figura 5: Potencial de aquecimento global da tampa traseira



Design for the Environment (DfE)

Como já discutido anteriormente, os desempenhos ambientais dos componentes estudados podem ser entendidos como as somas das contribuições das etapas de manufatura, uso e final de vida. Para as etapas de manufatura e final de vida, os resultados são apenas função da massa do material utilizado, enquanto na etapa de uso, a eficiência energética do veículo assim como a contribuição do componente para a massa total do veículo também influenciam na performance ambiental do componente.

Com o auxílio de uma ferramenta matemática, pode-se então prever o desempenho ambiental do componente. Para esse caso, considerou-se que o componente de magnésio é fundido e o aço estampado.

A equação para o desempenho ambiental do componente em aço é:

$$\text{Nota final} = -1,521 \cdot 10^{-25} + 6,927 \cdot 10^{-12} \cdot A + 4,747 \cdot 10^{-8} \cdot B$$

Enquanto a equação para o desempenho ambiental do componente em magnésio é:

$$\text{Nota final} = 1,79 \cdot 10^{-24} + 4,294 \cdot 10^{-10} \cdot A + 4,747 \cdot 10^{-8} \cdot B$$

Sendo:

$A = \text{Massa componente (Kg)}$

$$B = \frac{A}{\text{Massa veículo (Kg)} \cdot \text{Eficiência energética} \left(\frac{\text{MJ}}{\text{Km}}\right)}$$

Durante o desenvolvimento, de posse das variáveis acima especificadas, pode-se dizer qual componente apresenta melhor desempenho ambiental, aquele que apresentar menor nota final.

Conclusões

Com base nos dados levantados e resultados obtidos pode-se concluir que os dois componentes estudados, estrutura de painel do SUV Jeep e tampa traseira das minivans Chrysler, possuem melhor desempenho ambiental quando produzidos utilizando aço em sua composição.

De forma geral, os cenários que utilizam magnésio na composição majoritária de seus componentes têm desempenhos ambientais superiores em apenas três dos 7 impactos ambientais analisados: formação de ozônio fotoquímico, eutrofização e demanda de água. Isso acontece porque a etapa de uso se apresenta

como a maior fonte de emissões nos 3 impactos acima citados, favorecendo os componentes que apresentam menor massa. Para os demais impactos, a etapa de manufatura se sobressai. A produção de componentes de ligas de magnésio demanda uma quantidade de energia maior quando comparado a outras ligas metálicas. Tanto na extração e produção do material quanto na transformação da matéria-prima em componente.

Isso mostra que embora os componentes tenham reduzido sua massa pela metade ao se empregar ligas de magnésio, a etapa de manufatura dos materiais prevaleceu no ciclo de vida dos componentes.

O potencial de aquecimento global foi avaliado separadamente e mostrou como diferentes componentes podem apresentar diferentes perfis ambientais.

Os componentes maiores tendem a beneficiar materiais mais leves, uma vez que a contribuição no aumento da eficiência energética do veículo é maior. Diante disso, foi proposta a definição de duas equações que podem definir o desempenho ambiental do componente baseado em sua composição, massa e contribuição no consumo energético do veículo. Essas equações devem ser utilizadas durante o processo de desenvolvimento do veículo para melhor definir, em um universo inesgotável de possibilidades de massas de componentes aplicadas em diferentes veículos, qual a melhor opção do ponto de vista ambiental.

Referências bibliográficas

- Caneloi, T. P. Reciclagem, Desenvolvimento Sustentável e ICMS, XIX Encontro Nacional do CONPEDI – Conselho Nacional de Pesquisa e Pós-Graduação em Direito Fortaleza, 2010.
<http://www.conpedi.org.br/manaus/arquivos/anais/fortaleza/3884.pdf>
Acesso em: 03 mar. 2020.
- CMC Recycling, Current Pricing, 2018.
<https://www.cmcrecyclingtusa.com/current-pricing/>. Acesso em: 03 mar. 2020.
- Ehrenberger, S. Life Cycle Assessment of Magnesium Components in Vehicle Construction. Stuttgart, 2013
- Franca, F. C. V. and R. Pereira Brito. Rima's Process: Green Magnesium From a Fully Integrated Plant. 69th Annual World Magnesium Conference Proceedings. Prague, International Magnesium Association: 117, 2011.
- Infomine, Metals Prices, 2018.
<http://www.infomine.com/investment/metal-prices/magnesium/>
- INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO), ISO 14040: Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework, Geneve, 2006.
- INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO), ISO 14044: Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and Guideline, Geneve, 2006.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA), Efeito Estufa e Aquecimento Global, 2017.
<http://www.mma.gov.br/informma/item/195-efeito-estufa-e-aquecimento-global>. Acesso em: 03 mar. 2020.
- RIDGE, L., "EUCAR - Automotive LCA Guidelines - Phase 2," SAE Technical Paper 982185, 1998.
- SHEN, L.; WORRELL, E.; PATEL, M. K., Open-loop recycling: A LCA case study of PET bottle-to-fibre recycling. Resources, Conservation and Recycling, 2010.
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921344910001618>. Acesso em: 03 mar. 2020.

Avaliação do Ciclo de Vida da Produção de Tampa Plástica Para o Desenvolvimento de Escala de Compatibilidade com o Ecodesign

Túlio Cicero Haas Corrêa Lima¹

Rosana de Cássia de Souza Schneider¹

Ênio Leandro Machado¹

¹Programa de Pós-graduação em Sistemas e Processos Industriais
UNISC-RS
enio@unisc.br

Resumo

Segundo a Associação Brasileira de Embalagens - ABRE, a produção da indústria de embalagem apresentou um crescimento de 2,5% em 2018, onde todas as categorias apresentaram crescimento, com destaque para embalagens têxteis e de madeira. A pesquisa apresentou que o valor bruto da produção de embalagens no ano de 2018, movimentou em sua totalidade, R\$ 78,5 bilhões. Destaque para a produção de plásticos, metal e embalagens celulósicas, que representam 90% de seu total. Embalagens plásticas correspondem a 40% da totalidade (ABRE, 2018). Entre estes, a embalagem plástica ainda é o material dominante, devido principalmente a três itens: baixo custo-benefício, peso leve e conveniência. A questão é que apenas 21,7% das embalagens plásticas produzidas no Brasil são recicladas, sem economia circular e *ecodesign*. Em uma escala global esses números são ainda piores: apenas 14% da produção de embalagens plásticas é reciclada. Para associar a Avaliação do Ciclo de Vida com ações de produção mais limpa, *ecodesign* e tecnologias limpas são necessários dimensionar os impactos ambientais em embalagens, bem como, criar Cenários de Prognósticos visando tais produtos. Neste sentido, neste trabalho foi proposta a metodologia de Indicadores de ACV para o *ecodesign*. Foram considerados os parâmetros de Caracterização, Normalização e Pontuação Única para organizar planilha quanti e qualitativa, em uma escala de 0 a 4 com os

indicadores definidos como prioritários a partir dos estudos de AICV com a Normalização. Tampas plásticas, assim como, garrafas plásticas com tampas, foram avaliadas para um fluxo de referência de 1.000,00 tampas considerando também como indicador de *ecodesign*, com valor máximo de 52, os indicadores associados ao Impact 2002+. Foram referenciados fronteiras do berço ao portão, com aplicação do *software* Simapro PhD 8.0.4. As propostas de aprimoramento de Cenários de *ecodesign* com a maior redução % de impactos podem ser distribuídas em faixas de 0% (escala 0), 25% (escala 1), 50% (escala 2), 75% (escala 3) e 100% (escala 4) para incluir também o total dos 15 parâmetros da Pontuação Única, podendo ser agregados com outros parâmetros e aplicados para justificar o desenvolvimento de embalagens com maior indicador de *ecodesign*.

Palavras-chaves: *Avaliação do Ciclo de Vida; Ecodesign; Tecnologias Limpas*

Introdução

A indústria do plástico é um setor primordial da economia brasileira, sendo o terceiro maior empregador do setor manufatureiro, produzindo 6,66 mil toneladas de materiais plásticos e gerando cerca de R\$ 54 bilhões em 2012 (Bucelli; Neto, 2014). Este setor continua crescendo devido a diversidade de aplicações e utilidades deste material. A questão é que apenas 21,7% das embalagens plásticas produzidas no Brasil são recicladas. E a maior parte para subprodutos, não tendo portanto, associação com a mesma cadeia na qual o produto foi desenvolvido. Em uma escala global esses números são ainda piores, apenas 14% da produção de embalagens plásticas é reciclada (Hahladakis; Iacovidou, 2018).

Segundo Muller, Tessmann e Corrêa Lima (2019), as embalagens na maioria das vezes são unidirecionais, ou seja, são descartadas após o uso. Isto condiciona que o produto acabe entrando no fluxo de resíduos após um período que normalmente é menor que um ano (Hopewell et al. 2009). Um aspecto preponderante para reverter essa situação é a capacidade do material da embalagem ser reciclado, que se resume em dois pontos: a facilidade técnica com que ele pode ser reprocessado para fabricar novos produtos, e a disponibilidade de instalações para coletar, classificar e reprocessar o material (Verghese; Lewis, 2012).

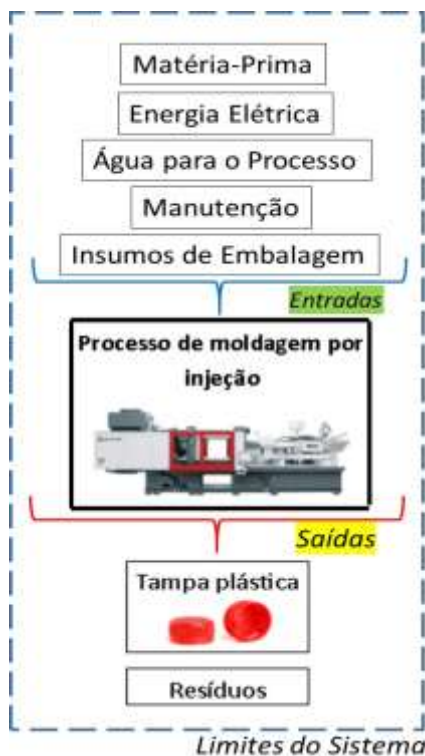
Assim sendo, o trabalho objetivou avaliar os impactos ambientais na indústria de transformação de polímeros para fabricação de tampa plástica de polietileno. Isto foi feito associando a Avaliação do Ciclo de Vida em uma proposição de escala de *Ecodesign*, como referência para diagnósticos e prognósticos ambientais do processo de fabricação.

Metodologia Geral

Para o estudo de caso foi escolhido um produto de uma linha de produção de empresa de transformação de polímeros para fabricação de embalagens plásticas situada no sul do Brasil. Neste caso, uma tampa plástica utilizada em embalagens para bebidas carbonatadas

(refrigerantes) ou não carbonatadas (água). A Figura 1 ilustra os limites do sistema estudado.

Figura 1: Fluxo do processo para Tampa plástica de polietileno (PE) para garrafas PET de bebidas carbonatadas. Resíduos foram considerados como 0,024 kg de “Plastic waste”.



Os estudos de ACV (Impact 2002+, referenciando as ISOs 14040 e 14044) consideraram unidade funcional e fluxo de referência de 1.000 unidades desta tampa de polietileno. O *software* utilizado foi o Simapro PhD 8.0.4.

Um *checklist* de Escala de Compatibilidade para o *Ecodesing* foi proposto, considerando os estudos de Nowosielski, Spilka e Kania (2007). Foram consideradas escalas de 0 a 4, tendo assim, a incompatibilidade e o atendimento total dos critérios destes valores, respectivamente.

Resultados e Discussões

As tampas plásticas de polietileno (PE) para garrafas PET de bebidas carbonatadas (refrigerante) apresentam composição de 99,65% de PEAD (2,3916 g/tampa) e 0,35% de pigmento (0,0084 g/tampa), com peso total da tampa de 2,4 g. Para um fluxo de referência de 1.000 unidades estão associados 2,4 kg. O processo envolvido é o de Moldagem por Injeção. A matéria-prima tem referência de detalhamento para composição como sendo de resina de copolímero polietileno de alta densidade, com 2,3916 kg por milheiro e do pigmento vermelho com 0,0084 kg por milheiro. O pigmento vermelho foi inventariado no Simapro como *Polyethylene, high density, granulate – RER*, pois as pesquisas de Agarski et al., (2019), também consideraram tal situação em estudos de avaliação do impacto ambiental da produção de tampas de plástico com características semelhantes a deste estudo.

Quanto ao consumo de energia elétrica foi medida diretamente na entrada geral do equipamento (injetora + molde) e durante a produção do produto selecionado. A medição foi realizada por 1 semana e avaliada a média de consumo para o período. Já foram realizadas

diversas medições no mesmo cenário e o consumo médio se mantém sempre o mesmo. Além da injetora, mediu-se também o consumo das utilidades (compressores e secadores de ar, *chillers* – refrigeradores de água, bombas de água, torres de resfriamento, bombas de vácuo para transporte de resina, além do quadro geral de iluminação da fábrica). O valor total foi dividido pelo média de injetoras produzindo por 20 dias. Os dados apresentam um consumo médio para a injetora de 69 kW/h; consumo médio (utilidades) de 44,73 kW/h e de consumo total por milheiro de 4,94kW/h.

Tabela 1: Inventário para Manutenção e Embalagens.

Item	Massa do Insumo (kg)	Massa - 1000 peças (kg)	Obs.
Óleo	600	0,0033	2 anos
Graxa	120	$3,28 \times 10^{-5}$	Cons. total/ Equip.
Álcool Etilico (95%)	3600	$9,86 \times 10^{-5}$	Cons. total/ Equip.
Caixa de Papelão	1,43	0,20	Pesagem *
Saco plástico	4×10^{-2}	$5,3 \times 10^{-4}$	Pesagem
Fita 3M	$4,5 \times 10^{-3}$	$6,43 \times 10^{-5}$	Pesagem
Etiqueta	$2,5 \times 10^{-4}$	$3,57 \times 10^{-5}$	Pesagem
Lacre	$1,2 \times 10^{-4}$	$1,71 \times 10^{-5}$	Pesagem
Capa	$3,4 \times 10^{-3}$	$2,04 \times 10^{-5}$	Pesagem
Cinta	$3,0 \times 10^{-2}$	$1,73 \times 10^{-5}$	Pesagem
Fivela	$1,6 \times 10^{-4}$	1×10^{-6}	Pesagem
Estrado	15	0,089	Pesagem *
Filme <i>Stretch</i>	$6,9 \times 10^{-1}$	$4,1 \times 10^{-4}$	Pesagem

Já o consumo de água tem a distribuição dos seguintes valores: média do consumo total da fábrica por dia de 68m³; com média de 20 injetoras produzindo por dia. O consumo de cada injetora por dia foi de 3,4m³, tendo um consumo médio por milheiro de 6,15 E⁻⁰⁶ m³.

Outro aspecto importante são os dados de manutenção. Na Tabela 1 podem ser verificados os dados de inventário de 2 anos, com um consumo total por equipamento.

Outro aspecto do inventário diz respeito a média do resíduo (peças com defeito e/ou material plástico não utilizado) nos últimos 3 anos é de 1%. Dessa forma pode-se utilizar este valor (1% de 2,40 kg) como referência para a quantidade de material que é descartado. Este material é vendido para a SULPEL (empresa terceirizada gestora de resíduos) que processa este material e revende para outras indústrias do ramo plástico para confecção de itens como baldes e vassouras, por exemplo. Assim sendo, o valor do resíduo é de 1% de 2,40 kg = 0.024 kg.

Quando da Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV), pode ser observado inicialmente na Figura 2, na Caracterização, que polietileno, a energia elétrica e os *palets* foram os três itens de maior contribuição para todos os 15 impactos ambientais associados pelo Impact 2002+. A energia foi predominante para não-carcinogênicos, radiação ionizante e depleção da camada de ozônio. Já o polímero foi o de maior impacto em carcinogênicos, respiratórios inorgânicos e orgânicos, energia não-renovável, aquecimento global e danos ao solo e água. No

entanto, a Normalização apresenta apenas 5 parâmetros mais significativos: energias não-renováveis; aquecimento global (GW); respiratórios inorgânicos; não-carcinogênicos e carcinogênicos. Neste caso, o valor de kCO₂eq para GW foi de 6,11, sendo para o polietileno quase a mesma massa do polímero: 4,16.

Já os valores de energias não-renováveis associam um ponto forte de impacto para o processo: 210 MJ, também sendo 183 MJ apenas para o PEAD, pois toda a cadeia petroquímica deve associar ponto negativo ao uso de polietileno. Isto poderia ser evitado com uso do chamado plástico verde, que traz no etanol a referência de matéria-prima.

A ecotoxicidade aquática tem valor expressivo, 48, 4 kg_{TEG water}, também associada com a cadeia petroquímica. No entanto não é expressiva na Normalização.

Assim sendo, se faz importante associar a Pontuação Única do AICV, pois um dos referenciais para desenvolvimento do conceito de *Ecodesign* traz a necessidade de uma planilha de ações sistemáticas de prognóstico para o processo de produção das tampas plásticas: organização do processo e procedimentos na planta industrial, bem como, de seleção e cooperação com os fornecedores de insumos e matérias-primas.

A Pontuação Única (Figura 3) revelou 3,07 mPt para o fluxo de referência estudado, tendo o PEAD como principal item de impacto (2,14 mPt), como esperado.

Tabela 2. Proposta de Escala de Compatibilidade com o Conceito de *Ecodesign*.

Escala de Compatibilidade com <i>Ecodesign</i>					
Escala Estimada	4	3	2	1	0
Critérios de Desmaterialização definidos para Todos os Materiais/Componentes do Produto com Valores Mínimos Aceitáveis					
Minimização de Substâncias Tóxicas – Registro ONU					
Mínimos valores de Consumo Energético por Unidade de Peças ou Produtos					
Desmaterialização Máxima da Embalagem					
Potencialidade de Reuso no Processo de Sua Produção					
Potencialidade de Reuso para Outras Finalidades					
Reciclabilidade					
Facilidade de Recolher/Desmontar após Uso					
Indicadores de Minimização da Geração de Resíduos					
Indicador de Compatibilidade com Ecodesenho dos Fornecedores de componentes N					
Benefícios com Ganhos Ambientais para o Consumidor					
Percentual de Inclusão Social na Economia Circular do Plástico					
Percentual de Redução do Total da Pontuação Única (mPt)					
Resultados Parciais					
Resultado Total do Índice de Ecodesenho:					
Considerando-se:					
Cptb. Total	Cptb. Parcial	Ações de Cptb Devem ser Iniciadas.	Baixa Cptb.	Nenhuma Cptb.	
4	3	2	1	0	

Cptb.: Compatibilidade

Figura 2: Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida para tampa plástica utilizada em embalagens para bebidas carbonatadas (refrigerantes) ou não carbonatadas (água) – Caracterização e Normalização.

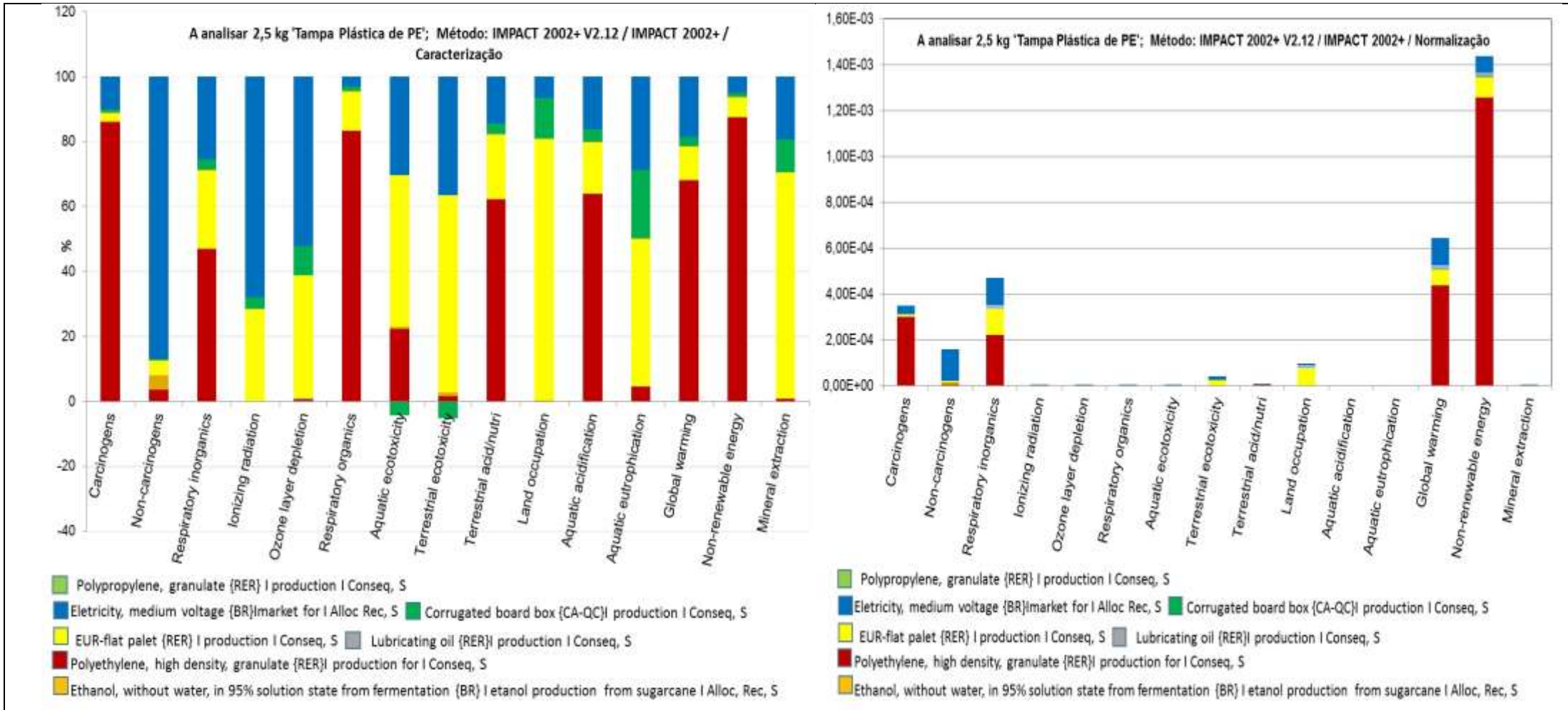
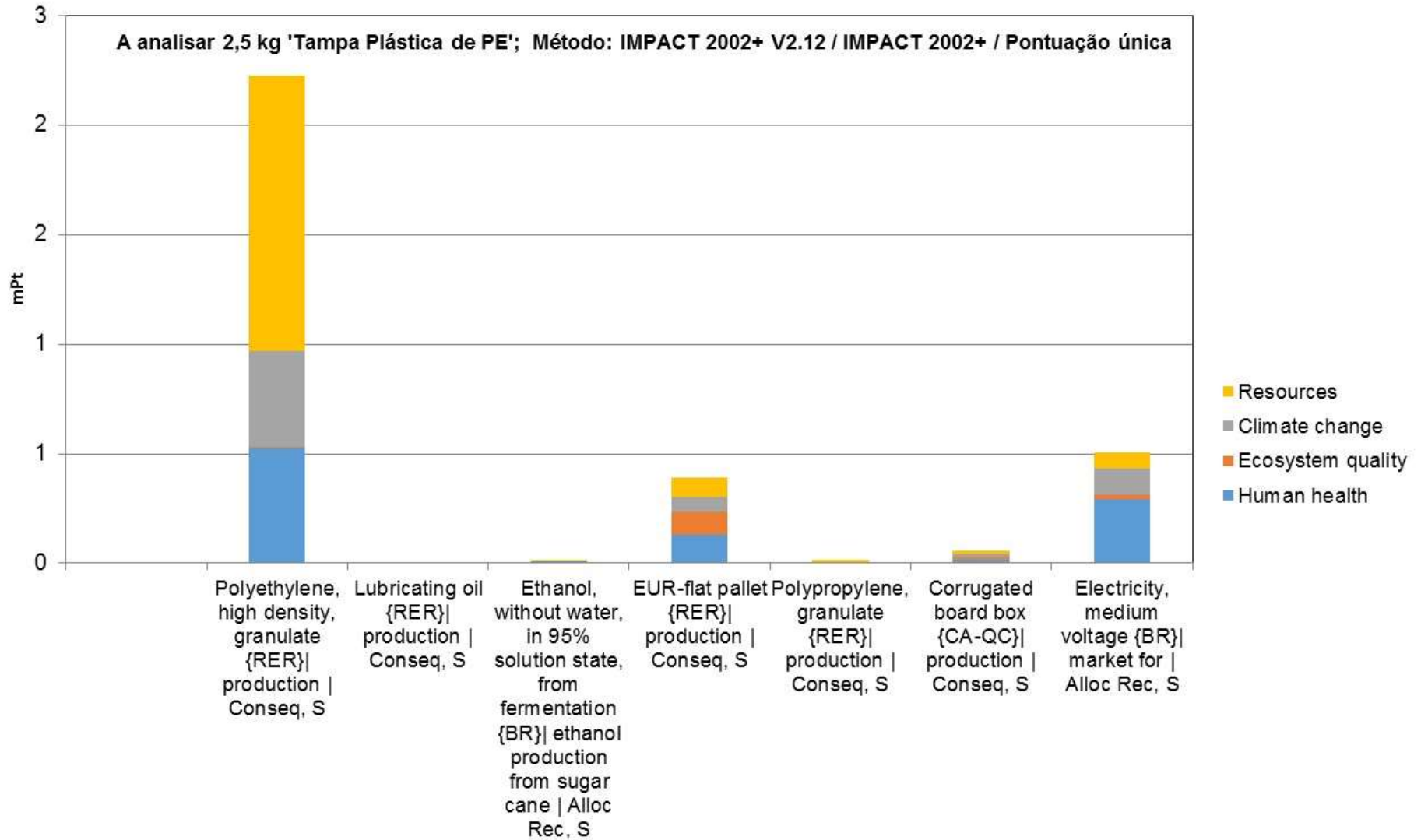


Figura 3: Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida para tampa plástica utilizada em embalagens para bebidas carbonatadas (refrigerantes) ou não carbonatadas (água)– Pontuação Única.



A partir dos estudos desenvolvidos por Nowosielski, Spilka e Kania (2007), se fez uma nova proposta de Escala de Compatibilidade com o conceito de *Ecodesign*. A Tabela 2 apresenta esta proposta.

Pode ser observado que Cenários de Prognósticos para estudos futuros podem combinar valores qualitativos e quantitativos, com destaque para este último sendo a Pontuação Única, que poderia ser considerada como zero no ponto de partida para tornar processos e produtos mais limpos, ou com Eco-conceito. A medida que todos os valores da Figura 3 fossem sendo reduzidos, tendo atingido 25%, poderia então este item subir de zero para 1. Chegaria em 4 quando o produto fosse efetivamente uma Tecnologia Limpa. O *Ecodesign* seria evidentemente mais adequado quando da concepção dos produtos, processos e serviços com a integração com os aspectos tecnológicos, econômicos e sociais.

Neste contexto, para propor o item “Percentual de Inclusão Social na Economia Circular do Plástico“, apresentado na Tabela 2, foi verificado um programa não governamental, desenvolvido pela ABIPLAST (Associação Brasileira da Indústria do Plástico), sendo iniciado em 2016 e que tem o intuito de desenvolver mecanismos que estimulem a economia circular voltada para a indústria do plástico, promovendo a inclusão social, além da sustentabilidade ambiental e econômica. De acordo com a própria associação este é o maior programa socioambiental de caráter educativo

de iniciativa da indústria de transformação do plástico na América Latina e já arrecadou e reciclou mais de 250 milhões de tampas plásticas, o equivalente a cerca de 460 toneladas de material plástico, representando um valor superior a R\$ 850 mil reais destinados a instituições sociais.

Todos os demais parâmetros da proposta da Tabela 2 necessitam de Gestão e Gerenciamento do processo, bem como, auditoria e análise de riscos. Para uma avaliação 100% *Ecodesign*, o valor de 52 Pontos na Tabela 2 seria a referência.

Conclusões

A organização deste trabalho tem referência para desenvolvimento de *Ecodesign*, sendo que as ações de Diagnóstico e Prognósticos propostas são possíveis de serem feitas, contando para isto com as ferramentas AICV e Escala de Compatibilidade de Eco-conceito. Isto permitirá desenvolver novos estudos com aplicações, trazendo sempre sugestões de aprimoramento a esta proposta de gerenciamento.

Agradecimentos

Ao PPSPI e PPGTA da UNISC, bem como, ao Programa de Bolsas CAPES e CNPq.

Referências bibliográficas

AGARSKI, B.; VUKELIC, D.; ILIC MICUNOVIC, M.; BUDAK, I. Evaluation of the environmental impact of plastic cap production, packaging, and disposal, *Journal of Environmental Management*, Volume 245, Pages 55-65, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.05.078>.

BUCCELLI, D. O.; NETO, P.L.O.C. The importance of Management Processes in Cleaner Production Results: a Study in the Plastic Industry. *REGET*, V. 18, N. 2, MAY-AUG., 2014

HAHLADAKIS, John N.; IACOVIDOU, Eleni. Closing the loop on plastic packaging materials: What is quality and how does it affect their circularity?. *Science of the Total Environment*, v. 630, p. 1394-1400, 2018.

HOPEWELL, Jefferson; DVORAK, Robert; KOSIOR, Edward. Plastics recycling: challenges and opportunities. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 364, n. 1526, p. 2115-2126, 2009.

ISO. Environmental Management—Life Cycle Assessment—Requirements and Guidelines: 14044:2006. Geneva, Switzerland: International Organization for Standardization 2006.

ISO. Life Cycle Assessment—Principles and Framework: 14040:2006. Geneva, Switzerland: International Organization for Standardization 2006.

Muller, F.L.D.; Tessmann, P. V.; Corrêa Lima, T.C.H.C. Embalagens Plásticas no Contexto de Economia Circular e Tecnologias Limpas com Foco em *Ecodesign*. *Disciplina de Tecnologias Limpas. PROGRAMAS DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SISTEMAS E PROCESSOS INDUSTRIAIS E TECNOLOGIAS AMBIENTAIS – MESTRADO, UNISC, 2019.*

R. Nowosielski, M. Spilka*, A. Kania - *Journal of Achievements in Materials and Manufacturing Engineering* R. Nowosielski, M. Spilka *, A. Kania Volume 23 Issue 1 July 2007.

Avaliação do Ciclo de Vida no Gerenciamento Ambiental do Processamento da Castanha-do-Brasil

Cléber Schlickmann¹

Adilson Becker Júnior¹

Ênio Leandro Machado¹

¹Programa de Pós-graduação em Sistemas e Processos Industriais
UNISC-RS

enio@unisc.br

Resumo

A *Bertholletia excelsa* (Castanha-do-Brasil) é fonte de renda e alimento para a população amazônica que coleta os frutos e os vende para a indústria de processamento, sendo que em alguns dos estados do norte do Brasil é o produto com maior expressividade nas exportações. No entanto, controlar o inventário de massa e energia no processamento da castanha se faz necessário, pois a sustentabilidade social e ambiental destas atividades é fundamental. Do ponto de vista ambiental, este trabalho aplicou estudos de AICV e ACV com o software SimaPro 8.0.4.30 para elaboração de potencialidades de prognósticos ambientais para fortalecer a sustentabilidade do processamento da Castanha-do-Brasil. Considerando o triênio 2015-2018, com unidade funcional para kg de castanhas produzidas em cada ano, e na área de processamento de cada safra, foram feitas avaliações de Caracterização, Normalização e Pontuação Única, aplicando o método Impact 2002+ e o *Greenhouse Gas Protocol*. O uso de energias não renováveis, o aquecimento global e os respiratórios inorgânicos se mostraram como os parâmetros mais críticos no processamento da castanha, sendo que o uso do óleo Diesel no transporte, caixas de papelão corrugado e energia elétrica de média voltagem foram os principais elementos de contribuição dos impactos anteriormente citados no AICV. O perfil ACV demonstrou que em 2018 a pontuação de impactos ambientais cresceu para Recursos, Saúde Humana e Mudanças Climáticas. Prognósticos a partir de 2018 mostraram melhorias

significativas de redução nos impactos anteriormente citados, quando resíduos gerados no processamento seriam utilizados na composição de substratos para produção de mudas de *Bertholletia excelsa*, gerando também renda e maior integração social da atividade.

Palavras-chaves: Análise do Ciclo de Vida;

Anaerobiose; Efluentes Urbanos

Introdução

A árvore castanheira (*Bertholletia excelsa*), hoje mais popularizada com o nome de Castanha-do-Brasil, é nativa da região Amazônica, apresenta divisão botânica, a partir da seguinte classificação: é uma Angiosperma, da classe *Dicotyledonea*, da ordem *Myrtiflorae*, pertencente à família das *Lecythidaceae*, gênero *Bertholletia*, espécie *excelsa*. A qual seu gênero deriva do nome do químico *Berthollet* (1748-1822), e a espécie foi descrita mais tarde por *Humboldt* e *Bonpland*, em 1807. Sua floração em geral ocorre nos meses de agosto a outubro. Seu fruto é um ouriço, de forma esférica ou capsular, com cerca de 20 cm de diâmetro, que contém em seu interior em média de 12 a 24 castanhas ou sementes, as quais envolvem as amêndoas (parte comestível do fruto). Sua superfície apresenta-se espessa, de coloração castanho-escuro, com uma variação de peso entre 200 g e 1,5 kg, com média de 750 g. Sua coleta é realizada nos meses de novembro a março, a partir de uma prática que sobrevive há décadas (SANTOS, 2012).

Típica de florestas virgens, como a Floresta Amazônica. Inclusive, a Castanha-do-Brasil é uma das maiores árvores da Amazônia, chegando a atingir entre 30 e 45 metros de altura (CASTANHEIRA-DO-BRASIL; HUMB, 2011).

A Castanha-do-Brasil possui um alto valor proteico e calórico. A atuação orgânica do selênio na manutenção da normalidade funcional do sistema imune e manutenção da glândula tireoide é reportada como fator importante na ação anti-carcinogênese nos mecanismos de quimioprevenção (SANTOS, 2012). A semente fornece o mineral selênio, importante para combater os radicais livres presentes no organismo, rica em fibras, cálcio e ferro. A semente da castanha (amêndoa) tem como nome comercial a Castanha-do-Brasil, Castanha-do-Pará ou até mesmo Castanha-do-Amazonas, com trabalhos desenvolvidos com a suplementação de Castanha-do-Brasil, produto rico em selênio, em idosos com ‘comprometimento cognitivo leve’ (CCL), com propensão a vir ficar com a Doença de Alzheimer (CARDOSO, 2014).

A aplicação da metodologia científica da Avaliação do Inventário do Ciclo de Vida (AICV) permite quantificar os potenciais impactos, especialmente nas etapas de mid point, com procedimentos de Caracterização e Normalização, agregando estudos de balanço de rede do processamento da Castanha-do-Brasil, assim como, identificar oportunidades para melhorias do mesmo, pois não existem estudos

de AICV e ACV para a respectiva cultura (MATEUS, 2012).

Tendo em vista o interesse de analisar o processo produtivo e a preocupação com o destino final dos resíduos sólidos gerados na produção de amêndoas, o presente trabalho visa analisar o gerenciamento dos resíduos sólidos durante o processo de produção, ou seja, da chegada da matéria-prima até o produto final em uma indústria de beneficiamento da Castanha-do-Brasil no município de Apiacás no estado do Mato Grosso, caracterizando o perfil de ACV predominantemente portão-portão para o inventário direto.

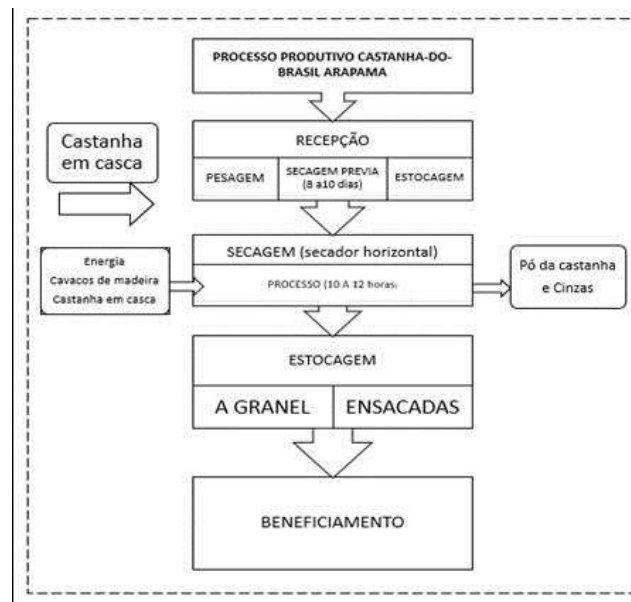
Foram priorizados neste trabalho o desenvolvimento de análise e prognóstico com ênfase em Tecnologias Limpas para a cultivo e processamento da Castanha-do-Brasil. Isto incluiu: Definir escopo para diagnóstico de impactos ambientais para produção e processamento da Castanha-do-Brasil; Estabelecer parâmetros de operação e controle visando Inventário de Ciclo de Vida do cultivo e processamento da Castanha-do-Brasil; Determinar AICV do cultivo e processamento da Castanha-do-Brasil e elaborar a análise de parâmetros para definir prognóstico para o Sistema estudado com base em Cenários de ACV.

Metodologia Geral

Foi desenvolvido procedimento experimental em escala real para Inventário de processamento

da Castanha-do-Brasil em área localizada na cidade de Apiacás, estado do Mato Grosso da Associação Regional de Apicultores da Amazônia Apiacaense (ARAPAMA). Nesta unidade foram considerados o balanço material e de energia, para todos os procedimentos, conforme ilustrado na Figura 1.

Figura 1: Processo produtivo da Castanha-do-Brasil Arapama.



Para o processo da Figura 1 foram controlados gastos de energia, consumo de água subterrânea bem como, matéria prima, produto final, resíduos gerados e insumos. Estimativas que caracterizam os dados não diretamente inventariados envolveram carga de DBO₅ nos efluentes e o consumo de Diesel.

Com relação as atividades de estimativas para dados inventariados estão as atividades do Viveiro de Mudas de Castanha-do-Brasil. Neste caso foram considerados o número de mudas produzidas em 2018, assim como, o quanto de CO₂ capturado estaria relacionado com o teor de carbono na massa biológica média das mudas. Logo este dado foi considerado para a emissão/sequestro de CO₂.

Os cavacos de madeira são aplicados no processamento da castanha para geração de vapor, sendo selecionados por tipo de madeira que a associação ARAPAMA mais utiliza em seu processo de queima para aquecimento tanto do forno como da caldeira. Neste caso, são recorrentes o uso da Amescla-Aroeira (*Protium heptaphyllum.*), Garapa (*Apuleia molaris.*), Ipê-Roxo (*Tabebuia heptaphylla*), e Maçaranduba (*Manilkara huberi*) (MANOEL; JESUS, 2015). Foram coletadas amostras de Cavacos de Madeiras, Cinzas, Casca e Pó de Secagem. Os procedimentos analíticos incluíram fazer as determinações de umidade, análise elementar, ICP-OES e poder calorífico. Exceto das cinzas e pó, as cascas também foram analisadas como os cavacos. Para as cinzas e pó foram feitas análises com o ICP-OES.

Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)

Para condução da Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) e Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) o Fluxo de Referência que foi adotado neste estudo considerou a quantidade de produto embalado, sendo, portanto, a

Unidade Funcional considerada como o quanto foi produzido anualmente de castanhas em um prazo de inventários durante os três últimos anos (2015-2018). As fronteiras do sistema se limitaram de portão a portão com exceção do transporte que saiu desta fronteira pois é de suma importância colocá-lo devido ser um gasto de combustível considerável e por ser a entidade que é responsável. As metodologias de definição de Escopo e Objetivos foram baseadas nas normas ISO 14040 e 14044 de 2009, pois estes critérios são importantes para o grau de confiança nos resultados do estudo e possibilidades de uso futuro (ABNT, 2009). Os métodos de Caracterização, Normalização, bem como a definição de energia e exergia dos Sistemas foram feitas com o *software* SimaPro 8.04.

Resultados e Discussões

Após a realização do inventário do ciclo de vida Inventário de ciclo de vida do processamento da Castanha-do-Brasil

Ao se fazer este estudo de ICV podem ser identificadas possibilidades que podem ser melhoradas e ou ampliadas para os colaboradores da região, como o aproveitamento das cascas, as quais se tem na proporção em massa de 2/3 do total de castanhas para o beneficiamento. Dados diretos de inventário podem ser observados na Tabela 1 para esta etapa do processo.

Tabela 1: Inventário direto dos dados para planilha do ICV.

Entradas	Un.	2017-2018	2016-2017	2015-2016
Castanha em casca	kg	140.000,00	110.000,00	92.000,00
Cavacos de madeira secagem (1/3m³/8.000 kg)	m³	5,2	4,1	3,4
Cavacos de madeira caldeira (1/3m³/8.000 kg)	m³	41,7	32,7	27,4
Caixa de papelão p/ 18kg	kg	1.114,8	875,9	732,6
Sacos aluminizados	kg	272,2	213,9	178,9
Fita para fechamento	kg	45,4	35,6	29,8
Sacos de mudas	kg	160,0	0,0	0,0
Terra nos sacos de mudas (substrato mistura cinza e terra preta e casca de castanha)	kg	92.000,00	0,0	0,0
Energia de maio 2017-abril 2018	kWh	32.580,00	32.033,0	35.429,0
Energia de maio 2017-abril 2018 para o processo	kWh	3.076,7	2.430,6	2.041,7
Água consumida no processo	m³	241,4	214,8	179,7
Transporte (25 t)	km	3.883,0	3.883,0	3.883,0
Diesel (3 km L ⁻¹) 6t	L	512,2	390,7	327,1
Diesel (7 km L ⁻¹) HR transporte Afl*	L	1.728,4	1.358,0	1.135,8
Diesel (3 km L ⁻¹) 6t, densidade	kg	436,9	333,3	279,0
Diesel (7 km L ⁻¹) HR transporte Afl*	kg	1.474,3	1.158,4	968,8

**Marca do Caminhão que faz o transporte de Apicóis a Alta Floresta- MT*

Para contabilizar o CO₂ biogênico não calculado pela planilha GHG foi considerado que de acordo com o processo de fotossíntese, aproximadamente 40% da massa seca de uma planta é formada por carbono, sendo fixado de acordo com a equação geral abaixo (BARBOSA et al., 2013), Para contabilizar os impactos com DBO₅ foram considerados os dados segundo (MATOS, 2007), tem se por satisfatório para o uso nos sanitários de 20 a 30 L/pessoa/ dia, com um total de outros usos de 10 L/pessoa/ dia e para limpeza de uso geral como pisos e maquinas dados estes usados para que se fizesse os cálculos de uso por pessoa para assim obter os valores de uso nas planilhas de entradas e saídas.

Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida e Contribuições de Impactos

Os dados de Caracterização (Figura 2) demonstram o crescimento de impactos ambientais ao longo do triênio inventariado no processamento da castanha apresentados na Tabela 1.

Tabela 2: Dados de Caracterização da Figura 2.

Categoria de impacto	Unid.	Abreviatura	2015-2016	2016-2017	2017-2018
Carcinogens	kg C ₂ H ₂ O eq	CAR	87,17	106,38	135,20
Non-carcinogens	kg C ₂ H ₂ O eq	N-CAR	193,96	220,78	279,81
Ionizing radiation	Bq C-14 eq	I. RAD.	42978,28	55017,64	70299,34
Aquatic ecotoxicity	kg TEG water	AQ. ECOT.	343910,94	321784,15	410961,31
Terrestrial ecotoxicity	kg TEG soil	TER. ECOT.	96421,35	81898,27	104519,88
Land occupation	m ² org. arable	LAND-OCUP.	264,84	245,64	312,39
Global warming	kg CO ₂ eq	G. WAR.	1570,13	2229,07	2846,79
Non-renewable energy	MJ primary	N-REN. ENERGY	86359,00	104652,02	133896,73
Mineral extraction	MJ surplus	MIN. EXT.	54,20	61,36	78,18

Considerando o ACV para os períodos de processamento da castanha, observou-se o quanto seria possível de criação de prognósticos no curto prazo (até 2 anos). Neste aspecto a não destinação dos resíduos gerados num raio de até 10 km, com várias viagens, foi substituída com a decomposição nas áreas de entorno da área de processamento. O que foi denominado como Cenário 2 (C2– Figura 3) nos prognósticos. Já o Cenário 3 (C3–Figura 3) considerou o uso dos resíduos como parte de substrato para produção de mudas de castanha, em um número inicial (2018) com 40.000 mudas anuais. Sem estas mudanças considerou-se a situação atual como Cenário 1 (C1– Figura 3). Os dados de Caracterização podem ser vistos na Figura 2 a seguir.

Figura 2: Caracterização das três safras de processamento da Castanha-do-Brasil quanto aos dados de Caracterização

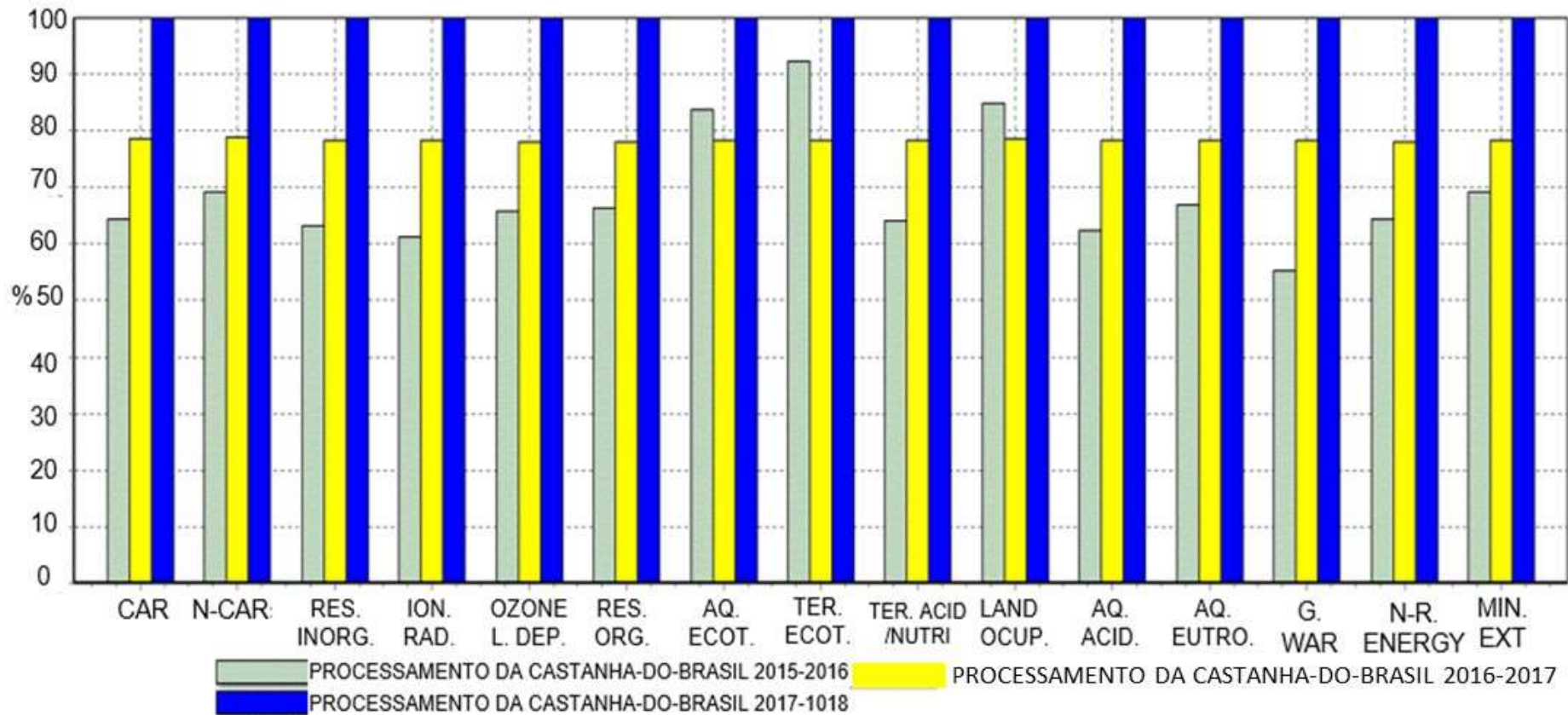
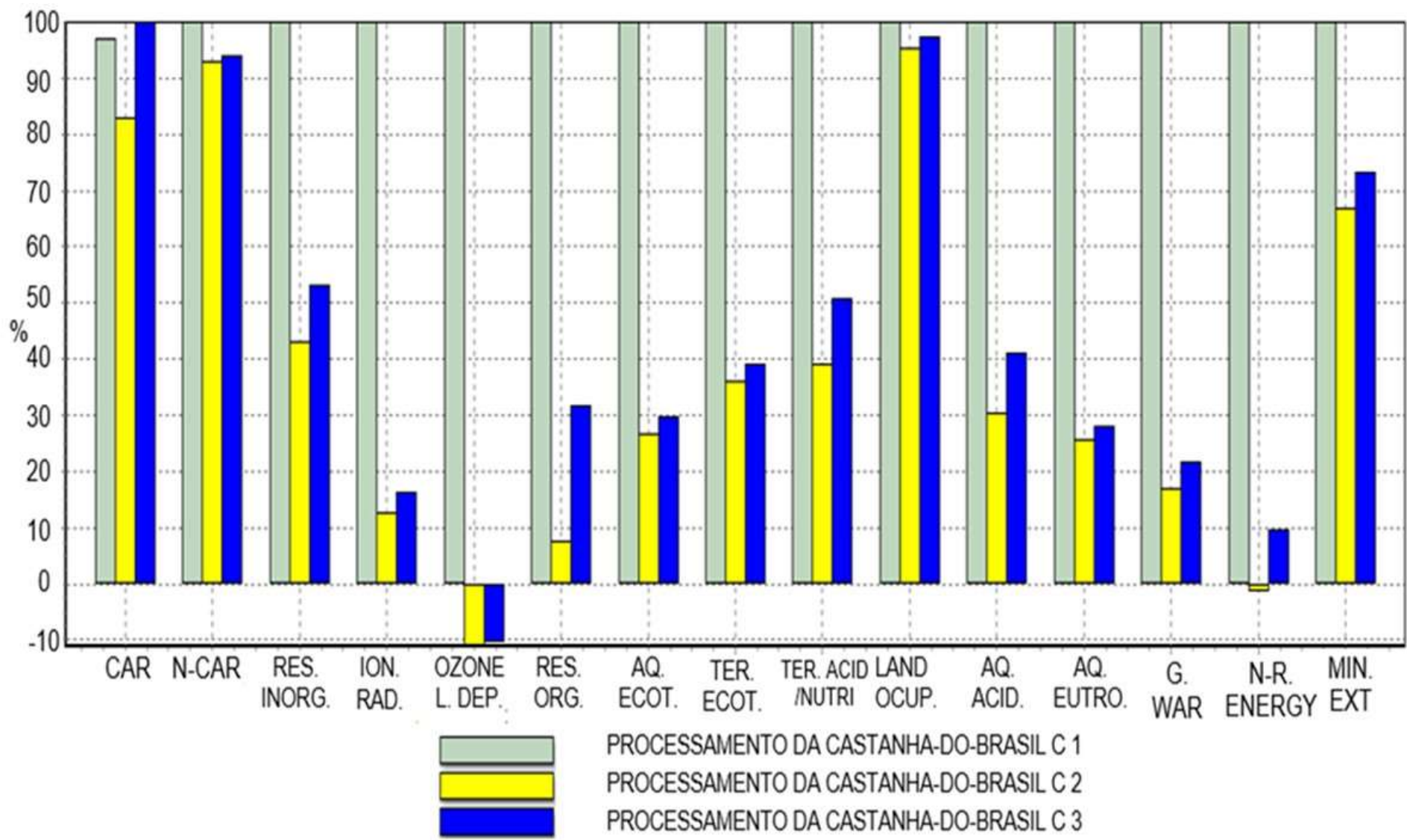


Figura 3: Caracterização dos Cenários de Comparação dos Prognósticos. Caracterização dos Cenários de Comparação dos Prognósticos.



Os dados da Figura 2 podem ser observados na Tabela 2. Os valores de energia não-renovável estão associados com consumo de Diesel, com a matriz energética brasileira que tem quase a metade da energia gerada com combustíveis não renováveis e, com insumos da cadeia de produção do papel corrugado, especialmente no ciclo de produção da celulose. São nestes componentes que estão os destaques *Global Warming, Non-renewable energy e Respiratory inorganics*.

No perfil comparativo com dados da literatura apenas o trabalho de (ROSA *et al.*, 2017) é o mais próximo nos aspectos de cultivo da Castanha-do-Brasil aqui pesquisados para ACV, inventariando aspectos de sistemas integrados bem mais amplos: cultivo colheita, processamento, armazenagem, venda e exportações. Os parâmetros mais impactantes consideram valores equivalentes da Caracterização com acidificação terrestre, aquecimento global, uso de energias não renováveis, eutrofização marinha e de água doce e toxicidade humana. A etapa de cultivo sempre foi a mais impactante, sendo a sistemática desta castanha cultivada em Portugal mais caracterizada como extensiva do que a nativa da Castanha-do-Brasil.

Conclusões

Os potenciais de integração produtiva mais sustentável para o processamento da Castanha-

do-Brasil chamam a atenção no desenvolvimento do trabalho. Os aspectos de Educação e Integração Social Ambiental são muito significativos pois se tem uma produção que engloba um sistema de agro extrativismo e produção manual. Com isso se pode incorporar uma melhoria em seu sistema de produção da coleta até a produção final.

A recuperação de nutrientes, bem como de energia, também é outro potencial do gerenciamento dos resíduos do processamento da castanha, que permite reduzir impactos ambientais e contribuir com impactos ambientais positivos do sistema. Com secagem dos resíduos é possível, no período de seca no Mato Grosso, elevar o PCU a partir da redução do teor de umidade.

Nos cenários de impactos ambientais é significativo observar que o papelão corrugado tem impacto ambiental maior do que o uso de energia elétrica na unidade de processamento da castanha. Apesar da prioridade ter de ser o óleo Diesel (o mais impactante), deverá ser pensada a estratégia do uso de material reciclado nas embalagens em um curto período de planejamento (até dois anos).

Com as propostas de Cenários de Prognósticos as reduções de impactos ambientais reduzem em quase 100% o Cenário de Recursos, necessitando de melhorias no *Climate Charge e Human Health*.

Agradecimentos

Ao PPGTA UNISC, Capes, FAPERGS e CNPq

Referências bibliográficas

- ABNT. ABNT NBR ISO 14040:2009 Versão Corrigida: 2014: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura. 2009.
- BARBOSA, R. R. N. et al. Produção E Sequestro De Carbono Na Atmosfera. *Enciclopédia Biosfera*, v. 9, n. 16, p. 1783–1798, 2013.
- CARDOSO, B. R. Efeitos do consumo de castanha-do-brasil (*Bertholetia excelsa* H.B.K.) sobre o estresse oxidativo em pacientes com comprometimento cognitivo leve e a relação com variações em genes de selenoproteínas. 2014.
- CASTANHEIRA-DO-BRASIL, D. A.; HUMB, B. CERNE ISSN : 0104-7760 Universidade Federal de Lavras Brasil Tonini , Helio Fenologia da castanha-do-brasil (*Bertholletia excelsa* Humb . & Bonpl ., Lecythidaceae) no sul do estado de Roraima Universidade Federal de Lavras Como citar este artigo Número. 2011.
- MANOEL, J.; JESUS, H. DE. Classes de Resistência de Algumas Madeiras de Mato Grosso Strength classes of resistance of some timbers from Mato Grosso. v. 1, n. 2011, p. 35–42, 2015.
- MATEUS, A. Avaliação de Ciclo de Vida da Castanha e do Tomate em Portugal. 2012.
- MATOS, J. C. C. T. DE. Proposição de método para definição de cotas per capita mínimas de água para consumo humano. p. 108, 2007.
- ROSA, D. et al. Life-cycle assessment of fresh and frozen chestnut. *Journal of Cleaner Production*, v. 140, p. 742–752, 2017.
- SANTOS, O. DOS. Estudo das potencialidades da castanha-do-brasil : produtos e subprodutos. *Tese Faculdade de Ciências Farmacêuticas da Universidade de Sao Paulo*, p. 214, 2012.

Pegada de Carbono Em Sistema De Anaerobiose Integrado com Wetlands Construídos em Fluxos Subsuperficial e Vertical no Tratamento de Efluentes Urbanos

Bruna A. Schuster¹

Adriane Lawisch Rodriguez¹

Gustavo S. Colares¹

Carlos A. Lutterbeck

Ênio Leandro Machado¹

¹Programa de Pós-graduação em Sistemas e Processos Industriais
UNISC-RS
enio@unisc.br

Resumo

Foi investigada a Análise do Ciclo de Vida, com foco na Pegada de Carbono, dos sistemas integrados de Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente (RA) semelhante ao reator UASB integrado com wetlands construídos (WCs) com configurações de fluxos vertical (WCFV) e horizontal subsuperficial (WCFHSS). As macrófitas *Papyrus* (*Cyperus Papyrus*), *Vetiver* (*Chrysopogon zizanioides*) e *Carnivão* (*Hymenachne grumosa*) foram dispostas de forma aleatória visando o tratamento de efluentes de campus universitário após pré-tratamento com gradeamento e desarenamento. Com RA tendo velocidade ascensional de até 1 m h⁻¹, volume útil de 1600 L, bem como, os WCs tendo tanques de volume útil de 200 L (preenchidos com seixos e britas de números 2 e 3) foram aplicados durante 20 min, 200 L de efluente pré-tratado anaerobiamente. Os procedimentos de carga foram semanais, sendo configurado processo de fluxo intermitente. Já na fase adulta das macrófitas foram observadas reduções de aproximadamente 100% de Carbono Orgânico Total (COT) para ambas as configurações, 78 e 61% para Psolúvel e Nitrogênio Total (NT) para o WCFV, respectivamente, bem como 87 e 78% para o Psolúvel e Nitrogênio Total (NT), no caso do WCFHSS. Os valores de Pegada de Carbono foram semelhantes em termos da emissão de C-CO₂ para o WCFV (1569,90 mg m⁻³ mês⁻¹) e WCFHSS (1537,60 mg

m⁻³ mês⁻¹). Para o C-CH₄, WCFV com 398,17 mg m⁻³ mês⁻¹ e 16800 mg m⁻³ mês⁻¹ para o WCFHSS. No caso do N₂O os valores foram muito maiores para o WCFHSS (24,99 mg m⁻³ mês⁻¹) do que para o WCFV (1,99 mg m⁻³ mês⁻¹). Logo combinar sistemas de WCFV e WCFHSS deve ser pensado como estratégia de redução de eutrofização, porém com redução do efeito estufa dos gases CH₄ e N₂O.

Palavras-chaves: Pegada de Carbono; Gestão Sustentável das Águas; Análise do Ciclo de Vida.

Introdução

O controle do impacto ambiental de águas residuárias traz cada vez mais a avaliação da Pegada de Carbono em processos geradores de efluentes, incluindo as estações de tratamento. Neste contexto, a venda de créditos de carbono cresce, já se considerando no Brasil este item como commodity. Os estudos de Pegada de Carbono tem com a ABNT desde 2015 a norma ABNT ISO/TS 14067:2015, Gases de efeito estufa – Pegada de carbono de produtos. No entanto, uma referência importante de aplicação do cálculo da pegada de carbono considera o artigo de Ülo Mander (Mander *et al.*, 2014) os estudos de várias estações de tratamento de efluentes com *Wetlands* Construídos (WCs) ao redor do mundo foram consideradas para elaboração de equações de correlações com WCs de fluxos vertical, superficial livre e subsuperficial. Os parâmetros se subdividem em valores de taxas de geração por área da unidade de tratamento de efluentes primários ou brutos, de dióxido de carbono, metano e óxido de dinitrogênio.

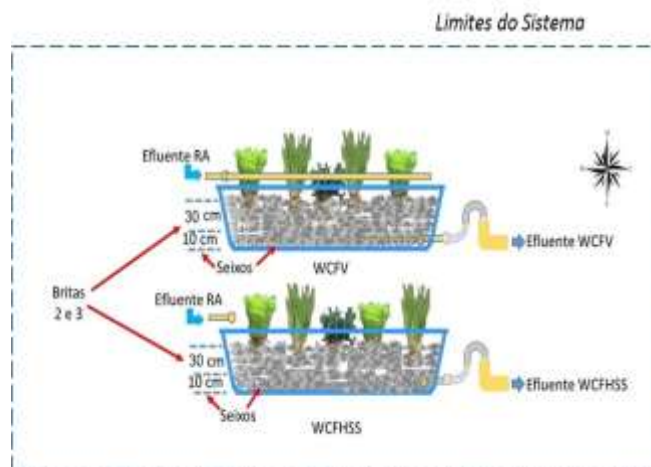
Em trabalho publicado por Ström, Lamppa e Christensen (2007), a aplicação de WCs com *Typha latifolia*, *Phragmites australis* e *Juncus effusus*, mostraram que os fluxos de CO₂ (respiração total), CH₄ e N₂O, respectivamente, de parcelas vegetadas variaram de 1,39 a 77,5mg m⁻² dia⁻¹; 377 a 1387mg m⁻² dia⁻¹ e 13,9 a 31,5mg m⁻² dia⁻¹, respectivamente. A presença de plantas vasculares altera as taxas de emissão de N₂O e CH₄. O efeito de Potencial de Aquecimento Global em um horizonte de 100 anos (GWP100) correspondeu a 431 kg de equivalentes de CO₂ m⁻² dia⁻¹. Assumindo uma temporada de sete meses com condições semelhantes ao período de estudo, isso equivale a 90 toneladas de CO₂ equivalentes anualmente. As emissões de N₂O foram responsáveis por um terço da estimativa total do efeito estufa.

Neste sentido, sem a utilização de *software* para ACV, fez a avaliação de um item importante para a Gestão de Ciclo de Vida de Estações de Tratamento de Efluentes: a pegada de carbono. Em unidade de *Wetlands* construídos na Estação de Tratamento de Efluentes da UNISC (Reator Anaeróbio-RA + *Wetland* Construído de Fluxo Vertical -WCFV e RA + *Wetland* Construído de Fluxo Horizontal Subsuperficial -WCFHSS RA + WCFV e RA + WCFHSS, RS, foram avaliadas as emissões dos gases de efeito estufa, considerando as cargas poluentes de carbono orgânico total (COT) e nitrogênio total (NT), estabelecendo aplicação de metodologia acessível para cálculos normalmente associados com softwares de análise de ciclo de vida.

Metodologia Geral

O cálculo da pegada de carbono foi aplicado para o desempenho dos sistemas RA + WCFV e RA + WCFHSS, visando avaliar o efeito de desempenho para emissões de CO₂ (Dióxido de Carbono), CH₄ (Metano) e N₂O (Óxido Nitroso), considerando os dados de expressões desenvolvidos por Mander *et al.*, 2014. Foi considerada a unidade funcional como o volume de efluente tratado e o fluxo de referência de 200L, conforme ilustrado na Figura 1.

Figura 1: Fluxo do processo com os Wetlands Construídos Estudados: Fluxos Vertical e Horizontal Subsuperficial.

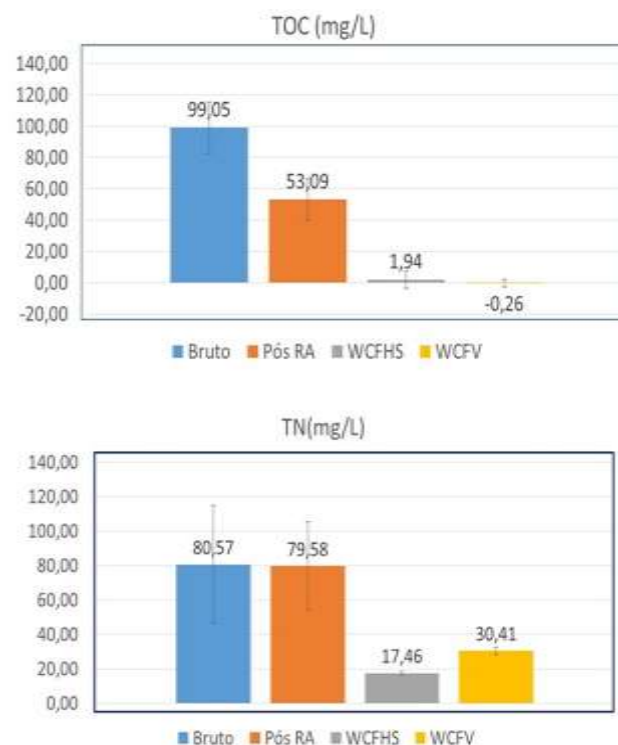


Foram avaliados os parâmetros NT e COT com o analisador Shimadzu TOC-L. Todos os procedimentos de amostragem e análise das águas residuárias foram feitos com referências ao *Standard Methods* (AWWA/APHA, 2012).

Resultados e Discussões

O desempenho de remoção dos dois parâmetros associados a pegada de carbono nos WCs pode ser vista na Figura 2.

Figura 2: Desempenho de remoção de COT e NT para os Wetlands Construídos Estudados: Fluxos Vertical e Horizontal Subsuperficial.



Nos experimentos de Mander *et al.* (2014) o desempenho dos sistemas WCFHSS têm maior potencialidade para redução de COT, especialmente por ter maior característica anaeróbia predominante. Não somente neste estudo, aqui os sistemas FHSS e FV são

semelhantes. Aqui os experimentos de fatores de carga são de 5,58 g de COT m⁻² semana⁻¹, sendo que os experimentos relatados por Mander referenciam 57,12 g.m⁻².semana⁻¹ funcionando em fluxo contínuo com carga volumétrica de 0,5 m dia⁻¹. No caso do sistema aqui operado, tanto o FV quanto o FHSS operou com 0,1 m semana⁻¹. Os valores de CI demonstram o perfil de alcalinização (pH médio entre 7,7-8,0), com valores fixados com a mineralização da matéria orgânica e que reduzem menos do que a taxa de redução de COT. Quanto à eutrofização, especialmente quanto às contribuições do nitrogênio total (valores muito próximos ao nitrogênio amoniacal) mostram a redução mais significativa no tratamento em estágio simples com os WCs

Para Pegada de Carbono dos WCs os dados de inventário foram aplicados em equações de correlação do artigo publicado por Mander *et al.* (2014). Neste trabalho, foram consideradas equações de regressão para o inventário de três configurações de WCs em 158 experiências ao redor do mundo, com os fluxos: vertical, subsuperficial e livre. As equações aqui aplicadas foram para correlações de carga poluente afluente de COT, para estimar o aproximado de emissões de CO₂ e CH₄ e NT para emissões de N₂O. Os dados aplicados para estas estimativas podem ser observados no Quadro 1.

Tabela 1: Pegada de carbono C-CO₂, C-CH₄ e N-N₂O para os WCs estudados.

Pegada de Carbono	
C-CO₂	
RA + WCFV	
Expressão: $Y = 5,4 + (5869x)$ $R_2 = 0,62$	Processo % Remoção COT - Emissão em mg CO ₂ m ⁻² semana ⁻¹
100% / 1569,26	
RA + WCFHSS	
Expressão: $Y = 5,4 + (5869x)$ $R_2 = 0,62$	Processo % Remoção COT - Emissão em mg CO ₂ m ⁻² semana ⁻¹
98,04% / 1537,10	
C-CH₄	
RA + WCFV	
Expressão: $Y = 1,13 \ln X - 3,02$ $R_2 = 0,97$	Processo % Remoção COT - Emissão em mg CH ₄ m ⁻² semana ⁻¹
100% / 398,17	
RA + WCFHSS	
Expressão: $Y = 6,56 (1-0,97)$ $R_2 = 0,78$	Processo % Remoção - Emissão em mg CH ₄ m ⁻² semana ⁻¹
98,04% / 16800	
N-N₂O	
RA + WCFV	
Expressão: $Y = 0,0001X + 0,0131$ $R_2 = 0,65$	Processo % Remoção de NT Emissão em mg N ₂ O m ⁻² semana ⁻¹
79,1998	
RA + WCFHSS	
Expressão: $Y = 0,051 \ln X - 0,053$ $R_2 = 0,40$	Processo % Remoção de NT Emissão em mg N ₂ O m ⁻² semana ⁻¹
62,24,59	

Observações feitas por Mander *et al.* (2014) ressaltam a necessidade de apostar nos sistemas híbridos para os WCs, especialmente com variações das alturas das colunas d’água em WCFV e WCFHSS para diminuir o efeito anaeróbico, bem como, os gases de efeito estufa, mas com cargas orgânica e volumétricas adequadas. Isto os dados da Tabela 1 fortalecem.

Conclusões

A eficiência para o tratamento dos efluentes, bem como, as Pegadas de Carbono e da Água mostraram o quanto há de ganho ambiental com as unidades de tratamento RA + WCs. O sistema com FV passa a ser prioritária no controle de gases de efeito estufa, especialmente metano e N₂O. Claro que “recuperar” os gases anaeróbios para geração de energia do RA também é fundamental. Nestes casos então, sistemas sequenciais com RA + WCFV + WCFHSS é recomendado com proposta de novos estudos, ainda mais se for considerado os ajustes de disposição das macrófitas.

Como os estudos foram baseados em correlações amplas da literatura, seria recomendável trabalhar com próximas investigações onde medidas de gases CH₄, N₂O e CO₂ fossem diretamente medidas nos entornos dos WCs. Neste caso a sugestão de estufas pode facilitar estes controles.

Os sistemas estudados ainda são considerados como “de partida”, devendo ser monitorados com continuidade para verificação dos perfis de desempenho e dos indicadores ambientais estudados.

Agradecimentos

Ao PPGTA da UNISC, bem como, ao Programa de Bolsas CAPES e CNPq. Em especial a FAPERGS.

Referências bibliográficas

ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas). NBR ISO 14067:2015 *Gases de efeito estufa - Pegada de carbono de produtos - Requisitos e orientações sobre quantificação e comunicação*. Disponível em: <<http://www.abntcatalogo.com.br/>>. Acesso em: 06 de Junho de 2018.

AWWA/APHA. *American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation – Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater – 2012*.

MANDER Ü.; DOTRO, G.; EBIE, Y.; TOWPRAYOON, S.; CHIEMCHAI SRI, C.; NOGUEIRA, S.F.; JAMSRANJAV, B.; KASAK, K.; TRUU, J.; TOURNEBIZE, J.; MITSCH W. J. *Greenhouse gas emission in constructed wetlands for wastewater treatment: A review*. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.12.006>>, 2014> Acesso em: 29 de Maio de 2018.



GCV e Bioeconomia



GCV-2020 | 21

Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) aplicada a bioplásticos: uma revisão da literatura

Murilo Alves do Amaral ^{1,2}

Bettina Susanne Hoffmann ²

Maria Jose de Oliveira C. Guimaraes ²

Suzana Borschiver ²

¹ Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia (Inmetro) 1

² Universidade federal do Rio de Janeiro (UFRJ)

email do autor de contato: murilo@eq.ufrj.br

Resumo

Questões de sustentabilidade têm estimulado pesquisadores para o estudo de novas tecnologias para a substituição de plásticos de origem fóssil por produtos renováveis. Plásticos convencionais são duráveis e resistentes. Entretanto, aspectos da sua produção podem gerar impactos ambientais, e.g. consumo de energia não renovável e geração de gases do efeito estufa (GEE). Este trabalho realizou uma revisão da literatura em estudos de ACV de bioplásticos. As categorias de impacto com maior recorrência foram Global Warming Potential (GWP) e Non Renewable Energy Use (NREU). Os bioplásticos com maior relevância de resultados na literatura pesquisada foram PHA e PLA. Os resultados encontrados na literatura para GWP de PHA ficaram no intervalo de 0,38 a 4,30 e PLA de 0,50 a 4,00 kgCO₂/kg. Para NREU do PHA a faixa foi de 35,34 a 158,00, valores sem a redução por uso de energia alternativa, e para PLA a faixa foi de 30,55 a 55,40 MJ/kg.

Palavras-chaves: plásticos, bioplásticos, avaliação do ciclo de vida (ACV),

Introdução e contextualização

A média global de dióxido de carbono atmosférico foi de 407,4 partes por milhão (ppm) em 2018. As concentrações de dióxido de carbono estão aumentando principalmente por causa dos combustíveis fósseis que são queimados em busca de energia, NOAA (2019). No continente europeu, onde a indústria de plásticos é bem desenvolvida, foram demandadas mais de 60 milhões de toneladas, e nos outros continentes, que contribuem com demandas de plásticos, a geração de plásticos totalizou mundialmente, em 2018, a ordem de mais de 350 milhões de toneladas, PlasticEurope (2019).

O plástico convencional possui, aliada às suas propriedades de leveza, e resistência, características de durabilidade que o fazem um excelente material para diversas aplicações. As propriedades do plástico lhe conferem um grande valor econômico, mas essa durabilidade implica em maior dificuldade de degradação natural pelo ambiente, Piemonte & Gironi (2012).

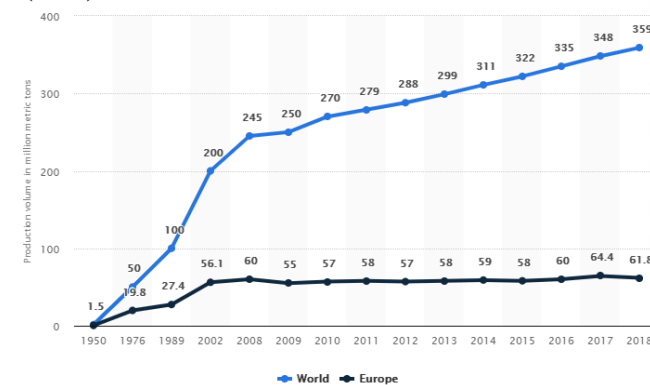
O mercado de bioplásticos cresce em torno de 20% ao ano e o fator interno mais importante que aumenta a atratividade desses produtos é a regulamentação dos mercados, exercida pelos governos. O governo japonês, por exemplo, estabeleceu uma meta de 20% para a substituição dos plásticos consumidos no Japão

passarem a ser de fontes renováveis até 2020, EBA (2018).

Neste contexto, Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é um instrumento que é utilizado para avaliar quantitativamente o impacto ambiental de um dado produto ou serviço em todo o seu ciclo de vida; seus princípios e etapas são descritos na ABNT 14040 (2011).

A Figura 1 apresenta a evolução da produção de plásticos, a nível mundial desde os anos 1950, na curva em azul e no continente europeu, curva em preto.

Figura 1: Evolução da produção de plásticos 1950-2018, Statista



A utilização de plásticos nos setores, de embalagens, automóveis, entre outros, tem aumentado. A China é um dos maiores produtores de plásticos do mundo, com mais de um quarto da produção global. As importações de artigos em plásticos, da China para os

Estados Unidos, estão aumentando constantemente à medida que a indústria de plásticos da China cresce, Statista (2019).

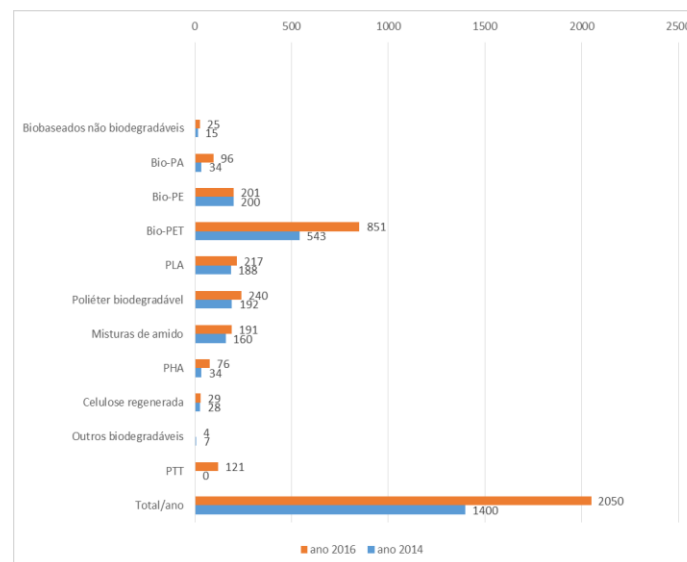
Revisão da literatura

A não-biodegradabilidade da maior parte de polímeros sintéticos tem causado problemas ambientais associados com sua disposição e recursos finitos. A preocupação tem aumentado sobre as conseqüências dos impactos ambientais devidos a polímeros sintéticos, Pavlath & Robertson (1999). Considerando à necessidade de mitigação de impactos face aos plásticos, a biotecnologia se encontra sob crescente pesquisa e novos materiais biodegradáveis, e bioplásticos estão sendo desenvolvidos sob a perspectiva de conceitos modernos de proteção ambiental e prevenção da poluição (Tokiwa, Y, et al., 2009, Posen, et al., 2017, Richard, et al., 2009).

O processo de produção de bioplásticos pode ser mais eficiente, em termos energéticos, em comparação aos plásticos convencionais, à base de petróleo, Álvarez-Cháves et al. (2012). A Figura 2 apresenta uma comparação da produção de bioplásticos, na Europa, entre os anos de 2014 a 2016.

A análise do gráfico constante da Figura 2 demonstra que a produção global de bioplásticos teve um aumento total de cerca de 46% entre 2014 e 2016.

Figura 2: Produção de bioplásticos no continente europeu, comparação (2014 com 2016), Adaptado de IFB (2018)



Os avanços mais significativos na produção foram Bio-PA que triplicou a produção, e PHA que praticamente dobrou a sua produção. Os demais bioplásticos mantiveram a sua produção estável ou em ligeiro crescimento. Cabe destacar que o PLA, que é um dos bioplásticos, que tanto é de origem biológica quanto apresenta propriedades de biodegradação, teve crescimento significativo de 15% na produção entre os anos de 2014 e 2016.

Delimitação, materiais e métodos da pesquisa

Neste estudo de revisão da literatura o foco é na aplicação da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) para bioplásticos, e.g. PHA e o PLA.

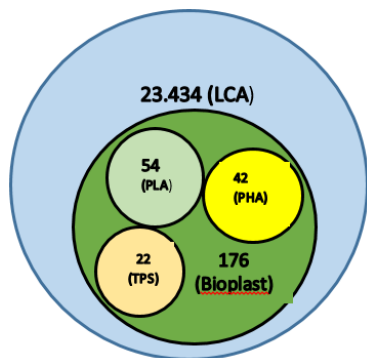
Etapas da Revisão da Literatura

A metodologia aplicada neste artigo se divide em quatro etapas: pré-prospectiva, prospectiva, pós-prospectiva e etapa da avaliação da sustentabilidade.

Na etapa pré-prospectiva foi realizada uma busca aleatória em fontes de informação em geral, em revistas e sites especializados, como no *Google Trends*, por exemplo. O objetivo dessa busca aleatória foi de obter uma visão de termos de maior interesse geral. Na etapa prospectiva foi realizada a busca por artigos científicos na base *Scopus*, constante da plataforma “Periódicos Capes”. Esta busca utilizou as palavras-chave, no idioma inglês: “*life cycle assessment (LCA)*” AND *bioplastics*. Nesta etapa prospectiva a busca na base *Scopus* retornou 23.434 artigos relacionados a LCA. Com a aplicação de filtros de pesquisa para artigos com foco no tema: “Avaliação do ciclo de vida em bioplásticos”, resultou em um conjunto de 176 artigos. Após a leitura dos títulos e resumos foi selecionado o seguinte conjunto de artigos: para PLA foram identificados 54, para PHA 42 e para TPS 22. A

Figura 3, a seguir apresenta a formatação da seleção realizada.

Figura 3: Esquema da quantidade de artigos por tema na base Scopus, Autor (2020)



Na Figura 3 o círculo maior, em azul claro, representa o total de artigos encontrados para o tema “*Life Cycle Assessment*” (23.434), o círculo interno, em verde, mostra a quantidade de artigos em LCA (176), que focaram em bioplásticos. Os círculos menores, em verde pastel PLA (54), em amarelo PHA (42) e laranja TPS (22). De acordo com Hottle, et al., (2013) estes são os bioplásticos mais recorrentes em estudos da literatura. A Etapa de avaliação da sustentabilidade consistiu da análise da planilha elaborada na etapa anterior, prospectiva. Esta terceira etapa foi denominada de etapa Pós-prospectiva. Os dados secundários obtidos a partir desta análise foram plotados em gráficos no excel para permitir a visualização dos resultados e registro da informação.

Discussão e resultados

A Tabela 1 apresenta os resultados quantitativos de artigos encontrados com base nas palavras-chave e na aplicação de filtros de busca.

Na elaboração da Figura 3 foram consideradas as palavras-chave e siglas adotadas conforme a Tabela 1, a seguir, que mostra a quantificação dos artigos encontrados, com a utilização das palavras-chave, respectivas e a aplicação de filtros de busca.

Tabela 1: Resultados obtidos com as palavras-chave

Palavra-chave	Abreviatura	Quantidade de artigos
“ <i>Life Cycle Assessment</i> ”	LCA	23.434
<i>LCA and Bioplastics</i>	Bioplast	176
<i>LCA and Polylatic acid</i>	PLA	54
<i>LCA and Polyhydroxyalkanoate</i>	PHA	42
<i>LCA and “Termoplastic Starch”</i>	TPS	22
<i>Artigos com foco nos bioplásticos estudados</i>		118
<i>Conjunto de artigos em PDF para análise do conteúdo</i>		33

Fonte: Autor (2020), a partir da base Scopus

O conjunto final de artigos para extração de dados secundários foi obtido a partir da verificação da associação do conteúdo ao tema. Após esta verificação foram identificados os artigos, com dados alinhados ao tema. Desses artigos, alinhados ao tema, 33 estavam disponíveis, em PDF, na plataforma Capes e

foram utilizados como fonte secundária de dados.

O desenvolvimento de toda a pesquisa, com tutorial da revisão realizada, está demonstrado na Figura 4, “*Graphical abstract*”.

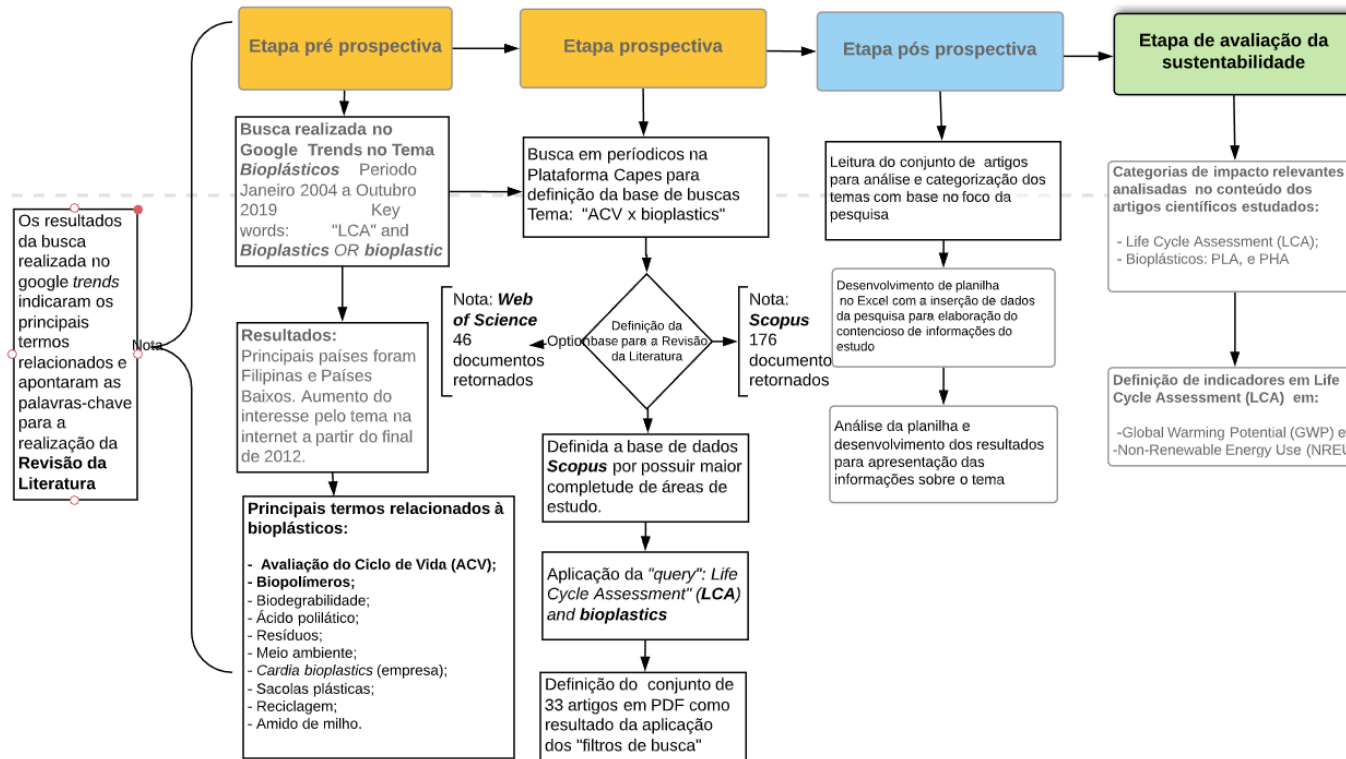
No interesse de mensurar desempenho ferramentas como a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) tem importante função na quantificação de impactos ambientais, ABNT ISO 14040 (2011).

A interpretação desses dados secundários de GWP, e NREU, para PHA e PLA possibilitou a elaboração dos gráficos que são apresentados na sequência de Figuras de 5 a 8.

Análise dos resultados

No conjunto de artigos avaliados as categorias de impacto ambiental mais relevantes, considerando a existência de dados quantitativos, foram *Global Warming Potential (GWP)* e *Non Renewable Energy Use (NREU)*. É importante registrar que os artigos estudados apresentam resultados de GWP e de NREU, tanto para PLA, como PHA. A Figura 4 a seguir, demonstra graficamente, todo o processo de “*Revisão da Literatura*”, que foi desenvolvido neste trabalho.

Figura 4 “Graphical abstract” da Revisão da Literatura realizada



Os resultados, mais relevantes, encontrados de NREU para PHA variaram de 35,34 a 150,00 MJ/kg. Para PLA os resultados variaram de 32,40 a 55,40 MJ/kg.

Os resultados de GWP para PHA variaram de 0,38 a 4,30 KgCO₂/kg de bioplástico. Já para PLA os valores de GWP variaram de 0,50 a 4,00 kgCO₂/kg.

Para determinar a consistência dos resultados encontrados foi calculado o Coeficiente de Dispersão (CD) dos valores. A equação 1 a seguir expressa como foram realizados os cálculos.

$$CD = (\text{Valor}_{sup} - \text{Valor}_{inf}) / \text{Valor}_{sup} \quad \text{Equação 1}$$

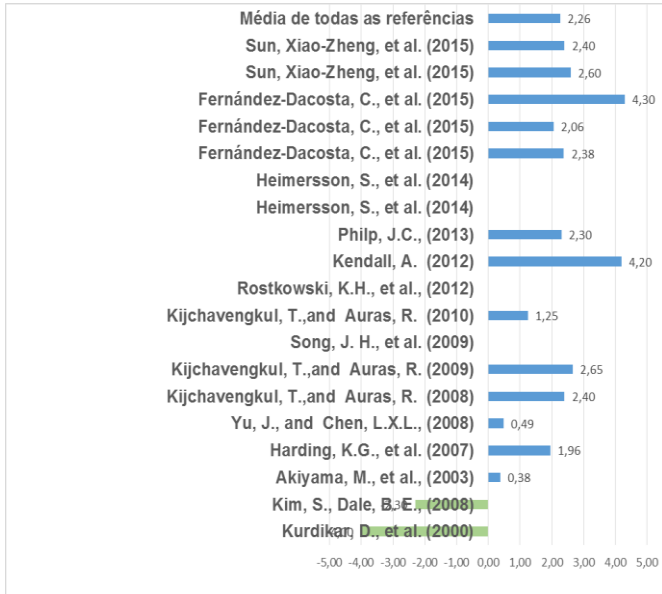
Tabela 2 – Cálculo do valor de CD conforme a Eq. 1

GWP	Kg CO ₂ /kg	CD	NREU	MJ/kg	CD
PHAinf.	0,38	0,91	PHAinf.	35,40	0,76
PHAsup.	4,30		PHAsup.	150,00	
PLAinf.	0,50	0,88	PLAinf.	32,40	0,42
PLAsup.	4,00		PLAsup.	55,40	

A análise da Tabela 2 mostra que o resultado do cálculo do CD para os valores encontrados indica que os resultados encontrados para NREU de PLA foram os mais consistentes com CD = 0,42, (quanto mais próximo de zero mais os resultados convergem entre si).

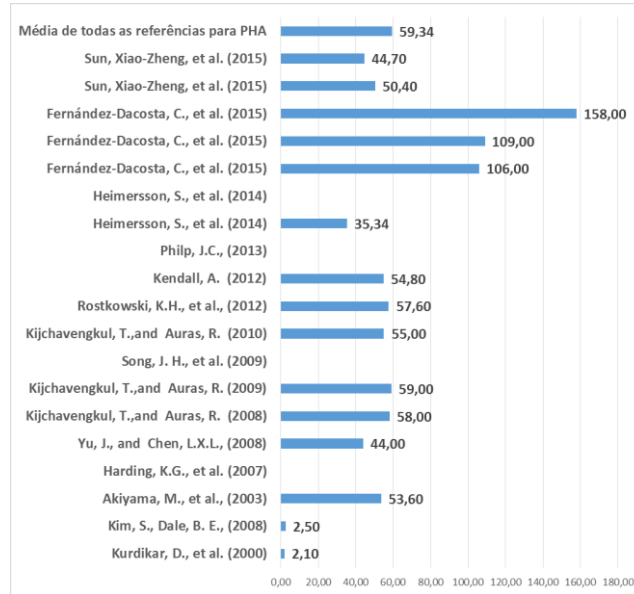
A captura de carbono reduz o valor de GWP e a utilização de fonte de energia alternativa diminui o valor de NREU.

Figura 5 - GWP - Global Warming Potential, PHA. Resultados por referência Unit. kgCO₂/kg polymer, Autor (2020)



Na Figura 5 os resultados negativos para as referências Kim, et al., 2008 e Kurdikar, et al., 2000 (barras em verde), (-2,30 e -4,00) kgCO₂, respectivamente, estão relacionadas à absorção de carbono, por fotossíntese na fase de crescimento da planta e a utilização de energia alternativa, por exemplo, a geração eólica. Nas Figuras 5 e 6, em alguns casos, não existem valores, mas as referências foram mantidas para manter a coerência na análise.

Figura 6 - NREU – Non Renewable Energy Use, para PHA. Resultados por referência Unidade MJ/kg polymer, Autor (2020)



Na Figura 6 os resultados reduzidos de NREU (2,50 MJ/kg) para as referências Kim, et al., 2008 e (2,10 MJ/kg) para Kurdikar, et al., 2000, estão relacionadas à utilização de energia alternativa, como a geração eólica, e energia solar. Esta parcela, negativa, reduz o impacto, quando concomitante ao uso de energia convencional. As referências sem dados foram as que não indicaram quantitativos nesta categoria de impacto, mas apontaram valores para GWP, na Figura 5 anterior. As Figuras 7 e 8 apresentam os resultados para GWP e de NREU para PLA, respectivamente.

Figura 7 - GWP - Global Warming Potential, para PLA. Resultados por referência Unidade kgCO₂/kg polymer, Autor (2020)

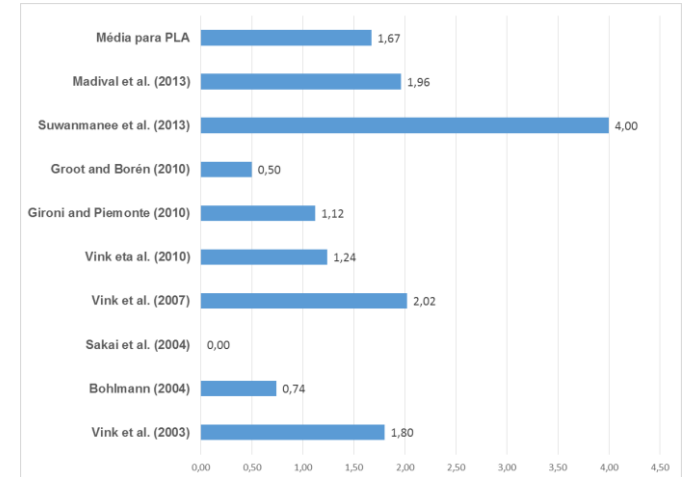
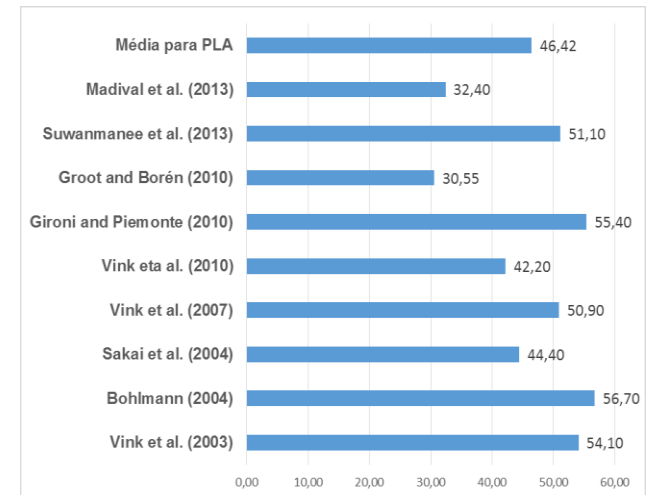


Figura 8 - NREU – Non Renewable Energy Use, para PLA. Resultados por referência Unidade MJ/kg polymer, Autor (2020)



Conclusões

Os resultados encontrados mostraram que a proposição de indicadores de desempenho ambiental com base em GWP e NREU são consistentes. Foram encontradas médias de GWP para PHA de 2,76 com CD de 0,91 e para PLA média de 1,67, com CD de 0,88. Para NREU os resultados médios foram para PHA 63,53, com CD de 0,76 e para PLA a média foi de 46,42, com CD de 0,42.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Escola de Química da UFRJ pelo apoio à pesquisa realizada.

Referências bibliográficas

ABNT ISO 14040 (2011). ISO Standards for Life Cycle Assessment to Promote Sustainable Development. <http://www.iso.org/iso/pressrelease.htm?refid%4Ref1019>

AKIYAMA, M., TSUGE, T., DOI, Y., Environmental life cycle comparison of PHA produced from renewable carbon resources by bacterial fermentation. (2003) [https://doi.org/10.1016/S0141-3910\(02\)00400-7](https://doi.org/10.1016/S0141-3910(02)00400-7)

ÁLVAREZ-CHÁVEZ, C.R., Moure-Eraso, R., Geiser, K. (2012) Sustainability of bio-based plastics: General comparative analysis and recommendations for improvement. *Journal of Cleaner Production*. 23(1), 47-56. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S095965261100374X>

BOHLMANN, G. M., Biodegradable packaging life-cycle assessment. *Environmental Progress*. Volume 23, Issue 4 Special Issue: Sustainability in Chemical Engineering, (2004) <https://doi.org/10.1002/ep.10053>.

EBA – BIOPLASTIC EUROPEAN ASSOCIATION. (2019). Disponível em: <http://en.european-bioplastics.org>. Acesso em: 15/09/2019.

FERNÁNDEZ-DACOSTA, C., et al., (2015). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.03.025>

GROOT, W. J., BORÉN, T., Life cycle assessment of the manufacture of lactide and PLA biopolymers from sugarcane in Thailand. *The*

International Journal of Life Cycle Assessment. (2010) DOI: 10.1007/s11367-010-0225-y

HARDING, K. G., et al., (2007) <https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2007.02.012>

HEIMERSSON, S., MORGAN-SAGASTUME, F., PETERS, G.M., WERKER, A., SVANSTRÖM, M., Methodological issues in life cycle assessment of mixed-culture PHA production utilising waste as feedstock. Goteborg, Sweden, (2014)

HOTTLE, T. A. BILEC, M. B., LANDIS, A.E. Sustainability assessments of bio-based polymers. *Science Direct. Elsevier. Journal: Polymer Degradation and Stability*. 1898-1907 (2013)

IFB - Institute for bioplastics and biocomposites. Production capacities and land use Old and New Economy bioplastics. (2018) <https://www.ifbb-hannover.de/de/facts-and-statistics.html>.

KENDALL, A., A life cycle assessment of biopolymer production from material recovery facility residuals. *Resources, Conservation and Recycling* 61, pp. 69-74, United State (2010)

KIJCHAVENGKUL T, AURAS R and FERNANDEZ R T. Biodegradation and hydrolysis rate of aliphatic aromatic polyester (2010) <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2010.07.018>

KIJCHAVENGKUL, T., & AURAS, R. Compostability of polymers. *Journal Polymer International*, 57(6), 793–804. (2008) <https://doi.org/10.1002/pi.2420>.

KIM, S., DALE, B. E., (2008) DOI: 10.1016/j.biortech.2007.09.034

KURDIKAR, D., FOURNET, L., SLATER, S. C., PASTER, M., GRUYS, K. J., GERNGROSS, T. U., Greenhouse gas profile of plastic material derived from a genetically modified plant. *Journal of Industrial Ecology*, 2000; 4:107-22. (2000)

MADIVAL, S., AURAS R., SINGH, S.P., NARAYAN, R., Assessment of the environmental profile of PLA, PET and PS clamshell usin LCA methodologie. *Journal Clean Production*. 17 (13) 1183 – 1194. (2009)

NOAA - National Oceanic and Atmospheric Administration (2020) <https://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/>

PAVLATH, A. E., ROBERTSON, G. H. Biodegradable polymers vs. recycling: what are possibilities? *Crit. Rev. Anal. Chem.* v.29, n.3, p.331-41. (1999)

PHILP, J. C, RITCHIE, R. J., GUY, K. Biobased plastics in bio-economy. *Trends in Biotechnology*. February 2013, Vol. 31, n° 2, (2013)

PIEMONTE, V., GIRONI, F., Bioplastics and GHGs Saving: The Land Use Change (LUC) Emissions Issue. *Energy Sources, Part A*, (2012) DOI: 10.1080/15567036.2010.49779

PLASTIC EUROPE, (2017) Disponível em: <http://www.plasticseurope.org/what-is-plastic/types-of-plastics-11148/bio-based-plastics.aspx>, acesso em: 09/09/2019

POSEN, D., JARAMILLO, P., LANDIS, A. E., GRIFFIN, W. M. Greenhouse gas mitigation for US plastics production: energy first, feedstocks later. (2017) <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa60a7>

RICHARD C. T., CHARLES J. M., VOM SAAL, F. S., SWAN, S. H. (2009). Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. *B* (2009) 364 2153-2166; DOI: 10.1098/rstb.2009.0053.

ROSTKOWSKI, K. H., CRIDDLE, C. S., AND LEPECH, M. D., Cradle-to-Gate Life Cycle Assessment for a Cradle-to-Cradle Cycle: Biogas-to-Bioplastic (and Back). *Environmental Science & Technology* (2012), 46 (18), 9822-9829. DOI: 10.1021/es204541w

SONG, J. H., MURPHY, R. J., NARAYAN, R. and DAVIES, G. B. H. Biodegradable and compostable alternatives to conventional plastics. RSC Publishing, (2009) <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0289>

STATISTA–(2020) <https://www.statista.com/statistics/282732/global-production-of-plastics-since-1950/>

SUN, XIAO-ZHENG, MINOWA, T., YAMAGUCHI, M. K., GENCHI, Y., Evaluation of energy consumption and greenhouse gas emissions from poly(phenylactic acid) production using sweet sorghum. *Journal of Cleaner Production* (2014) <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.09.041>

TOKIWA, Y., CALÁBIA, B. P, UGWU, C. U. e AIBA, S. Biodegradability of plastics. *International Journal Molecular Science*, (2009) 10 (9), 3722–3742. <http://doi.org/10.3390/ijms10093722>.

VINK, E.T.H. DAVIES, S. and KOLSTAD, J. J., The eco-profiles for current and near-future NatureWorks® polylactide (PLA) production. *Industrial Biotechnology*. Naarden, The Netherlands, (2010)

VINK, E.T.H., DAVIES, S., Life cycle inventory data quality issues for bioplastics feedstocks. *Industrial Biotechnology* 11 (3), pp. 167-180. USA - Nebraska-Blair (2015)

VINK, E.T.H., RÁBAGO, K.R., GLASSNER, D.A., GRUBER, P.R. Applications of life cycle assessment to NatureWorks™ polylactide (PLA) production. *Polymer Degradation and Stability* 80 (3), pp. 403-419, USA NatureWorks, (2003)

YU, J., CHEN, L.X.L., The greenhouse gas emissions and fossil energy requirement of bioplastics from cradle to gate of a biomass refinery. *Environmental Science and Technology* 42 (18), pp. 6961-6966, (2012)

BRACV e PBACV: uma análise da contribuição das suas ações para o desenvolvimento da ACV no Brasil

Juliana Gerhardt ¹

Thiago Oliveira Rodrigues ¹

André Luiz Appel ¹

Cássia Ugaya ²

Marcel Garcia de Souza ¹

Tiago Emmanuel Nunes Braga ¹

¹Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (Ibict)

²Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR)

julianagerhardt@ibict.br

Resumo

A Avaliação do Ciclo de Vida é uma ferramenta consolidada e apropriada para dar apoio à tomada de decisões relacionadas às questões ambientais e de sustentabilidade. Além disso, cada vez mais ela tem se mostrado adequada e com alto potencial para dar apoio ao desenvolvimento da competitividade da indústria brasileira, principalmente no que diz respeito ao perfil ambiental de produtos brasileiros, frente a mercados cada vez mais competitivos. Dando continuidade à construção das ações iniciadas com a criação Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida (PBACV), criado em 2010, surgiu em 2015 o Fórum Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida (BRACV), com o intuito de reunir pesquisadores, universidades, profissionais da área de ACV, agentes governamentais e empresários para discutir e elaborar estratégias para promoção do progresso da ACV no Brasil. O objetivo deste estudo foi analisar de que maneira o BRACV tem evoluído e tem contribuído com o objetivo do PBACV. Utilizou-se, para tal, uma abordagem quali-quantitativa de pesquisa, a partir do método de análise documental sobre os relatórios BRACV dos eventos realizados em 2015, 2017 e 2019.

Os resultados apontam que o BRACV contribui com o PBACV, por discutir todos os temas e pontos que contribuem para a construção do Plano de Ação Quadrienal do Programa. Entretanto, é necessário melhorar a organização dos planos de trabalho, de modo a permitir descrições mais detalhadas das ações, incluindo, por exemplo, responsáveis, prazos e custos, que potencializariam estratégias de acompanhamento e análise de indicadores de desempenho. Com isso, BRACV e PBACV podem ser mais efetivos no desenvolvimento da ACV no Brasil.

Palavras-chaves: *Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida (PBACV), Fórum Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida (BRACV).*

Introdução

A Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) é uma técnica reconhecida mundialmente e cada vez mais utilizada por países preocupados com a sustentabilidade de suas ações, produtos e serviços. O Brasil tem buscado avançar nessa frente nos últimos anos, e pode-se perceber isso no aumento do número de pesquisadores, de publicações e de participações em eventos nacionais e internacionais com a temática de ACV e na criação do Programa Brasileiro de Avaliação de Ciclo de Vida (PBACV).

O PBACV foi criado em 2010 em uma iniciativa do Comitê Brasileiro de Avaliação da Conformidade (CBAC), por meio do Conselho Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial (Conmetro), colegiado interministerial que atua como órgão normativo do Sinmetro e que

tem o Inmetro como sua secretaria executiva (IBICT, 2020).

O objetivo do PBACV é fomentar o uso da metodologia da Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) no Brasil, a fim de apoiar o desenvolvimento sustentável e aumentar a competitividade ambiental da indústria brasileira (IBICT, 2020).

Para isso, o Programa possui um Comitê Gestor, responsável pela articulação e planejamento das ações. Parte dessa organização vem da elaboração e validação dos Planos de Ação Quadrienais, que hoje são dois: o primeiro que valeu para o quadriênio de 2012 a 2015 e o atual, que iniciou em 2016 e encerrou no final de 2019. Agora em 2020 começa o novo período, e o novo Plano deverá ser construído nos próximos encontros do Comitê Gestor. Espera-se que este trabalho possa auxiliar justamente na construção desse novo Plano.

Com a necessidade de se criar espaços de discussão para elaboração dos caminhos da ACV no Brasil, nasce o Fórum Brasileiro de Avaliação de Ciclo de Vida (BRACV), que teve sua primeira edição em 2015, no Rio de Janeiro. O encontro acontece a cada dois anos e o último foi realizado em junho de 2019, em Curitiba. Até agora foram 3 edições de um evento que tem como objetivo reunir academia, governo e iniciativa privada para discutir os rumos e desafios da ferramenta de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), a fim de fortalecer e expandir seu uso no Brasil.

Cada um desses 3 fóruns realizados gerou um relatório. Esses relatórios contam como foram os eventos e, principalmente, apresentam planos de trabalho resultantes das discussões nos grupos de trabalho formados a partir de 5 grandes temas.

São eles: 1) banco de dados; 2) inventários; 3) avaliação de impactos; 4) rotulagem e comunicação da ACV; 5) formação e capacitação.

As ações discutidas no fórum podem e devem ir ao encontro e apoiar o desenvolvimento dos planos de ação quadrienais do PBACV. Portanto, o objetivo central deste trabalho é analisar de que maneira o BRACV tem evoluído e tem contribuído com o objetivo do PBACV. Para isso, foram estabelecidos os seguintes objetivos específicos:

1. Levantar e quantificar os objetivos e ações dos planos de ação estabelecidos nos últimos 3 fóruns BRACV (2015, 2017 e 2019), a partir dos relatórios dos eventos;
2. Destacar as propostas de trabalho relevantes de cada comissão técnica;
3. Identificar quais ações do BRACV estão contempladas no plano de ação quadrienal vigente do PBACV (2016-2019).

Métodos

A pesquisa partiu de abordagem quali-quantitativa, a partir do método de análise documental.

Inicialmente, foram tabulados em uma planilha

do Excel, todos os resultados das três edições do BRACV (2015, 2017 e 2019). Entretanto, como havia diferenças na apresentação dos resultados entre as três edições, realizou-se um processo de uniformização de termos para permitir posterior comparação entre os eventos. Na tabela 1, em destaque na última linha, estão as categorias

Tabela 1: Equiparação entre os termos nas 3 edições do BRACV.

2015	Tema	Pontos críticos	Estratégias
2017	Comissão técnica	Metas	Ações estratégicas
2019	Comissão técnica	Metas	Ações estratégicas
	Comissão técnica	Objetivo	Ações

Da mesma forma, também foi feita uniformização dos termos que representam as comissões técnicas. Apesar do termo “comissão técnica” e seus 5 nomes já existirem desde 2011 (CONMETRO, 2011), no BRACV de 2015 os grupos foram separados por temas, e não por comissões. Além disso, no BRACV de 2019, os grupos que discutiram as comissões técnicas 1 e 2 (CT1 Banco de Dados e CT2 Inventários) se uniram para montar o plano de trabalho. Tendo isso em vista, optou-se por utilizar o nome das comissões conforme a resolução do PBACV mais recente (CONMETRO, 2016) em conjunto com a adaptação feita no BRACV de 2019 que uniu duas comissões numa só. O nome das comissões é apresentado na tabela 2.

A partir dessa uniformização de termos e de

uma reclassificação de metas que cabiam, ora como objetivos ora como ações, realizaram-se dois tipos de análises. Uma quantitativa, que buscou comparar o número de objetivos e ações ao longo dos anos, e outra qualitativa, que consistiu em analisar os relatórios do BRACV a fim de destacar alguns objetivos e ações propostas por cada comissão técnica ao longo dos três eventos.

Tabela 2: Comissões técnicas no BRACV 2019.

CT1 - Banco de Dados + CT2 - Inventários
CT3 - Avaliação de Impactos
CT4 - Rotulagem e Comunicação da ACV
CT5 - Formação e Capacitação

Um plano de ação ou plano de trabalho é uma ferramenta que auxilia a organizar o planejamento e a execução de várias atividades ou ações, a fim de se atingir objetivos anteriormente estabelecidos (LOPES, 2018). Esta análise de documentos foi feita pensando nessa estrutura, onde são propostos objetivos e, para atingi-los, são definidos ações e responsáveis, bem como o prazo para execução das ações. No entanto, para este trabalho, optou-se por focar somente nas ações e objetivos, pois nos relatórios, poucos continham a definição de responsáveis e prazos.

Resultados

Com relação aos resultados relacionados ao primeiro objetivo proposto, a tabela 3 sinaliza que o número total de objetivos aumentou de 14 em 2015, para 32 em 2019. Já as ações de

2015 para 2017 aumentaram, mas em 2019 elas voltam a cair. Seria natural atribuir essa queda à conclusão das ações de um evento para o outro. Mas da forma como foram estruturados os resultados, não foi possível fazer essa relação, pois os objetivos e ações propostos, em sua grande maioria, são diferentes de um ano para o outro.

Tabela 3: N° de objetivos e ações total e por comissão técnica, por BRACV

Comissões Técnicas	2015		2017		2019	
	Objetivos	Ações	Objetivos	Ações	Objetivos	Ações
CT1 + CT2	5	23	5	19	11	0
CT3	2	12	5	32	4	4
CT4	7	21	2	17	4	0
CT5	0	0	3	12	13	21
Total	14	56	15	80	32	25

A seguir, serão destacadas algumas propostas relevantes dentro de cada comissão técnica, ao longo dos 3 eventos, conforme proposto no objetivo específico 2.

CT1 - Banco de Dados + CT2 – Inventários

Pelo teor dos objetivos e ações estabelecidas no primeiro fórum em 2015, houve uma preocupação maior com a criação de grupos de trabalho e de infraestrutura tecnológica para armazenamento e disponibilização de inventários, pois a organização de estruturas de suporte à ACV estava sendo iniciada. Além disso, criar e aprimorar metodologias de estudos de ACV também era um dos objetivos, juntamente com identificar e definir quais seriam os produtos prioritários para elaboração

de inventários e como melhorar a comunicação e operação de dados com o banco de dados nacional, o SICV Brasil, que já estava sendo organizado. Por fim, em 2015, iniciaram-se discussões com vistas a definir um modelo de negócios para o SICV Brasil.

No fórum de 2017, já com o banco nacional lançado em 2016, SICV Brasil, as discussões e os objetivos foram mais em torno de criar ferramentas para elaboração de inventários a partir de dados primários; de adaptar dados de bancos internacionais; de como organizar as informações não sistematizadas; além de propor mapear a produção já existente de estudos de ACV com o intuito de disponibilizar esses dados no banco nacional. Por fim, desse evento de 2017 destaca-se o objetivo de popular o SICV Brasil com até 300 conjuntos de dados até 2019, embora não tenham sido estabelecidas ações específicas para tal.

No evento de 2019, o que chama a atenção é a quantidade de objetivos propostos, porém sem qualquer ação estabelecida. Os objetivos tratam sobre definir formato para disponibilização dos dados; identificar, sensibilizar e capacitar instituições, setores empresariais e públicos com potencial para fornecer inventários; definir critérios de caracterização e priorização de dados.

CT3 - Avaliação de Impactos

Os objetivos e ações do comitê de avaliação de impactos em 2015 foram no sentido de buscar elaborar mecanismos que pudessem garantir a transparência, reprodutibilidade e clareza dos estudos em ACV e de buscar conhecer, melhorar e desenvolver as metodologias de avaliação de impacto, no que diz respeito tanto à ACV ambiental, quanto social e econômica.

Em 2017, as discussões passaram a enfocar metodologias e modelos da ACV social, com ações voltadas a conhecer estudos de caso, interagir com outras áreas e melhorar a comunicação dos métodos e resultados existentes. Algumas ações propunham definir as categorias de impacto mais importantes para o desenvolvimento de métodos e regionalização dos fatores de caracterização para estudos de ACV.

Em 2019, surgiu a necessidade de se identificar as consequências para os produtos brasileiros no uso dos fatores de caracterização regionalizados; identificar modelos para novas categorias de impacto; modelos de integração ACV ambiental, social e econômica e; novos modelos de caracterização e categorias de impacto mais apropriadas ao contexto brasileiro.

CT4 - Rotulagem e Comunicação da ACV

Em 2015, os objetivos propostos nesta comissão técnica eram de ampliar a demanda, a adesão e o entendimento sobre rotulagem

ambiental; de ampliar a sensibilização e conhecimento do Pensamento de Ciclo de Vida (PCV) e a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), com proposta de realizar cursos tanto na educação formal quanto na não formal.

Diversas ações foram propostas com o objetivo de ampliar a viabilidade econômica e otimização de processos para alcance das Declarações de Ambientais de Produtos (DAPs).

Falou-se também em estabelecer os melhores formatos para comunicar os resultados dos estudos de ACV para diferentes públicos e melhorar a comunicação da Rotulagem Ambiental.

Em 2017, o foco estava nas discussões acerca da rotulagem tipo III, com o objetivo de identificar riscos e oportunidades para os diferentes setores da economia brasileira. Também se propôs identificar quais os mercados que já possuíam selos ambientais de produtos que demandariam rotulagem tipo III do Brasil e levantar quais são os programas de rotulagem vigentes no país.

Em 2019, o foco dos objetivos continuou um pouco do que havia se discutido em 2017, o que pode sugerir que não se avançou nas ações propostas no evento anterior. Foram colocados como objetivos, novamente, a necessidade de se levantar os mercados que já possuem selo ambiental; identificar riscos e oportunidades de rotulagem tipo III em vários setores da economia do Brasil e identificar casos de

sucesso no mundo em relação à rotulagem. Entretanto, os objetivos não continham ações definidas para tal.

CT5 - Formação e Capacitação

No BRACV de 2015 não houve um grupo específico para discutir a temática deste CT. Porém, o tema surgiu no CT de Rotulagem e Comunicação, ao serem propostos cursos de formação na temática do PCV e ACV, e capacitação na área de comunicação de resultados. Já no CT de Banco de Dados e Inventários, uma das propostas de ações é capacitar o ponto focal de empresas para auxiliar a organizar os dados para ICV. Então, indiretamente, o tema é transversal a outras comissões e foi contemplado nas discussões, embora não haja outras ações específicas.

Em 2017, os objetivos propostos foram apoiar a realização de ciclos de palestras sobre ACV e rotulagem nas empresas e federações industriais e comerciais; elaborar material para sensibilização e divulgação da importância de dados e estudos para a gestão do ciclo de vida e sustentabilidade dos diversos setores da economia nacional.

Em 2019, os objetivos foram um pouco diferentes. Mas pela análise dos relatórios, não é possível saber se os objetivos são diferentes por que aqueles discutidos no BRACV 2017 foram resolvidos ou por mudança na demanda ou alinhamento do grupo em relação a esse tema. As propostas de 2019 foram no sentido de alinhar com a rede de ACV e com o curso ACV

de A a Z sobre as práticas em andamento; criar uma rede dentro do Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações (MCTI); criar um *hub* para informações sobre cursos, grupos de pesquisa, consultoria em ACV e criar uma rede de profissionais (professores/universidades) que ministram ACV; criar um minicurso que englobe as temáticas de ACV e Economia Circular; gerar material para capacitação de professores para poderem ensinar ACV em EAD; identificar professores e escolas receptivas ao ensino de temas como: ACV, sustentabilidade e economia circular; incluir ACV em disciplinas básicas/iniciais; e integrar profissionais de pedagogia para melhorar capacitação. Ou seja, diversas dessas propostas podem englobar o que aparece nos planos de trabalho dos eventos anteriores.

Para atingir o objetivo específico 3, foi analisado o último plano de ação quadrienal (PAQ) do PBACV, publicado na resolução nº 6 de 2016 (CONMETRO, 2016), que compreende 14 projetos estratégicos, descritos no quadro 1.

Em todos os projetos, é possível perceber o conteúdo de ações e objetivos contidos nos planos de trabalho dos BRACVs. No entanto, a descrição dos projetos estratégicos encontra-se de maneira mais ampla. Nota-se também que o plano não contempla detalhes importantes a um plano de ação, como por exemplo: responsáveis pela execução, prazos e custos necessários (sejam eles financeiros ou humanos).

Quadro 1. Descrição dos projetos estratégicos do PBACV.

Descrição do projeto (PAQ 2016-2019)	
1	Estimular a sustentabilidade econômica e funcional do Banco Nacional de Inventários do Ciclo de Vida, SICV Brasil, sistema de gestão, operação e manutenção de inventários brasileiros;
2	Adaptação e contextualização continuada de documentos e metodologias relacionadas à gestão de dados de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) reconhecidos internacionalmente ao contexto brasileiro, bem como estabelecimento de metodologias próprias aplicáveis ao Brasil;
3	Integração e compartilhamento de recursos com outros bancos internacionais de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) a fim de criar redes de bancos de ACV;
4	Manutenção de uma estrutura terminológica harmonizada na base de inventários do ciclo de vida;
5	Implementação e gestão de núcleos setoriais de inventários do ciclo de vida;
6	Desenvolvimento, adaptação e disseminação de métodos para a geração de inventários de ciclo de vida adaptados às condições brasileiras;
7	Desenvolvimento de inventários do ciclo de vida para a caracterização setorial da agricultura e indústria brasileira;
8	Identificação das categorias de impactos e métodos de avaliação de impactos do ciclo de vida (AICV) de aplicação ampla ao Brasil e reconhecidos internacionalmente;
9	Definição dos parâmetros brasileiros para as categorias de impactos regionais;
10	Seleção dos modelos de caracterização de impactos regionais;
11	Sistematização das ações de divulgação do PBACV;
12	Fortalecimento da interação entre agentes reguladores, setores produtivos, academia, órgãos estaduais, agentes financiadores, Micro e Pequenas Empresas (MPE) e o PBACV;
13	Desenvolvimento de programas de avaliação da conformidade e de rotulagem ambiental no Sistema Brasileiro de Avaliação da Conformidade (SBAC);
14	Disseminação dos conhecimentos de avaliação do ciclo de vida (ACV) para os diferentes segmentos da sociedade.

Fonte: Conmetro, 2016.

Os projetos do 1 ao 7 contemplam assuntos que aparecem em vários objetivos e ações propostas e discutidas nas seguintes comissões

do BRACV: Banco de Dados, Inventários e Avaliação de Impacto. Sendo assim, algumas ações e objetivos discutidos nas diferentes edições do BRACV poderiam servir de base para o desenvolvimento desses 7 projetos. Algumas delas são: definir um modelo de negócios para o SICV Brasil; criar e aprimorar metodologias de estudos de ACV; identificar e definir os produtos prioritários para elaboração de inventários; melhorar a comunicação e operação de dados com o banco de dados nacional; mapear a produção existente de estudos de ACV, com o objetivo de captar inventários para o SICV Brasil; estudar, aprimorar, adaptar metodologias e ferramentas para desenvolvimento de inventários.

Os projetos 8, 9 e 10 tratam sobre a definição de parâmetros, identificação, regionalização e caracterização das categorias de impacto e métodos de Avaliação de Impactos de Ciclo de Vida (AICV) para o Brasil. Nesse caso, esses temas vão de encontro às propostas provindas da comissão técnica de Avaliação de Impactos. Algumas delas são: conhecer, melhorar e desenvolver as metodologias de avaliação de impacto; definição das categorias de impacto mais importantes para o desenvolvimento de métodos e regionalização de fatores de caracterização para estudos de ACV (apropriados ao contexto brasileiro); identificação de modelos para novas categorias de impacto e; estabelecimento de modelos de integração ACV ambiental, social e econômica.

Os demais projetos, do 11 ao 14, se encaixam dentro da comissão técnica de Rotulagem e Comunicação da ACV. Os assuntos tratam sobre a sistematização de ações de divulgação do PBACV; fortalecimento da interação entre diversos setores da economia brasileira; rotulagem ambiental e disseminação dos conhecimentos de ACV. Dos objetivos e ações propostas por essa comissão nos eventos do BRACV e que vão ao encontro desses projetos, pode-se citar: melhorar a adesão e o entendimento sobre rotulagem ambiental; ampliar a sensibilização e conhecimento do Pensamento de Ciclo de Vida (PCV) e a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV); melhorar a comunicação dos resultados dos estudos de ACV para diferentes públicos; e melhorar a comunicação da Rotulagem Ambiental.

A única comissão técnica que não é contemplada no PAQ é a de Formação e Capacitação. Nenhum dos projetos aponta a necessidade de formação e capacitação de profissionais que já trabalham com ACV, além de outros públicos que se interessam pela temática ou podem vir a ser multiplicadores de conhecimentos em PCV, ACV e sustentabilidade. No entanto, o BRACV traz essas discussões, e desde 2017 fala muito em elaborar cursos, palestras e materiais para sensibilização e divulgação da importância de dados e estudos de ACV. Além de capacitar professores e profissionais de outras áreas para ampliar os

conhecimentos que envolvem gestão de ciclo de vida e sustentabilidade.

Por fim, se todas essas ações e objetivos forem cumpridos pelos grupos que participam dos eventos do BRACV, o resultado será uma maior efetividade nos projetos estratégicos do PBACV.

Conclusões

Os resultados apontam que o BRACV contribui com o PBACV, por discutir todos os temas e pontos que contribuem para a construção do Plano de Ação Quadrienal do Programa. Entretanto, é necessário melhorar a organização dos planos de trabalho, de modo a permitir descrições mais detalhadas das ações, incluindo, por exemplo, responsáveis, prazos e custos, que potencializariam estratégias de acompanhamento e análise de indicadores de desempenho.

O estudo permitiu perceber que com o passar dos anos as discussões nas comissões técnicas do BRACV foram sendo direcionadas de um modelo inicial de estudos, muito mais baseado na literatura e estudos de outros países, para um momento onde as metodologias e tecnologias passam a ser pensadas e voltadas para produtos e serviços brasileiros. Além também de pensar na regionalização de fatores e categorias, tendo em vista a diversidade encontrada em diversas regiões do Brasil.

Nos planos de trabalho do BRACV 2015, dentro de cada tema sugerido, fez-se referência às comissões técnicas do PBACV,

demonstrando a busca pela vinculação delas às comissões responsáveis pelas discussões do tema no PBACV.

Tanto no BRACV quanto no PBACV, nota-se a falta de detalhamento no modo como seria realizada uma determinada ação ou estratégia descrita. Bem como os responsáveis, os prazos e os custos para execução delas. Essa ausência de detalhamento pode ter dificultado ou mesmo impossibilitado a verificação da efetividade dessas ações ao longo dos eventos. Observou-se que tanto em 2017 quanto em 2019, houve a criação de novas ações, sem antes resgatar e avaliar as que haviam sido propostas nos eventos anteriores. Uma possível explicação para isso pode estar no fato de que os planos de trabalho do BRACV são de caráter propositivo, mais de promoção, e menos de implementação, esta afeta à disponibilidade de recursos financeiros e/ou humanos.

Isso justificaria a necessidade de estabelecer um planejamento baseado em custos previstos, além de encontrar maneiras de financiar esses planos de trabalho. Portanto, fica clara a necessidade de definir um modelo de negócios para o BRACV e para o PBACV, que permita concretizar as ações e alcançar os objetivos propostos por meio do monitoramento de indicadores ou processos.

Finalmente, é importante que possam ser feitas avaliações das ações propostas de um BRACV para outro, para que se tenha uma noção melhor dos avanços do ACV no Brasil e que se possa buscar soluções durante as discussões nos

BRACVs futuros.

A partir desses resultados e para trabalhos futuros, fica a ideia de se pensar em um modelo de plano de trabalho mais detalhado, que permita avaliar e medir a contribuição direta do BRACV para o progresso do PBACV, e com isso, alinhar melhor os planos de ação de um e de outro, levando a um desenvolvimento mais efetivo da ACV no Brasil.

Referências

- CONMETRO. (2011). Resolução n. 1, de 6 de abril de 2011. **Avaliação do Ciclo de Vida**. Disponível em: http://acv.ibict.br/wpcontent/uploads/2016/05/Resolucao_PBACV3.pdf
- CONMETRO. (2016). Resolução n. 5 de 22 de dezembro de 2016. **Avaliação do Ciclo de Vida**. Disponível em: <http://acv.ibict.br/wp-content/uploads/2016/05/RESC000255.pdf>
- CONMETRO. (2016). Resolução n. 6, de 22 de dezembro de 2016. **Avaliação do Ciclo de Vida**. Disponível em: <http://acv.ibict.br/wp-content/uploads/2016/05/Download-Marco-Legal-Resolu%C3%A7%C3%A3o-Conmetro-062016.pdf>
- LOPES, C. (2018). Diferença entre Objetivo, Meta e Ação. **Acessa.com**. Disponível em: <https://www.acessa.com/negocios/arquivo/mercadodetrabalho/2018/10/15-diferenca-entre-objetivo-meta-acao/>
- IBICT. (2020). Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida: O que é o PBACV. **Avaliação do Ciclo de Vida**. Disponível em: <http://acv.ibict.br/pbacv/>
- IBICT. (2016, dez.). **Relatório BRACV**: Fórum Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida. Brasília, DF: Ibict. Disponível em: http://acv.ibict.br/wp-content/uploads/2016/12/Relatorio-BRACV_Ano-2016.pdf
- IBICT. (2018, dez.). **Relatório BRACV**: Fórum Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida. v. 1. Brasília, DF: Ibict. Disponível em: <http://acv.ibict.br/documentos/publicacoes/5248-relatorio-bracv-2017/>



Gestão do Ciclo de Vida aplicado



GCV-2020 | 21

Avaliação do Ciclo de Vida como ferramenta para a inserção dos ODS em pequenas e médias empresas de confecção do estado do Rio de Janeiro

Graciele de Oliveira Diniz¹

Fellipe de Araujo Caravana¹

Bruno Freitas de Souza Plácido¹

Ricardo K.S. Fermam²

¹Instituto SENAI de Tecnologia Ambiental, RJ

²INMETRO

gdiniz@firjan.com.br

Resumo

Este trabalho tem como objetivo demonstrar que a Análise do Ciclo de Vida (ACV) pode ser utilizada como ferramenta estratégica para a internalização dos Objetivos e Metas de Desenvolvimento Sustentável pelas as Pequenas e Médias Empresas (PME) de confecção que desejam assegurar padrões de produção e de consumo sustentáveis. Considerando que as PME respondem por mais de 60% da economia fluminense, foi realizado um estudo de caso múltiplo e analisadas as respostas de um grupo de PME atuantes no estado do Rio de Janeiro, em relação à sua experiência e conhecimentos sobre o tema. Conclui-se com esta pesquisa que há uma grande necessidade de difusão dos conceitos de gestão ambiental e suas ferramentas, bem como a temática da ACV entre as indústrias, principalmente as PME, de modo que estas possuam informação suficiente para avaliar de que maneira podem inserir a ACV como ferramenta de estratégia competitiva para que seus produtos sejam reconhecidos como sustentáveis, tanto em mercado nacional como no exterior. Sugere-se ainda, algumas ações que podem ser aplicadas para contribuir com a inserção da ACV na gestão destas empresas, mitigando possíveis impactos ambientais e contribuindo para que essas organizações contribuam com a agenda mundial de desenvolvimento sustentável

Palavras-chaves: *Avaliação do Ciclo de Vida, Gestão Ambiental, Pequenas e Médias Empresas, Desenvolvimento Sustentável.*

Introdução

A expressão “Desenvolvimento Sustentável”, difundida pela Organização das Nações Unidas (ONU) na segunda metade do século XX trouxe à tona a necessidade de reagir aos problemas sociais e ambientais que o mundo começava a enfrentar com a industrialização (BARBOSA, 2008). Desenvolvimento sustentável, conforme o documento *Our Common Future*, é definido como sendo o desenvolvimento que atende às necessidades do presente sem comprometer a capacidade das gerações futuras de atender às suas próprias necessidades (EGELSTON, 2012).

Em 2015, a ONU adotou uma nova agenda de desenvolvimento sustentável, resultando na elaboração dos 17 (dezessete) Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS). Em seu objetivo número 12, é defendida a agenda de “Consumo e Produção Sustentáveis”, a fim de assegurar padrões de produção e consumo sustentáveis. Desta agenda, surge a necessidade de expansão e melhoria dos processos produtivos, de modo que se tenham produtos cada vez menos danosos ao meio ambiente e a saúde humana, ao longo de todo o ciclo de vida destes.

Baseada nessa percepção surge o conceito de Ciclo de Vida, definido pela literatura como sendo todos os estágios consecutivos e

encadeados de um sistema de produto, desde a aquisição da matéria-prima ou de sua geração a partir de recursos naturais, até a disposição final (ABNT, 2015).

Ao se considerar a Análise de Ciclo de Vida (ACV) de um produto, propõe-se que sejam compreendidas todas as fases que compõem o processo de fabricação de um produto, identificando os fluxos de entrada de insumos e matéria prima e saída de produtos, subprodutos e resíduos, os pontos críticos relacionados desde o consumo da matéria-prima até a forma de disposição final, considerando os potenciais impactos, além de todas as etapas de uso (ABNT, 2015).

A ACV constitui-se então como uma importante ferramenta de gestão ambiental, permitindo, dentre outras coisas, a tomada de decisões das empresas, pois abrange a obtenção de informações sobre o produto, a avaliação de impactos ambientais potenciais associados à fabricação e uso destes, além de permitir que seja comparado o desempenho ambiental dos produtos (BARBOSA, 2008).

Lima (2007) cita que as poucas ferramentas de ACV que são desenvolvidas no Brasil estão concentradas, em sua maioria, dentro de empresas pertencentes a grupos multinacionais que já têm a prática de utilizar essa ferramenta como estratégia de negócios unidades de seus países de origem, sem qualquer aderência atual de pequenas e médias empresas (PMEs), organizações que podem obter grandes benefícios advindos dessa prática.

Segundo Aragón-Correa et al. (2008), dados obtidos de estudos acerca da implementação de Sistemas de Gestão ambiental em PME demonstram que adotar práticas de melhorias ambientais podem levar a um desempenho econômico superior ao de empresas que não se preocupam com estas questões.

Dentro do cenário de PME no estado do Rio de Janeiro, incluem-se as empresas do ramo de confecção, as quais são responsáveis por gerar grandes impactos ambientais: produção exorbitante de resíduos sólidos e efluentes, bem como grande utilização de insumos químicos (RODRIGO E HENKES, 2018).

Diante deste fato, este estudo tem como objetivo identificar as variáveis que influenciam na implementação das ferramentas de Avaliação do Ciclo de Vida nestas organizações, os obstáculos para implementação das ferramentas de Avaliação do Ciclo de Vida nas PME, bem como propor estratégias para superação dos obstáculos identificados.

Metodologia

Validação do Questionário de Pesquisa

Elaborou-se um questionário composto por 16 (dezesesseis) questões fechadas, organizadas em 6 (seis) seções, direcionadas a coletar dados que permitam avaliar as práticas ambientais que demonstrem o conhecimento e implantação da Avaliação do Ciclo de Vida por Pequenas e Médias empresas de confecção do estado do Rio

de Janeiro. Observa-se, na tabela 1, as 6 seções e o objetivo de cada uma delas.

Tabela 1: Seções (S) temáticas do questionário

	<i>Seção (S)</i>	<i>Objetivo</i>
(S1)	Apresentação da Pesquisa	Não é composta por questões, apenas por texto de apresentação e definição de conceitos que se destina a explicar os objetivos da pesquisa.
(S2)	Perfil do Respondente	Permite conhecer o respondente conforme a sua formação e área de atuação.
(S3)	Características da Empresa	Permite classificar a empresa conforme seu porte e atuação.
(S4)	Características da Gestão Ambiental	Permite conhecer o perfil ambiental da empresa, de acordo com os programas desenvolvidos.
(S5)	Avaliação do Ciclo de Vida	Esta seção permite entender a familiarização da empresa com o conceito de ACV.
(S6)	Ferramentas do Ciclo de Vida	Permite conhecer quais as ferramentas que contribuem para a inserção do pensamento do ciclo de vida são utilizadas pela empresa.

O conteúdo do questionário proposto como instrumento dessa pesquisa foi submetido a um processo de validação, de forma a garantir a confiabilidade das questões propostas nas quatro seções do questionário, por meio da determinação do coeficiente alfa de Cronbach que mede a correlação média entre perguntas e respostas através da análise do perfil das respostas dadas pelos respondentes.

(MATTHIENSEN, 2011). O parâmetro alfa (α) é calculado conforme a seguinte equação:

$$\alpha = \frac{k}{k-1} x \left(1 - \frac{\sum_{i=1}^k S_i^2}{S_t^2} \right)$$

Sendo:

$$\begin{aligned} \alpha &= \text{alfa;} \\ \kappa &= \text{número itens do questionário;} \\ S_i^2 &= \text{variância de cada item} \\ S_t^2 &= \text{variância total} \end{aligned}$$

Considerando a estrutura do instrumento de validação utilizado e o retorno obtido de cada respondente, estabeleceu-se como critério de aceitação para este trabalho, um coeficiente $\alpha > 0.7$.

Para isso, foram selecionados especialistas independentes, de diferentes instituições, de três grupos distintos, para avaliarem criticamente as questões propostas e os critérios que orientaram a formulação e organização das mesmas.

Para validação do conteúdo do questionário de pesquisa, foi elaborado um instrumento para o registro do julgamento dos especialistas selecionados, seguida de uma avaliação global do questionário. Tomando como base o trabalho de Torres (2018), foram extraídas e adaptadas as questões do instrumento de validação e disponibilizadas aos especialistas selecionados. Assim, a validação foi construída conforme os seguintes atributos, mostrados na tabela 2.

Tabela 2: Critérios de Julgamento

<i>Crítérios</i>	<i>Descrição do critério</i>
Relevância	Graudeimportância/necessidade
Abrangência	Grau de cobertura da dimensão
Clareza	Qualidade do que é claro ou inteligível
Decisões subjetivas	Julgamento por critérios não explícitos.
Possibilidade de gerar vieses	Desvios induzidos pela formulação da questão
Redundância	Grau de repetição das questões
Extensão do núcleo	Suficiência do tamanho;
Ambiguidade	Possibilidade de gerar dúvidas.

Para a validação, os especialistas indicaram o grau de avaliação do conteúdo, usando como base a escala *Likert* de 5 pontos e tiveram espaço para comentar questões e itens que julgassem a necessidade de revisão, sugerir questões não contempladas, identificar oportunidades, identificar redundância, questões com parcialidade e possíveis falhas. A tabela 3 mostra a escala Likert utilizada.

Tabela3: Escala Likert.

<i>Escala</i>	<i>Avaliação</i>
1	Insuficiente
2	Ruim
3	Regular
4	Bom
5	Excelente

O questionário foi encaminhado para 30 especialistas, selecionados por julgamento (amostragem não probabilística), dos quais

retornaram 18 instrumentos de validação respondidos, representando 60% do total enviado para validação. Após receber as respostas, foram listadas numericamente as avaliações de cada respondente e aplicado cálculo de variância que é caracterizada por ser uma medida de quão longe um conjunto de dados, ficam de um valor esperado (MATTHIENSEN, 2011).

Após receber as validações, foram enumeradas as respostas e calculado o alfa de Cronbach, obteve-se o valor de 0,78.

Durante o período de 20 de julho de 2018 a 30 de novembro de 2018, foram recebidas as respostas das empresas de confecção, totalizando 36 respostas recebidas.

Resultado

Perfil dos respondentes e das organizações

Na tabela 4 é possível ver os resultados que foram obtidos, acerca do perfil dos respondentes.

Tabela4: Perfil dos respondentes

<i>Item</i>	<i>Subitem</i>	<i>%</i>
Formação	Ensino Superior	42,9
	Pós-Graduação	25,7
	Ensino Médio	22,9
	Mestrado	8,6
	Doutorado	-
Função	CEO/Diretor	37,0
	Sócio/Proprietário	26,0
	Administrador	11,0
	Gerente	8,0
	Consultor	6,0
	Aux. Adm/Fin.	6,0
	Secretário	6,0

<i>Item</i>	<i>Subitem</i>	<i>%</i>
Tempo	> 10 anos	40,0
	>5 e <10 anos	34,3
	>1 e <5 anos	20,0
	<1 ano	5,7
Localização	Capital	31,0
	Centro Norte	29,0
	Norte	8,0
	Baixada	8,0
	Centro-Sul	6,0
	Serrana	6,0
	Sul	6,0
Nº de Funcionários	Outros	6,0
	≤ 19	65,7
	≥ 20 a ≤ 99	25,7
	≥ 100 a ≤ 499	8,6
Clientes	≥ 500	-
	Mercado Interno	82,9
	Mercado Interno/Externo	17,1
	Mercado Externo	-

Os resultados demonstram o envolvimento dos mais altos níveis hierárquicos com a pesquisa, aumentando consequentemente a qualidade dos dados obtidos, considerando que geralmente esta mesma liderança é a responsável por implementar, gerenciar, financiar e estimular os programas ambientais dentro da organização, principalmente quando se trata de pequenos negócios, com poucos colaboradores.

A qualidade das respostas é reforçada quando observamos que a grande maioria dos respondentes possui mais de 10 anos na empresa. Isso demonstra um bom nível de maturidade e conhecimento organizacional e consequentemente maior capacidade para avaliar as práticas, conhecimentos e visão estratégica da empresa, assim como as barreiras e desafios que

encontram quando se trata das questões ambientais.

Pode-se observar a predominância de instalação das empresas respondentes na Capital do Rio de Janeiro, que possui 31% dos estabelecimentos de confecções formalizados e em 2015 respondia por 48,7% do PIB total do estado. O segundo maior número de informações é referente as empresas localizadas na região centro-norte que possui 29% dos estabelecimentos de confecções formalizados. (FIRJAN, 2016; FIRJAN, 2018).

O maior número de respondentes está registrado como sendo de pequeno porte, o que nos permite entender, de igual forma, se existem barreiras distintas para portes distintos de empresa.

Além disso, cerca de 17,1% das empresas atendem ao mercado interno e externo, precisando lidar com diferentes regras e barreiras técnicas o que pode modificar a visão ambiental que as mesmas têm de seus produtos.

Características da gestão ambiental

Na tabela 5 é possível ver os resultados que foram obtidos, acerca das características da gestão ambiental das organizações:

Tabela 5: Características ambientais

<i>Item</i>	<i>Subitem</i>	<i>%</i>
Licença Ambiental	Não	48,6
	Não aplicável	31,4
	Sim	20,0
Certificação	Nenhum	80,0
	ABVTEX	11,0
	ISO 14001:2015	3,0
	ISO 45001:2015	3,0

<i>Item</i>	<i>Subitem</i>	<i>%</i>
Programas Ambientais	Outros	3,0
	Reciclagem de resíduos	29,0
	Nenhum	27,0
	Economia de energia	11,0
	Produção mais limpa	10,0
	Avaliação ambiental de fornecedores	9,0
	Identificação e Controle de Aspectos Ambientais	8,0
Substituição de matéria prima principal	Outros	2,0
	Muito difícil	20,0
	Difícil	14,3
	Médio	37,1
	Fácil	17,1
	Muito fácil	11,4

Cerca de 31% das organizações consideram não ser aplicável o licenciamento. Entretanto, não se pode garantir que esta afirmação é extraída de forma oficial do órgão ambiental do estado do Rio de Janeiro. Neste caso, é possível que programas ambientais importantes para a ACV não ganhem importância ou notoriedade dentro da gestão da empresa devido a omissão ou ignorância.

Outrossim, cerca de 29% das empresas se preocupam e desenvolvem pelo menos ações para a reciclagem de seus resíduos, entretanto um número significativo delas (27%) não desenvolve nenhum programa ambiental. Este número pode representar uma grande oportunidade de ganho se houver a oportunidade de inserção do ACV nas etapas de desenvolvimento e produção destas empresas.

A ACV pode ser uma importante ferramenta de inovação para as empresas de confecção pois permite conhecer todas as etapas do processo, bem como suas vulnerabilidades e oportunidades. Uma grande oportunidade consiste na troca de matéria-prima por outras ambientalmente corretas ou menos impactantes. Entretanto, substituir a matéria-prima principal ou alguma outra parte do produto principal, apesar de agregar, pode ser um grande desafio. A maioria das empresas consideram como mediana esta substituição, o que pode traduzir a visão de processo que estas empresas possuem e podem demonstrar que ao menos uma parte delas já pensaram ou avaliariam a possibilidade de troca, se necessário.

Avaliação de Ciclo de Vida

Na tabela 6 é possível ver os resultados que foram obtidos acerca do conhecimento das organizações no conceito de avaliação do ciclo de vida e das ferramentas de ciclo de vida que podem ser adotadas.

Tabela 6: Avaliação de Ciclo de Vida

<i>Item</i>	<i>Subitem</i>	<i>%</i>
Conhecimento	Não	45,7
	Superficialmente	28,6
	Sim	25,7
Uso	Não	67,0
	Utiliza atualmente	14,0
	Já utilizou	14,0
	Não conhece	4,0
Ferramentas utilizadas	Nenhuma	72,0
	Qualificação de Fornecedores	10,0
	Inventário (ICV)	8,0
	LAIA	5,0

Item	Subitem	%
Motivos da não adoção	Pegada de carbono	3,0
	Ecodesign	2,0
	Desconhecimento	27,0
	Falta de qualificação	18,0
	Falta de tempo	16,0
	Custos	13,0
	Ausência de base de dados	7,0
	Complexidade	7,0
	Indisponibilidade de treinamentos	6,0
	Outros	4,0
Motivos que levariam a adoção	Já adota	2,0
	Diferencial competitivo	22,0
	Melhoria da imagem	19,0
	Planejamento de novos produtos	17,0
	Marketing	12,0
	Exigência dos clientes	10,0
	Consultoria subsidiada	10,0
	Obtenção de selos ambientais	7,0
Implantação da ISO 14001	3,0	

Cerca de 45,7% das empresas não conhecem o conceito de ACV e um número representativo conhece superficialmente o tema, corroborando os 67% das empresas que não utilizam as ferramentas de ciclo de vida, ou seja, não fazem a ACV.

Além disso, aproximadamente 72% das empresas estudadas não adotam nenhuma das mais comuns ferramentas ambientais utilizadas para a ACV, o que demonstra certa fragilidade ambiental do setor e aponta uma grande oportunidade de desenvolvimento.

Quando analisamos os motivos da não adoção das ferramentas, um total de 27% dos

respondentes afirmou que o desconhecimento da existência da ACV era o principal motivo, seguido da falta de profissional qualificado dentro destas empresas (18%), da falta de tempo para a aplicação destes programas (16%) e dos custos relacionados (13%).

Pode-se perceber que as pequenas e médias confecções que exportam seus produtos ou fornecem para grandes varejistas compreendem com mais facilidade a importância de uma gestão ambiental sólida e conseguem enxergar a ACV como uma boa ferramenta de controle de seus aspectos ambientais, com vistas a eliminação ou minimização dos impactos relacionados a seus produtos.

Além disso, empresas com licença ambiental ou alguma certificação possuem um conhecimento mais aprofundado nas questões ambientais, quer seja adquirido didaticamente ou na prática diária de suas atividades, devido às exigências que são especificadas nas licenças, requisitos legais e até mesmo requisitos contratuais impostos por seus compradores.

Na contramão destas, está a maior parte das empresas respondentes. Apesar da maioria destas empresas estarem localizadas na capital, o que confere maior visibilidade a elas, além de maior proximidade com comunidade e órgãos reguladores, estas não possuem licença ou algum tipo de gestão das questões ambientais e, mesmo possuindo uma posição estável no mercado, com mais de 10 anos de atuação e um bom nível de escolaridade de seus gestores, as questões ambientais ainda estão limitadas a reciclagem de

resíduos, ficando as ferramentas mais eficazes para o crescimento econômico da empresa fora de discussões gerenciais e estratégicas.

Seja por popularidade, por retorno econômico ou por se tratar de um dos maiores aspectos ambientais desse setor, a gestão, o controle e a reciclagem dos resíduos tem sido a única ação das empresas, o que pode ser considerado crítico, considerando a complexidade da interação entre empresa e meio ambiente em todas as fases do processo, desde a aquisição da matéria prima, até o descarte.

Apesar de volumosos os resíduos de confecção, os mesmos, em sua maioria, não são classificados como perigosos e, apesar de custoso o descarte, o mais eficiente a minimização da geração, quer seja por mudança ou melhoria no processo de produção, ou no design do produto, por exemplo.

Visando a superação de todos os obstáculos observados na pesquisa, uma boa estratégia a ser adotada é a implantação da ACV em grupo, por meio da criação de um programa estruturado, cujo objetivo seja desenvolver sustentavelmente os pequenos e médios negócios. Idealmente, este programa pode ser aplicado por segmento e por região de atuação.

Cabe ressaltar que o programa pode contar com parcerias importantes e estratégicas de outras instituições governamentais interessadas na difusão da ACV. Além disso, algumas agências de fomento, inclusive internacionais, direcionam incentivos para subsidiar projetos nestes moldes,

o que traria à empresa a necessidade de arcar apenas com os custos de uma pequena porcentagem desta consultoria, para sua participação.

Existe ainda o método de implantação de um projeto por “performance”, em partes, cujo o objetivo seja unicamente inserir dentro da empresa uma ferramenta de gestão ambiental relacionada a ACV que melhor se enquadre na sua condição atual e permita maior ganho. Assim o pagamento do programa só é feito se a PME obtiver um aumento em sua produtividade. O projeto, dividido em partes, contaria com uma primeira análise dos principais aspectos da empresa, indicando a melhor ferramenta e uma última parte de monitoramento rápido das melhorias que devem ser de baixo custo e alto impacto.

Conclusão

Os trabalhos práticos utilizados para embasamento científico, o histórico e abordagem atual da ACV no estado do Rio de Janeiro e resultados oriundos da pesquisa apresentada ao longo deste trabalho, pode-se afirmar que existe um caminho promissor para se difundir a questão ambiental entre as PME de confecção do estado do Rio de Janeiro, trazendo inúmeros benefícios socioeconômicos para o setor e consequentemente diversos ganhos ambientais e desenvolvimento para o estado.

Pode-se identificar os principais obstáculos enfrentados pelas PME para a implementação da ACV em sua gestão. Sendo eles: a falta de

conhecimento prático e teórico; a ausência de profissionais qualificados no corpo funcional da empresa e os custos envolvidos.

Tais observações, analisadas em conjunto, nos permitem afirmar que as PME do estado do Rio de Janeiro respondentes à pesquisa possuem dúvidas e dificuldades na adoção dos conceitos e ferramentas envolvidos com a ACV, parecidas com as PME de países considerados desenvolvidos.

Para maior conhecimento e internalização da ACV pelas PME será necessário que os órgãos envolvidos se articulem no sentido de desenvolverem iniciativas voltadas para esse setor da economia, começando pela formação em ACV, por meio de cursos de capacitação de gestores, seminários, grupos de trabalho, dentre outras. O suporte técnico, na implantação da ACV nas empresas, por institutos qualificados, é importante para assegurar o correto uso da ferramenta; por sua vez, IBICT e INMETRO, aliado ao Ministério de Economia e Universidades, devem elaborar o banco de dados de ACV priorizando os principais produtos produzidos pelas PME.

Desta forma, o presente estudo é útil como direcionador na avaliação dos principais entraves e desafios a serem solucionado para implementação do ODS 12 (“*Consumo e Produção Sustentáveis*”) em pequenas e médias empresas de confecção do estado do Rio de Janeiro.

Referências bibliográficas

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR ISO 14025: Rótulos e declarações ambientais: Declarações ambientais de Tipo III: Princípios e procedimentos. Rio de Janeiro: ABNT, 2015.
- ARAGÓN-CORREA, J. Alberto et al. Environmental strategy and performance in small firms: A resource-based perspective. *Journal of environmental management*, v. 86, n. 1, p. 88-103, 2008.
- BARBIERI, José Carlos.(2017) *Gestão ambiental empresarial*. Editora Saraiva.
- BARBOSA, J, A. F. Conceitos e aplicações de Análise do Ciclo de Vida (ACV) no Brasil. *Revista Gerenciais*, São Paulo, v. 7, n. 1, p. 39-44, 2008.
- EGELSTON, Anne E. *Sustainable development: A history*. Springer Science & Business Media, 2012.
- FIRJAN. Mapeamento da Indústria Criativa no Brasil. Publicações Do Sistema Firjan. Rio de Janeiro, 2016. Disponível em: <https://www.firjan.com.br/economicriativa/download/mapeamento-industria-criativa-sistema-firjan-2016.pdf>. Acesso em: 02 jan. 2018.
- FIRJAN. Têxtil e Confecção: Os setores têxtil e de confecção e a Firjan. Publicações Do Sistema Firjan. Rio de Janeiro, 2018. Disponível em: <https://www.firjan.com.br/o-sistema-firjan/setores-de-atuacao/textil-e-confeccao.htm>. Acesso em: 02 jan. 2018.
- LIMA, A. M. F. Avaliação do Ciclo de Vida no Brasil: inserção e perspectivas. 2007. Dissertação (Mestrado Mestrado Profissional em Gerenciamento e Tecnologias Ambientais no Processo Produtivo) – Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Salvador, p. 116, 2007. Acesso em: 18 fev. 2019.
- RODRIGUES, L. S; HENKES, J. A. Gerenciamento de resíduos sólidos em uma indústria têxtil. *R. Gest. Sust. Ambient. Florianópolis*, v. 7, n. 1, p. 700-744, jan./mar. 2018.
- TORRES, Karoline. Critérios de avaliação de trabalhos: conheça os 23 mais comuns. Doity. [S.l.: s.n.], 2018. Disponível em: <https://blog.doity.com.br/criterios-de-avaliacao-de-trabalhos-conheca-os-23-mais-comuns/>. Acesso em: 21 fev. 2019.

Descarga elétrica da energia residual de baterias de íon-lítio visando sua reciclagem

Carla Rafaelli Martins ^{*1}

Larissa Araújo Passos¹

Maria Eduarda Carvalho Toledo Andrade¹

Nathália Scavazzani¹

Miriam Paula dos Santos¹

Lácio Cardoso Filho¹

Ivan Aritz Aldaya Garde¹

Rafael Abrantes Penchel¹

José Augusto de Oliveira¹

¹Universidade Estadual Paulista – UNESP, Campus de São João da Boa Vista. Center for Advanced and Sustainable Technologies (CAST).

* c.martins@unesp.br

Resumo

As baterias de íon lítio (do inglês, *lithium-ion batteries* – LIBs) têm sido objeto de muitas pesquisas devido à sua grande notoriedade em vários setores tecnológicos e econômicos. Amplamente utilizada em eletrônicos, fontes estacionárias de energia e equipamentos de telecomunicações, as LIBs assumem um papel essencial e estratégico na eletromobilidade, que compreende o processo de migração de fontes fósseis de energia para energias renováveis, que por sua vez gera perspectivas de sustentabilidade ambiental em vários setores tecnológicos. Por outro lado, o aumento da demanda observado e projetado para as LIBs e a escassez dos metais que as compõem, como lítio (Li), cobalto (Co), níquel (Ni), manganês (Mn), cobre (Cu) e alumínio (Al) chama a atenção de vários setores produtivos. Complementarmente, os elevados potenciais de impactos ambientais que as LIBs causam ao longo de seus ciclos de vida demandam tecnologias para a reciclagem deste produto. Neste contexto, a descarga da energia residual das LIBs é um processo de suma importância para a ciência e para o escalonamento industrial da reciclagem de LIBs. Desta forma, por meio de uma revisão bibliográfica sistemática, esta pesquisa objetiva identificar e compreender o estado-da-arte sobre

tecnologias para descarga de LIBs, visando sua reciclagem de forma economicamente viável, laboralmente segura e ambientalmente responsável.

Palavras-chaves: Bateria de íon lítio, Descarga eletroquímica, Reciclagem, Eletromobilidade, Economia Circular.

Introdução

O uso de baterias de íon lítio (do inglês *lithium ion batteries* – LIBs) apresenta um crescimento exponencial na atualidade. Reconhecidas pelo Prêmio Nobel de Química em 2019, este tipo de bateria é versátil, leve e possui altas densidade e capacidade energética e elevada velocidade de recarga, além de apresentar menores potenciais de impactos ambientais (FEM, 2019; SMITH, 2020; HABIB; HANSDÓTTIR; HABIB, 2020).

Por estas e outras razões, as LIBs são amplamente utilizadas em equipamentos eletrônicos, de telecomunicações, de fontes estacionárias de energias e são consideradas como um dos principais meios para a mudança da matriz energética fóssil para a elétrica no setor de transportes (Bradley et al., 2017; FEM, 2019; Smith, 2020; An, 2020), incluindo veículos automotivos, motocicletas, patinetes, ônibus, aviões, etc.

As LIBs são empregadas em diversos setores econômicos mundiais. Segundo o Instituto Federal Alemão de Geociências e Recursos Naturais, o consumo de lítio aumentou consideravelmente em resposta à demanda por LIBs exercida pelos equipamentos eletrônicos, pelas fontes de energia renováveis, como solar e

eólica e pela eletrificação dos meios de transporte (BGR, 2019). O BGR (2019) enfatiza que em 2015, a demanda global por lítio superou 30 mil toneladas e estimou uma projeção de consumo de 600 mil a 1 milhão de toneladas de Li por ano até 2025.

Por outro lado, a produção de LIBs é dependente da oferta de metais críticos, como o lítio (Li), o cobalto (Co), o alumínio (Al), o cobre (Cu), o ferro (Fe), o manganês (Mn), o níquel (Ni), dentre outros (Habib *et al.*, 2020). Estes metais possuem fontes naturais limitadas e algumas delas com escassez já definida. Além disso, alguns destes metais são obtidos como subprodutos da mineração de outros produtos, como por exemplo, o Co que é um subproduto da mineração do Ni e/ou do Cu (MAYYAS; STEWARD; MANN, 2018).

Assim, o fechamento do ciclo de vida das LIBs é essencial para diversos setores obterem sustentabilidade econômica e especialmente para o alcance dos objetivos do desenvolvimento sustentável (ODS) da Agenda 21 da Organização das Nações Unidas (ONU), promovendo a Economia Circular em vários setores econômicos mundiais. Existem diferentes estratégias de fim de vida do produto (do inglês, *End of Life* – EoL). No entanto, depois de esgotadas as possibilidades, a reciclagem é a EoL que inevitavelmente deverá ser realizada para o fechamento do ciclo de vida, para a gestão dos resíduos sólidos e para a Economia Circular como preveem, a diretiva Waste Electrical and Electronic Equipment

Directive (WEEE, 2002), a Política Nacional de Resíduos Sólidos, Lei 12.305/2010 (PNRS – Brasil, 2011), o acordo setorial firmado entre o Ministério do Meio Ambiente e as empresas produtoras de equipamentos eletrônicos, incluindo baterias (MMA, 2019) e o Decreto 10.240 de 2020 que regulamenta a PNRS (BRASIL, 2020).

Algumas iniciativas estão sendo propostas para a reciclagem de LIBs, sendo os principais tipos: pirometalurgia; hidrometalurgia; híbrida (pirometalurgia e hidrometalurgia) e biometalurgia. O grupo de pesquisa *Center for Advanced and Sustainable Technologies* (CAST) desenvolveu uma tecnologia de reciclagem de LIB por hidrometalurgia (Souza, *et al.*, 2020) em parceria com uma empresa. Essa tecnologia está se preparando para um processo de escalonamento industrial, necessitando ainda de pesquisa e de otimização de seus processos, sendo um deles, a descarga elétrica residual das LIBs. Para que esta tecnologia seja ambientalmente sustentável, economicamente viável e laboralmente segura, a descarga elétrica da energia residual deve seguir estes mesmos requisitos, que visam o atendimento dos princípios da Economia Circular.

Há várias formas de se realizar a descarga elétrica de LIBs, podendo-se destacar os métodos eletroquímicos, com a imersão da célula em soluções contendo Sódio (Na), Potássio (K), Amônio (NH₄), dentre outros sais (Shaw-Stewart *et al.*, 2019), e os métodos

elétricos, que são realizados por meio do uso de resistores ligados às LIBs por meio de circuitos.

Segundo Ojanen *et al.* (2018), a descarga eletroquímica é um método seguro, de baixo custo e eficiente, tendendo a ser mais adequado para o transporte e processos de reciclagem de LIBs. Nesta mesma linha de raciocínio, alguns trabalhos exploraram a descarga eletroquímica de LIBs visando diversas finalidades (ZHANG *et al.*, 2013; ZANG *et al.*, 2013; LI *et al.*, 2016). De forma geral, há uma convergência sobre a praticidade deste método para a posterior reciclagem, reutilização ou remanufatura de LIBs.

No entanto, poucos estudos científicos analisaram criticamente as tecnologias de descarga eletroquímica de LIBs e/ou propuseram um método sistemático para viabilizar a tecnologia de reciclagem de LIBs, conforme afirmam Ojanen *et al.* (2018). Em uma busca mais atualizada da literatura, ainda não se identificou um método de descarga eletroquímica em solução salina de LIB fundamentado em princípios de sustentabilidade ambiental, viabilidade econômica, segurança laboral e escalonamento industrial.

Portanto, esta pesquisa tem como objetivo estudar o estado-da-arte sobre tecnologias para descarga de baterias de íon-lítio através de uma revisão bibliográfica sistemática, visando sua reciclagem de forma economicamente viável, laboralmente segura e ambientalmente responsável.

No decorrer de sua vida útil, as baterias que são destinadas para a reciclagem podem ter sido submetidas a excessos mecânicos (choques, perfurações, compressões) excessos elétricos (curto-circuito, sobrecarga) e ainda excessos térmicos (superaquecimento). Desta forma, as LIBs ficam mais susceptíveis à sobrecargas, que podem levar a explosões, e por isso, a descarga das baterias é imprescindível para evitar que ocorram acidentes durante o transporte, a estocagem e mais criticamente durante o próprio processo de reciclagem.

Na técnica mais comumente utilizada, as baterias são esmagadas, cortadas e trituradas antes do processo de reciclagem o que pode causar grandes explosões devido à energia residual presente nas baterias, mesmo nos processos em que não há cominuição, a abertura das baterias pode causar sérios acidentes com possíveis explosões caso essa energia residual não seja esgotada antes do processo.

Método de pesquisa

O método de pesquisa do presente trabalho foi realizado através de uma Revisão Bibliográfica Sistemática (RBS), focada em identificar e compreender o estado-da-arte sobre tecnologias para descarga de LIBs visando sua reciclagem.

Uma RBS é um método científico realizado por meio de buscas e análises de publicações científicas como artigos, livros e teses de uma determinada área da ciência, buscando-se conhecer o estado-da-arte sobre o tema da

pesquisa, considerando uma perspectiva científica (CONFORTO; AMARAL; SILVA, 2011).

A pesquisa se baseou em um modelo intitulado como RBS *Roadmap* (CONFORTO; AMARAL; SILVA, 2011) para a realização da revisão bibliográfica com uma abordagem sistemática. Segundo Conforto, Amaral e Silva (2011), essa estratégia combina 3 métodos de pesquisas científicas na área de gestão de operações. Para esse trabalho, a estratégia utilizada é a pesquisa empírica acerca da descarga de energia residual de baterias de íon lítio visando a sua reciclagem.

Primeiramente, foram estabelecidos os termos que representam o campo de pesquisa a ser estudado a partir de uma listagem de possíveis palavras-chave (do inglês, *strings*). Esta listagem segue um processo de definição, teste e adaptação, onde é necessário testar combinações de palavras com operadores lógicos de busca (CONFORTO; AMARAL; SILVA, 2011).

Para a definição desta listagem, foram introduzidas duas perguntas: qual é o campo de pesquisa a ser estudado e o que se quer enxergar na pesquisa? O campo de pesquisa a ser estudado é a energia residual em baterias e deseja-se enxergar com a pesquisa como um processo de descarga elétrica residual pode ter sustentabilidade ambiental, viabilidade econômica e segurança laboral, visando uma descarga ambientalmente e economicamente

sustentável e laboralmente segura, visto que a descarga é uma tecnologia de reciclagem que consiste em um pré-tratamento essencial para diminuir o risco dos processos seguintes como, por exemplo, a desmontagem (YAO *et al.*, 2020).

Adotar uma base de dados de referência é de extrema importância durante o processo de teste das palavras-chave, as quais são testadas com diferentes operadores lógicos de busca objetivando o melhor resultado (CONFORTO; AMARAL; SILVA, 2011). As bases de dados utilizadas nessa etapa foram a *Scopus*, a *IEEE Xplore* e a *ScienceDirect*, das quais a *ScienceDirect* foi selecionada como referência por proporcionar os melhores e mais completos resultados durante o teste. O processo de teste das palavras-chaves foi realizado através de diversas combinações das palavras apresentadas no Quadro 1.

Quadro 1 – Listagem de palavras-chave

Lithium ion battery	Recycling
Battery recycling	Residual energy
End-of-life battery	Electric discharge
Waste treatment	Systematic bibliographic review
Waste management	Environmental management
End-of-life strategies	Disposal of batteries

Após o teste de diversas combinações com as palavras-chave listadas e com os operadores lógicos de buscas “AND” e “OR”, chegou-se ao seguinte arranjo: "Lithium ion battery" AND "discharge" AND "residual energy" AND "recycling", aplicando como filtros apenas

artigos de pesquisas publicados nos anos de 2017 a 2021. A partir deste arranjo, foi obtida uma amostra com 12 artigos de pesquisas. Seguindo o RBS *Roadmap* (CONFORTO; AMARAL; SILVA, 2011), foram aplicados três filtros para refinar as buscas e selecionar os artigos de pesquisas que serão úteis para a argumentação teórica e para a discussão das análises da pesquisa.

O primeiro filtro consiste na leitura do título, do resumo e das palavras chaves dos 12 artigos - obtidos a partir do arranjo.

Já o segundo filtro consiste na leitura da introdução e da conclusão dos artigos selecionados após a aplicação do primeiro filtro. Neste filtro, além de se aplicar ou não a pesquisa, os artigos devem atender aos seguintes critérios de inclusão:

- A) O método de pesquisa deve ser um estudo empírico. A pesquisa empírica ou de campo é aquela que busca dados relevantes e convenientes obtidos através da experiência e da vivência do pesquisador;
- B) A pesquisa deve indicar potencial de retorno econômico;
- C) A pesquisa deve apresentar dados de caracterização dos materiais;
- D) A pesquisa deve indicar potencial de desempenho ambiental e/ou sustentabilidade ambiental; e

E) O método de pesquisa não deve usar processos de cominuição. A cominuição é um processo de redução de materiais sólidos para partículas com tamanhos menores.

Por fim, o terceiro filtro consiste na leitura completa dos artigos selecionados após a aplicação do segundo filtro.

Resultados e Discussão

Os resultados apresentados são compostos pelo referencial teórico inicial obtido a partir da RBS.

O Quadro 2 foi obtido após a aplicação do primeiro filtro, o qual foi apresentado no Método de pesquisa, e mostra a quantidade de artigos encontrados na busca, os autores e o título de cada artigo, se o artigo se aplica ou não se aplica a pesquisa e a justificativa de inclusão ou exclusão dos artigos.

Após a aplicação deste filtro, a amostra de 12 artigos foi reduzida para 5 artigos, portanto 7 artigos foram excluídos por não se aplicarem à proposta da pesquisa.

Utilizando os 5 artigos selecionados no primeiro filtro para a aplicação do segundo filtro, a amostra de artigos foi reduzida para 2 artigos, portanto 3 artigos foram excluídos por não se aplicarem a proposta da pesquisa e/ou não atenderem aos critérios de inclusão impostos. O segundo filtro e os critérios de inclusão foram expostos no Método de pesquisa.

Por fim, o Quadro 3 apresenta os artigos selecionados após a aplicação do terceiro filtro, também exposto no Método de pesquisa, e segue o mesmo padrão do Quadro 2 apresentado anteriormente, mostrando o número do artigo conforme definido durante a aplicação do primeiro filtro, o título de cada artigo e a justificativa de inclusão ou exclusão dos artigos.

Nota-se que, após a aplicação do terceiro filtro, a amostra de artigos se manteve a mesma se comparada com o resultado do segundo filtro, ou seja, os 2 artigos selecionados no segundo filtro foram também selecionados pelo terceiro filtro, já que ambos os artigos se aplicam à proposta da pesquisa.

Dois modelos de descarga em grande escala foram projetados por YAO *et al.* (2020). No modelo de descarga rápida, as LIBs são descarregadas até 1,0 V com o mínimo de tempo para mantê-las relativamente seguras para o processo de desmontagem, enquanto que no modelo de descarga completa as LIBs são descarregadas para menos de 0,5 V, liberando quase toda a tensão residual. O modelo de descarga rápida, quando comparado ao modelo de descarga completa, é mais fácil de operar e custa menos, visto que é utilizado apenas um dispositivo de descarga e não há nenhuma necessidade de tratamento de gás (YAO *et al.*, 2020). Este modelo de descarga é considerado economicamente viável e laboralmente seguro.

Utilizando um dispositivo coletor de poluentes, YAO *et al.* (2020) analisou diversos tipos de poluentes da descarga química, constatando que os poluentes produzidos durante a descarga em solução de NaCl são mais complexos e menos ecológicos do que os produzidos durante a descarga em solução de FeSO₄. Portanto, a solução de FeSO₄ é ambientalmente responsável.

Segundo YUN *et al.* (2018), as pesquisas acerca da reciclagem de LIBs do ponto de vista ambiental precisam de atenção completa e apresenta que, para reduzir a poluição e reciclar a matéria-prima de forma mais eficiente, é necessário que o governo se empenhe no mercado de reciclagem com uma série de políticas e regulamentações e o setor industrial crie padrões que garantem que os produtos reciclados atendessem aos mesmos padrões dos materiais virgens para que os produtos reciclados fossem aceitos para reutilização.

O estado-da-arte levantado e caracterizado nesse trabalho sugere que a literatura científica que trata dos processos de descarga de energia residual de LIBs visando a reciclagem das baterias ainda é recente e possui lacunas, especialmente quando critérios de sustentabilidade ambiental, viabilidade econômica e segurança laboral são requisitos para o processo. Considerando que as tecnologias de reciclagem de LIBs são assuntos recentes na literatura científica e na prática empresarial, esperava-se identificar a lacuna

Quadro 2 – Aplicação do Filtro 1: leitura do título, resumo e palavras-chave

	<i>Autores do Artigo</i>	<i>Título do Artigo</i>	<i>Se aplica</i>	<i>Não se aplica</i>	<i>Justificativa</i>
1	Mossali <i>et al.</i> (2020).	Lithium-ion batteries towards circular economy: A literature review of opportunities and issues of recycling treatments.	✓		É uma revisão da literatura sobre oportunidades e questões de tratamentos de reciclagem.
2	Yao <i>et al.</i> (2020)	An environmentally friendly discharge technology to pretreat spent lithium-ion batteries.	✓		O artigo é constituído por uma análise sistemática do processo químico e físico de descargas, buscando uma tecnologia de descarga ecológica para pré-tratamento de baterias de íon-lítio gastas.
3	Yun <i>et al.</i> (2018)	Metallurgical and mechanical methods for recycling of lithium-ion battery pack for electric vehicles.	✓		É um artigo de revisão que resume dois principais aspectos da reciclagem de baterias de íon-lítio para veículos elétricos: procedimento mecânico e reciclagem química (metalúrgica).
4	Garg <i>et al.</i> (2019)	Evaluation of batteries residual energy for battery pack recycling: Proposition of stack stress-coupled-AI approach.	✓		O artigo propõe uma abordagem de inteligência artificial acoplada à tensão da pilha para analisar a energia residual (remanescente) nas baterias para a reciclagem.
5	Münster <i>et al.</i> (2021)	Effect of Li plating during formation of lithium ion batteries on their cycling performance and thermal safety.		✓	O artigo analisa o efeito do revestimento do lítio durante a formação de baterias de íon-lítio e o efeito de diferentes valores de corrente aplicadas dentro do procedimento de formação das células das LIBs. Não se aplica a proposta desta pesquisa.
6	Yang, Jie; Gu, Fu; Guo, Jiafeng (2020)	Environmental feasibility of secondary use of electric vehicle lithium-ion batteries in communication base stations.		✓	O artigo analisa a viabilidade em reaproveitar baterias usadas em estações de comunicação para utilizá-las em veículos elétricos. Não se aplica a proposta desta pesquisa.
7	Widijatmoko <i>et al.</i> (2020)	Selective liberation in dry milled spent lithium-ion batteries.	✓		O artigo estuda as características das LIBs usadas moídas em relação ao tamanho das partículas visando o tratamento e recuperação das LIBs com uma abordagem sustentável.
8	Deng <i>et al.</i> (2017)	Life cycle assessment of high capacity molybdenum disulfide lithium-ion battery for electric vehicles.		✓	O artigo faz uma avaliação do ciclo de vida de baterias de íon-lítio combinadas com dissulfeto de molibdênio. Não se aplica a proposta desta pesquisa.
9	Li <i>et al.</i> (2017)	A physics-based fractional order model and state of energy estimation for lithium ion batteries. Part II: Parameter identification and state of energy estimation for LiFePO ₄ battery.		✓	O artigo utiliza um método robusto de ordem fracionária baseado em física para obter uma estimativa precisa do estado da bateria LiFePO ₄ em diferentes condições operacionais. Esta não é a bateria aplicada nesta pesquisa.
10	Ahn, <i>et al.</i> (2020)	Valorization of waste NiMH battery through recovery of critical rare earth metal: A simple recycling process for the circular economy.		✓	O artigo estuda baterias de NiMH, o que não se aplica a proposta desta pesquisa.
11	Deng, <i>et al.</i> (2017).	Life cycle assessment of lithium sulfur battery for electric vehicles.		✓	O artigo faz uma avaliação do ciclo de vida de bateria de lítio-enxofre para veículos elétricos, o que não se aplica a proposta desta pesquisa.
12	Liu <i>et al.</i> (2021)	Optimal planning and investment benefit analysis of shared energy storage for electricity retailers.		✓	O artigo faz um planejamento e análise de investimento do armazenamento compartilhado de energia para varejistas de eletricidade, o que não se aplica a proposta desta pesquisa.

Quadro 3 – Aplicação do Filtro 3: leitura completa

	<i>Título do Artigo</i>	<i>Justificativa</i>
2	An environmentally friendly discharge technology to pretreat spent lithium-ion batteries.	O artigo é muito interessante e é uma boa base teórica para a pesquisa, já que divide os experimentos de eficiência de descarga em descarga química e descarga física
3	Metallurgical and mechanical methods for recycling of lithium-ion battery pack for electric vehicles.	O artigo é complexo e interessante, podendo ser útil devido a algumas informações contidas nele que serão uma boa base teórica para a pesquisa.

sobre os processos de descarga de energia residual das LIBs.

Considerando que a reciclagem das LIBs é uma EoL que tem como foco principal, aumentar o desempenho ambiental do ciclo de vida desse produto, esse trabalho de Iniciação Científica em fase de andamento enaltece a necessidade de que os processos de descarga de energia residual, bem como de todos os outros processos das tecnologias de reciclagem de LIBs considerem os princípios da Economia Circular.

Conclusões

O objetivo proposto para esse artigo foi concluído com sucesso. O estado-da-arte sobre processos de descarga de energia residual de LIBs visando sua reciclagem foi identificado e caracterizado a partir dos 2 artigos selecionados

após a aplicação dos filtros, os quais apresentam processos economicamente viável, laboralmente seguro e ambientalmente responsável. De forma geral, a literatura científica ainda carece de pesquisas que detalhem o tema. Essa lacuna se apresenta como um desafio para pesquisas no tema, mas representam oportunidades de contribuição para um campo promissor, tendo em vista a necessidade de fechamento do ciclo de vida das LIBs, que são produtos em pleno crescimento no mercado mundial.

Agradecimentos

De antemão, agradecemos a todos os revisores dos artigos do GCV 2021.

Agradecemos à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), processos nº 2020/14400-4 (Iniciação Científica) e 2020/11874-5 (PITE) e também à Pró-reitoria de pesquisa da UNESP pela concessão de bolsas PIBIC, projetos nº 1181 e 1185.

Referências bibliográficas

- An, K. 2020. Battery electric bus infrastructure planning under demand uncertainty. *Transportation Research, Part C*, v. 111, p. 572–587. <https://doi.org/10.1016/j.trc.2020.01.009>.
- Ahn, N-K.; Shim, H-W.; Kim, D-W.; Swain, B. 2020. Valorization of waste NiMH battery through recovery of critical rare earth metal: A simple recycling process for the circular economy. *Waste Management*, v. 104, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.01.014>.
- Brasil, 2010. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos.
- _____, 2020. Decreto nº 10.240, de 12 de fevereiro de 2020. Regulamenta o inciso VI do caput do art. 33 e o art. 56 da Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010.

Bradley, D.C., Stillings, L.L., Jaskula, B.W., Munk, LeeAnn, and McCauley, A.D., 2017. Lithium, chap. K of Schulz, K.J., DeYoung, J.H., Jr., Seal, R.R., II, and Bradley, D.C., eds., *Critical mineral resources of the United States—Economic and environmental geology and prospects for future supply: U.S. Geological Survey Professional Paper 1802*, p. K1–K21. <https://doi.org/10.3133/pp1802K>.

CONFORTO, E. C.; AMARAL, D.C. ; SILVA, S.L. . Roteiro para Revisão Bibliográfica Sistemática: aplicação no desenvolvimento de produtos e gerenciamento de projetos. In: 8o. Congresso Brasileiro de Gestão de Desenvolvimento de Produto - CBGDP 2011, 2011, Porto Alegre-RS. 8o. Congresso Brasileiro de Gestão de Desenvolvimento de Produto - CBGDP 2011. Porto Alegre : Instituto de Gestão de Desenvolvimento de Produto, 2011.

Deng, Y.; Li, J.; Li, T.; Zhang, J.; Yang, F.; Yuan, C. 2017. Life cycle assessment of high capacity molybdenum disulfide lithium-ion battery for electric vehicles. *Energy*, v. 123, p. 77-88, <https://doi.org/10.1016/j.energy.2017.01.096>.

Deng, Y.; Li, J.; Li, T.; Zhang, J.; Yang, F.; Yuan, C. 2017. Life cycle assessment of lithium sulfur battery for electric vehicles. *Journal of Power Sources*, v. 343, p. 284-295, <https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2017.01.036>.

Diretiva 2012/19/EU do Parlamento Europeu e do Conselho de 4 junho 2012 sobre Resíduos eletroeletrônicos (WEEE), 2012.

Fórum Econômico Mundial (FEM). Global Battery Alliance. A Vision for a Sustainable Battery Value Chain in 2030: Unlocking the Full Potential to Power Sustainable Development and Climate Change Mitigation. 2019.

Garg, A.; Wei, L.; Goyal, A.; Cui, X.; Gao, L. 2019. Evaluation of batteries residual energy for battery pack recycling: Proposition of stack stress-coupled-AI approach. *Journal of Energy Storage*, v. 26, <https://doi.org/10.1016/j.est.2019.101001>.

Habib, K.; Hansdóttir, S. T.; Habib, H. 2020. Critical metals for electromobility: Global demand scenarios for passenger vehicles, 2015–2050. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 154. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104603>.

Instituto Federal Alemão de Geociências e Recursos Naturais (BGR). Germany Hopes to Mine Lithium, the White Gold of e-Mobility' (DW Top Stories/Business, 19 August 2019) www.dw.com/en/germany-hopes-to-mine-lithium-the-white-gold-of-e-mobility/a-50073822. Acesso em 17 agosto 2020.

Li, X.; Ke, P.; Guondong, F.; Rengui, L.; Chunbo, Z.; Giorgio, R.; Marcello, C. 2017. A physics-based fractional order model and state of energy estimation for lithium ion batteries. Part II: Parameter identification and state of energy estimation for LiFePO₄ battery. *Journal of Power Sources*, v. 367, p. 202-213, <https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2017.09.048>.

- Liu, J.; Chen, X.; Xiang, Y.; Huo, D.; Liu, J. 2021. Optimal planning and investment benefit analysis of shared energy storage for electricity retailers. *International Journal of Electrical Power & Energy Systems*, v. 126, Part A, <https://doi.org/10.1016/j.ijepes.2020.106561>.
- Mayyas, A., Steward, D., & Mann, M. (2018). The case for recycling: Overview and challenges in the material supply chain for automotive lithium-ion batteries. *Sustainable Materials and Technologies*. <https://doi.org/10.1016/j.susmat.2018.e00087>.
- Mossali, E.; Picone, N.; Gentilini, L.; Rodríguez, O.; Manuel, J.; Colledani, P. C. (2010). Lithium-ion batteries towards circular economy: A literature review of opportunities and issues of recycling treatments, *Journal of Environmental Management*, v. 264, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110500>.
- Ministério do Meio Ambiente (MMA), 2019. Acordo setorial para implantação de Sistema de Logística Reversa de produtos eletroeletrônicos de uso doméstico e seus componentes. Disponível em <https://www.mma.gov.br/images/Acordo%20Setorial/Acordo%20Setorial%20-%20Eletroeletr%C3%B4nicos.pdf>. Acesso em 17 agosto 2020.
- Murray, P. M.; Bellany, F.; Benhamou, L.; Bučar, D. K.; Tabor, A. B.; Sheppard, T. D. The application of design of experiments (DoE) reaction optimisation and solvent selection in the development of new synthetic chemistry. *Org. Biomol. Chem.*, 2016, 14, 2373. <https://doi.org/10.1039/C5OB01892G>.
- Münster, P.; Diehl, M.; Frerichs, J. E.; Börner, M.; Ryan, M.; Winter, H. M.; Niehoff, P. 2021. Effect of Li plating during formation of lithium ion batteries on their cycling performance and thermal safety, *Journal of Power Sources*, v. 484, <https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2020.229306>.
- Ojanen, S.; Lundström, M.; Santasalo-Aarnio, A.; Serna-Guerrero, R. 2018. Challenging the concept of electrochemical discharge using salt solutions for lithium-ion batteries recycling. *Waste Management*, v. 76, p. 242-249. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.03.045>.
- Shaw-Stewart, J.; Alvarez-Reguera, A.; Greszta, A.; Marco, J.; Massod, M.; Sommerville, R.; Kendrick, E. 2019. Aqueous solution discharge of cylindrical lithium-ion cells. *Sustainable Materials and Technologies*, v. 22, e00110. <https://doi.org/10.1016/j.susmat.2019.e00110>.
- Smith, D. C. 2020. The importance of lithium in achieving a low-carbon future: opportunities galore, but coupled with key challenges for legal professionals. *Journal of Energy & Natural Resources Law*, 38:1, 1-4, <https://doi.org/10.1080/02646811.2020.1706821>.
- Souza, B. P. D.; Ronchini, C. M. B.; Noronha, D. R.; Aldaya Garde, I. A.; Oliveira, J. A.; Vieira Filho, J.; Fidanza, L. B.; Cardozo Filho, L.; Abbade, M. L. F.; Donato, M. A.; Santos, M. P.; Matthiesen, P., inventors. Unesp/ Energy Source, assignee. RecycLib. Method of recycling lithium-ion batteries. Nº BR 10 2020 015621 7, on 07/30/2020, at the National Institute of Industrial Property (INPI).
- Weissman, S. A.; Anderson, N. G. Design of Experiments (DoE) and Process Optimization. A Review of Recent Publications. *Org. Process Res. Dev.* 2015, 19, 11, 1605-1633. <https://doi.org/10.1021/op500169m>.
- Widijatmoko, S. D.; Gu, F.; Zheng, W.; Hall, P. 2020. Selective liberation in dry milled spent lithium-ion batteries. *Sustainable Materials and Technologies*, v.23, <https://doi.org/10.1016/j.susmat.2019.e00134>.
- Yang, J.; Gu, F.; Guo, J; 2020. Environmental feasibility of secondary use of electric vehicle lithium-ion batteries in communication base stations, *Resources, Conservation and Recycling*, v. 156, <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104713>.
- Yao, Lin Peng; Zeng, Qi; Qi, Ting; Li, Jia. An environmentally friendly discharge technology to pretreat spent lithium-ion batteries. *Journal of Cleaner Production*, Elsevier, v. 245, n. 118820, 01 fev. 2020. ISSN: 1879-1786 (web). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118820>.
- Yun, Liu; Linh, Duy; Shui, Li; Peng, Xiongbin; Garg, Akhil; LE, My Loan Phung; Asghari, Saeed; Sandoval, Jayne. Metallurgical and mechanical methods for recycling of lithium-ion battery pack for electric vehicles. *Resources, Conservation & Recycling*. Elsevier. Volume 136, p. 198-208, September 2018. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.04.025>.

Social Life Cycle Assessment of electricity generation systems: a literature review

Bruno Silva Ribeiro 1

Guilherme Mateus Kremer 2

Mariane Bigarelli Ferreira 3

Murillo Vetroni Barros 4,*

Rodrigo Salvador 5

Antonio Carlos de Francisco 6

Cassiano Moro Piekarski 7

^{3, 4, 5, 6, 7} Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Campus Ponta Grossa, Programa de Pós-graduação em Engenharia de Produção, Laboratório de Estudos em Sistemas Produtivos Sustentáveis (LESP)

^{1, 2} Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Campus Ponta Grossa, Laboratório de Estudos em Sistemas Produtivos Sustentáveis (LESP)

*Email: murillo.vetroni@gmail.com

Abstract

This paper aims to discuss Social Life Cycle Assessment of electricity generation systems. To that end, a literature review was done in order to identify (i) the authors working on the topic worldwide, (ii) where (location) the studies have been developed (iii) the main journals publishing studies on the topic, and (iv) discuss the theme. The Web of Science, ScienceDirect and Scopus databases were searched for studies that explored the relevance of Social Life Cycle Assessment of electricity generation systems. The VOSviewer software tool was used to build a keyword co-occurrence visual map, and the Microsoft Power Business Intelligence was used to illustrate the publications by year and journal. The studies found in the literature pointed that the use of energy sources such as biogas, biomass, solar, and wind seem to be the best options for reducing social impacts. It has been observed some concern with provision of jobs and availability of fuel to the population. Nonetheless, it is necessary to find other ways to measure the social impacts associated with

electricity matrices, such as safe and affordable access to electricity, promotion of safe jobs, without compromising the health of workers and society. The findings can assist universities, and public and private companies on electricity applications in terms of improving social aspects.

Keywords: *Social Life Cycle Assessment, SLCA, Primary energy, Electricity, Review.*

Introduction

In order to meet the growing energy demand, it is necessary to find alternative energy sources to supply the population's needs. Thus, finding renewable sources has become increasingly important for a cleaner future. Many countries started investigating the best sources for electricity generation, given local conditions in order to minimize environmental, economic and social potential impacts. Many concerns with electricity production revolve around sustainable aspects, so as to ensure environmentally-friendly energy at a competitive price and bring positive results to society. Satisfying the three sustainability dimensions might facilitate achieving life cycle sustainability in electricity production.

On the social dimension, the Social Life Cycle Assessment (SLCA) is a method that allows analyzing the social impacts of a system. For instance, the number of jobs generated and the layoffs involved in the system can be assessed and used in decision-making.

Some research involving SLCA can be found in the existing literature. Most SLCA studies have evaluated how solar energy generation would affect the sustainability of a community's energy infrastructure.

It can be noted the significance of conducting a review of the literature body of SLCA of electricity generation systems, in order to identify and analyze the characteristics used in the social dimension, as well as the locations where the studies have been conducted, the researchers who have been conducting research on the theme, and the topics and areas being addressed. Therefore, this paper aims to discuss the use of Social Life Cycle Assessment of electricity generation systems by identifying (i) the authors working on the topic worldwide, (ii) where (location) the studies have been developed (iii) the main journals publishing studies on the topic, and (iv) discuss the theme.

The study allows contributions to the energy sector, public sector organizations and researchers, as it provides qualitative information regarding already concluded studies on a social evaluation of different electricity matrices. The analysis carried out in this study contributes to the Sustainable Development Goals (SDG) (UN, 2015). The specific contributions to each SDG are described during the discussion of this study.

Methods

The investigation in the present paper was conducted from a systematic literature review.

The keywords and combinations used in the searches were defined using wildcards (“*”) and Boolean operators (“AND” and “OR”). The reference query used was: ("Social Life Cycle Assessment" OR "Social Life Cycle Analysis" OR SLCA) AND ("electric* grid" OR "electric* mix" OR "electric* system" OR "electric* product*" OR "electric* generat*" OR "electric* energy").

All combinations were used to conduct searches in three databases, namely ScienceDirect (SD), Scopus, and Web of Science (WoS). Thereafter, a series of filters were applied to select the most relevant studies. The documents were managed using EndNote X6 reference manager, Mendeley, and electronic spreadsheets.

The searches were conducted on January 17, 2020, and returned a considerable number of documents (44 documents). Thereafter, a series of filters were used to select the relevant documents, thus ruling out documents that did not contribute to the theme. The filters included: (i) excluding gray literature and duplicates: firstly, all gray literature and duplicate documents were ruled out; (ii) title and keywords analysis: the titles and keywords of all remaining documents were read and the articles considered not tightly related to the addressed topics were ruled out; (iii) to the remaining documents, the same was done with abstracts. Hence, 12 documents were left to be analyzed in full. The temporal coverage comprised all previous literature available at the time of search. However, the first study in the final portfolio is

from 2008. During the analysis, the main characteristics observed in the studies were: generation of jobs in the short and long terms, visual pollution, noise pollution, and safety (consumer, manufacturer, and installer).

The VOSviewer software tool was used to create a co-occurrence visual map. The map was created based on text data. In addition, the study used the Microsoft Power BI to assist the literature analysis to illustrate the publications by country and to display highlighting information in graphs.

Major Discussions on the Social Life Cycle Assessment of Electricity Systems

The literature presents some studies involving the SLCA in the production of electricity. The main analysis seems to be the generation and job opportunities. China and England, for example, have two publications each, addressing SLCA. Italy and Spain also published on this subject, but each country presented one study only.

In England, Atilgan and Azapagic (2016) correlated job offers to different types of energy sources, using year-jobs/Megawatt (MW), for the sectors of construction, installation and manufacture of the sources involved. The authors also used MW/unit for operation, maintenance, extraction of raw material and processing. Another English study is presented by Li et al. (2018), who conducted a study involving the reduction of the electricity bill, which varies according to the technology used for solar panels. In the study of Contreras-

Lisperguer et al. (2018), carried out in Spain, the authors mention that the jobs generated do not require high qualification in the production of electricity through the bagasse of sugar cane produced in Jamaica.

In the study of Takeda et al. (2019), a social analysis is made for the production of electricity in Malaysia, China, India, and Indonesia, such as: biomass, small, medium and large photovoltaic panels, hydroelectric and conventional means, such as non-renewable sources. This study addresses the question of whether renewable energy sources are as friendly to humans as they are to the environment. Then those authors establish a ratio of hours of risk per kilowatt hour produced (RH/kWh) and hours of risk per generation cost (RH/USD). The results showed that the small panels were the ones that most held risks per kWh produced. This result is in line with the study of Roinioti and Koroneos (2019), which indicates that photovoltaic panels are the ones that generate the most injuries. However, in the relationship between risks and costs, small, medium, and large panels are the ones that showed lower values, unlike conventional means of energy production, such as non-renewable sources. As currently the costs of producing electricity from renewable sources are relatively expensive, in the long run, there will be a significant decrease in hours of risk per cost due to the reduction in costs from renewable sources. The study concludes that renewable electric energy sources are friendlier to the environment than to human beings, due to the

risks and injuries that they can cause to people. However, this scenario may change if the costs to produce electric energy are reduced, thus becoming a better competitor to more conventional means of energy production.

In China, the study of Huang and Mauerhofer (2016) presented indicators that do not require much data and quantitative information, so that their evaluation is easier to analyze. Those authors use an indicator called “technology specific job opportunities”, which is commonly used in technology security assessment. They also show job creation as the second indicator. Yuan et al. (2017) analyzed, in China, the degree of acceptance of nuclear power sources, according to 577 people. The results indicate that 77% of the interviewees agree with the use of these sources, but this number drops to 55% if the plant is built near the place they live. This study tries to demonstrate how receptive people are and have knowledge on nuclear energy, in which people with higher education know more about the subject, thus pointing to the importance of education in raising awareness about the subject in a country.

In Italy, Ardente et al. (2008) presents the only study that does not deal with the production of jobs, but about the noise and visual pollution of the wind matrix, stressing the importance of installing wind towers in remote regions that have no historical, archaeological or natural value, otherwise there will be even greater impacts on society.

The theme of SLCA has publications with a high impact factor in international journals, as it can be seen in Figure 1.

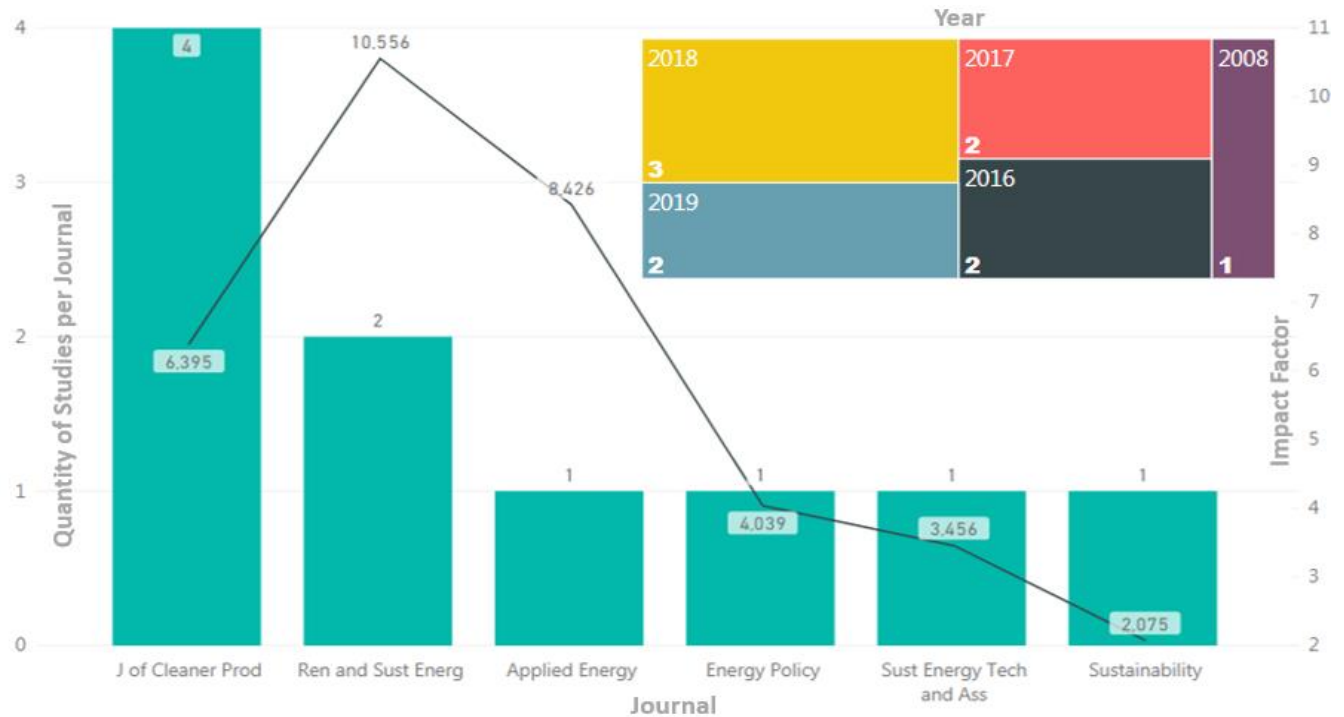
In total, 10 articles were used in this study. Journal of Cleaner Production presented 4 articles. The main year of publication on this theme was 2018, with 3 studies. In 2016, 2017, and 2019, 2 articles were produced in each year.

Li et al. (2018) noted a reduction in the price of the energy bill varying from 36% to 54%, depending directly on the technology used in solar panels, and how this can alleviate the situation of the 12% of the population of

northeastern England, which faces energy challenges. Ardente et al. (2008) analyzed the installation of a wind farm and its related social impacts. In addition, the authors investigated the project’s visual impacts, whether it affects something in the region that has historical or archaeological value, and whether it is detrimental in the migratory routes of birds or other wildlife, however, the aspects have not been quantified.

In the investigation of Ardente et al. (2008), it is possible to verify that it is not easy to analyze the social aspects using only qualitative data. The lack of reference data, i.e. data that are set as

Figure 1: Number of SLCA-related publications per year, per journal and their related impact factors



standards, may inhibit the feasibility of using an electric power plant, for example. In this sense, the social dimension seems not to have been intensely analyzed when compared to the environmental or economic dimensions. Nevertheless, this theme plays an important role on a sustainable development and needs to be further developed for broader sustainability assessment.

Figure 2 allows a temporal analysis of the subject studied. In red, the most recent topics found in the literature are observed, resulting in the social area of sustainability being indeed an increasingly relevant topic.

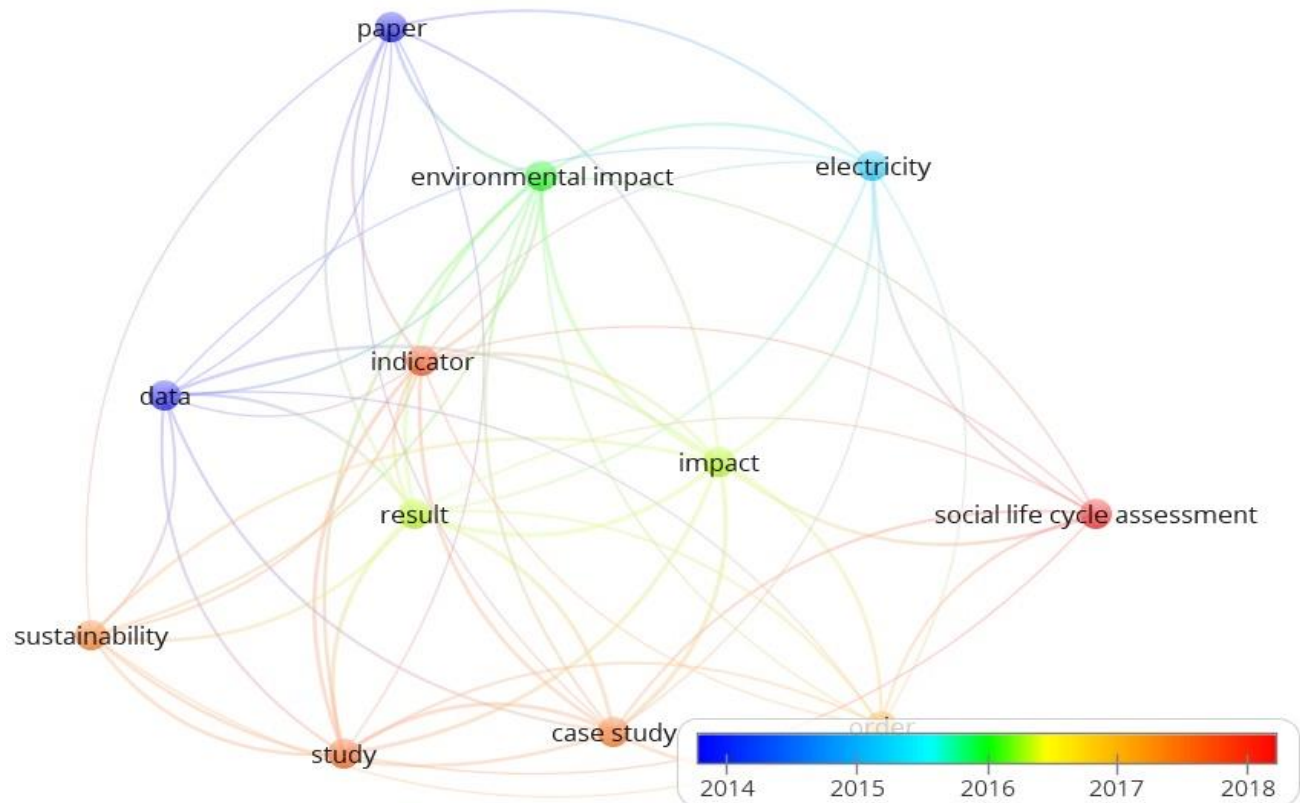
Earlier studies sought to address an alternative source of energy, such as the wind energy. The evolution of this theme tends to emphasize the production of alternative energy focused on environmental performance and quantification of environmental impacts, through the integration of the use of LCA.

Finally, it is possible to observe that between 2016 and 2018, studies began involving the social evaluation of the life cycle in the electric sector, as in the studies of Takeda et al. (2019) and Roinioti and Koroneos (2017) it is possible to observe that there is an increasing concern about the social impacts related to health risks and job creation in the introduction of renewable electrical sources. Not only that, but, according to the analysis of the second study, the exploration of fossil resources are still the ones that stand out the most in numbers of fatalities.

The co-occurrence of keywords in SLCA-related studies covers aspects of the electricity matrix that directly influence people's behavior in their day-to-day lives, in the context studied by the authors Atilgan and Azapagic (2016) and Contreras-Lisperguer et al. (2018), such as the number of jobs generated directly and indirectly in all stages of the life cycle, as well as the level of hazard that workers are submitted to, from minor injuries to more severe fatalities.

The SLCA is a technique for analyzing the social and socioeconomic impacts of a product or service throughout its life cycle, from raw material commissioning to final disposal. The social aspects are part of the whole of sustainability, which is also composed by the economic and environmental areas. The SLCA alone is not sufficient to enable informed decision-making, it is necessary to aggregate the other aspects of sustainability in order to have a legitimate conclusion (UNEP/SETAC, 2009).

Figure 2: Co-occurrence of keywords in SLCA-related studies



Therefore, this study reveals the importance given by the SDGs n° 5 (Gender equality) and n° 8 (Decent Work and Economic Growth) (UN, 2015). SDG 5 is identified through labor recognition and valorization between men and women in an equal manner, as well as increased use of technologies and strengthening of policies and legislation. Regarding SDG 8, the study allowed to observe levels of high value-added productivity, generation of decent employment and entrepreneurship.

The SLCA is used to assess social impacts and may be positive or negative for stakeholders involved in this aspect (UNEP/SETAC, 2009), and its main objective is the evaluation of the social performance of a product, process or activity throughout its life cycle. In addition, it is not trivial to apply the LCSA studies (Arcese et al., 2017). In the social dimension, it is observed that few studies have been published so far, according to the methods described in Section 2. However, the main aspect analyzed in the existing studies was the creation of new jobs in power plants, as mentioned by Huang and Mauerhofer (2016) and Li et al. (2018).

Kamali et al. (2018) point out that the social dimension seems to be the least developed, because it does not receive attention in studies as do the environmental and economic dimensions. The authors point out that in order to carry out social assessments, it is necessary to know social and governance parameters. In the social dimension, the study of Li et al. (2018), sought to identify the social impact through two

indicators, the opportunities for job creation and the access to energy technology generated by photovoltaic panels. In addition, other aspects can be adopted as indicators to measure the social dimension, (e.g.) risk management in maintenance, human well-being, and equal access to electricity and improvement in quality of life.

In order to reach a complete analysis of the dimensions of sustainability, new contributions are needed in the social dimension, since many studies involving the economic and environmental dimensions are already available in the literature, as already presented in this study. In the social aspect, it is common to involve aspects related to the generation of jobs and the degree of hazard, from the production of the electricity matrix system to decommissioning.

Final considerations

This study aimed to discuss the use of Social Life Cycle Assessment of electricity generation systems. Therefrom, some conclusions and opportunities for future research could be drawn.

There are no conclusive studies addressing the lack of studies involving this dimension. However, in the studies found, one of the main aspects analyzed on the social aspect is the creation of jobs, which do not guarantee economic stability in the long term, since the generation of jobs occurs during the installation of new facilities, thus requiring a longer analysis

of these jobs after the installation period. In addition, it is necessary to find other ways to measure the social impacts associated with electricity matrices, such as safe and affordable access to electricity, promotion of safe jobs, without compromising the health of workers and society.

This study's results can be used to encourage public policies towards greater sustainability of electricity systems by: (i) fomenting future and further research, via universities and research institutions, also on the development and improvement of cleaner energy production technologies, and; (ii) serving as basis for further investigations towards the development of regulations in the energy sector.

The SDGs are not only a list of responsibilities to be fulfilled, but also a way of observing worldwide problems in a holistic way and drawing connections between the areas of sustainability, so that it is possible to find solutions to the impacts questioned by the SDGs in the long term. For these goals to be achieved, partnerships between nations are needed to add cultural knowledge and common economic growth, all with the least environmental impact and increasingly reducing each country's individual impacts.

Something that stands out is the lack of studies that cover other social characteristics, such as damage to health, damage to the landscape and how it has positively or negatively affected corporations and the civil community. The data

generated by the studies are usually the result of investigations that likely take less than 2 years. To obtain information of great relevance regarding SLCA, long periods of investigation are necessary. To make this point more palpable, here is an example of an economic and environmental comparison: after applying a solar energy park, it is possible to obtain immediate data on what values of certain emissions and thereafter establish a forecast until the decommissioning of the technology, and one can anticipate on how this technology has behaved and how it will behave economically over the years. Socially, impacts can change and, therefore, are not so simple to investigate; impacts that are not noticed immediately after application, but can be detected after a few years. For example, if this energy park is established close to a region with a high demographic density, because of the concrete and the panels are generally dark - which are large heat receptors - it can cause an increase in local temperature. These characteristics help might establish islands of heat that are more often observed in big cities. As a consequence, there are environmental effects such as the retention of polluting gases in the region, which directly affect the health of the local population. This whole effect can only be seen after a few years of investigation, through statistical methods and interviews with people and hospitals to find out if there were any positive or negative impacts after the establishment of the energy park.

To combat this lack of data, one must invest in research methods that are focused on obtaining long-term results, so that it is possible to observe consequences that would be possible only in this way.

As previously presented, there are many studies involving the social aspects of electric matrices in different parts of the world, mainly in Spain, China, the United States, and Singapore, showing a worldwide concern in the search for the reduction of impacts through the use of different sources of electricity. However, in the social aspect, there is a gap in the literature when dealing with sustainability, because as pointed out, this is the most complex pillar to be studied, since it involves subjective and cultural issues of each region. Thus, it is suggested for future studies that they involve the three dimensions of sustainability, so that a complete study of the sustainability life-cycle assessment can be carried out.

Acknowledgments

Authors Mariane, Murillo, and Rodrigo have received research grants from the *Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Finance Code 001*. Authors Antonio Carlos and Cassiano have received research grants from the *Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq)* (Sponsored by CNPq 310686/2017-2 and 312285/2019-1).

References

- Arcese G., Lucchetti M.C., & Massa I. (2017) Modeling social life cycle assessment framework for the Italian wine sector. *Journal of Cleaner Production*. 140, 1027-1036. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.137>
- Ardente F., Beccali M., Cellura M., & Lobrano V. (2008) Energy performances and life cycle assessment of an Italian wind farm. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 12(1), 200-217. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2006.05.013>
- Atilgan B., & Azapagic A. (2016) An integrated life cycle sustainability assessment of electricity generation in Turkey. *Energy Policy* 93, 168-186. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2016.02.055>
- Contreras-Lisperguer R., Batuecas E., Mayo C., Díaz R., Pérez F.J., & Springer C. (2018) Sustainability assessment of electricity cogeneration from sugarcane bagasse in Jamaica. *Journal of Cleaner Production* 200, 390-401. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.07.322>
- Huang B., & Mauerhofer V. (2016) Life cycle sustainability assessment of ground source heat pump in Shanghai, China. *Journal of Cleaner Production* 119, 207-214. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.08.048>
- Kamali F.P., Borges J.A.R., Osseweijer P., & Posada J. (2018) A Towards social sustainability: Screening potential social and governance issues for biojet fuel supply chains in Brazil. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 92, 50-61. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2018.04.078>
- Li T., Roskilly A.P., & Wang Y. (2018) Life cycle sustainability assessment of grid-connected photovoltaic power generation: A case study of Northeast England. *Applied Energy* 227, 465-479. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.07.021>
- Roinioti, A., & Koroneos, C. (2019) Integrated life cycle sustainability assessment of the Greek interconnected electricity system. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 32, 29-46. <https://doi.org/10.1016/j.seta.2019.01.003>
- Takeda, S., Keeley, A. R., Sakurai, S., Managi, S., & Norris, C. B. (2019) Are renewables as friendly to humans as to the environment?: A social life cycle assessment of renewable electricity. *Sustainability*, 11(5), 1370. <https://doi.org/10.3390/su11051370>
- UN (United Nations) 17 Goal to Transform our World (2015) Retrieved from <https://www.un.org/sustainabledevelopment/>. (accessed on 31 January 2020).
- UNEP/SETAC. Guidelines for social life cycle assessment of products (2009) United Nations Environment Programme (UNEP) and Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Belgium.
- Yuan X., Zuo J., Ma R., & Wang Y. (2017) How would social acceptance affect nuclear power development? A study from China. *Journal of Cleaner Production* 163, 179-186. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.04.049>



Gestão do Ciclo de Vida, Ecodesign, Economia Circular



GCV-2020 | 21

Economia Circular para a Produção Sustentável na Cadeia de Jeanswear

Geórgia Infanzozzi Albertoni¹

¹Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências e Tecnologia para a Sustentabilidade – Departamento de Ciências Ambientais – Sorocaba, SP.

georgia.albertoni@gmail.com

Resumo

A alta demanda de consumo dos produtos da indústria têxtil, aliada ao avanço da tecnologia e de gestão em processos, permitiram o desenvolvimento do sistema produtivo denominado de *fast fashion*. Entretanto, mesmo nesse sistema os impactos ambientais causados para se produzir uma única peça estão presentes em todo seu ciclo de vida, desde o plantio do algodão até a confecção da peça. Como resposta, a indústria brasileira está se movimentando para aumentar a percepção de valor dos produtos e serviços do setor no mercado, trazendo o conceito de *ecodesign*. Com foco no conceito, tem-se investido em inovações baseadas no desenvolvimento de tecnologias mais limpas integradas à processos automatizados, promovendo uma cadeia de valor mais sustentável ao incluir políticas públicas, educação, associações e empresas em uma mesma rede de interação. Nesse contexto, o estudo analisou o grau de inserção da economia circular na cadeia produtiva da indústria do jeans, objetivando entender as relações de uso e pós-uso de produtos. A análise se baseou nos relatórios de sustentabilidade da empresa Renner e informações disponibilizadas no site da Vicunha que já atuam para promover uma cadeia mais cíclica. Complementarmente, foi realizada uma survey com pessoas de diversos perfis que utilizam peças jeans, com o objetivo de entender seu comportamento em relação ao consumo consciente. Dentro dos resultados obtidos, constatou-se que a economia circular já é uma realidade dentro da indústria de *jeanswear*, pois foram encontradas evidências de que as empresas e indústrias do segmento têxtil já executam diversas ações para minimizar os impactos ambientais relacionados à produção, como o

investimento em programas de logística reversa e em tecnologias voltadas a redução no consumo de recursos naturais e na geração de resíduos. A survey evidenciou que os consumidores já praticam a economia circular, além da maior conscientização a respeito dos impactos ambientais no ciclo de vida desse sistema produtivo, o que está caminhando para a cultura do *slow fashion*.

Palavras-chaves: Sustentabilidade, Indústria Têxtil, Moda, Impactos ambientais, Inovação.

Introdução

A indústria têxtil e da moda têm uma grande representatividade na economia mundial. De acordo com a Associação Brasileira de Indústria Têxtil e Confecção (ABIT), o Brasil possui a maior cadeia têxtil completa do Ocidente, abrangendo desde a produção das fibras até os desfiles de moda. O país é referência mundial em design de moda praia, *jeanswear* e *homewear*, tendo crescido também os segmentos de *fitness* e *lingerie*. O Brasil é atualmente um dos maiores produtores têxteis do mundo, produzindo em média 1,2 milhão de toneladas por ano, e o segundo maior empregador da indústria de transformação nacional. Dentro deste contexto, o país é o quarto maior produtor e consumidor de jeans do mundo (ABIT, 2019). Segundo Dias (2017), a partir de estudos de prospecção setorial para 2023, o jeans é apontado como um dos principais segmentos de consumo de vestuário.

Segundo Augusto (2017), o perfil comportamental gerado pela alta produção da

indústria têxtil, aliada a novas tecnologias e alto poder de compra, resultou num ciclo de vida curto para os produtos do setor. Segundo o autor, o curto tempo para reflexão entre produzir e consumir faz com que os produtos tem uma validade curta, resultando em relações de consumo superficiais. Ainda de acordo com o autor, esse modelo de atendimento das expectativas do consumidor de uma forma imediata é conhecido como *fast-fashion*.

Como em muitos setores e seguimentos da economia, também para o setor têxtil tornou-se fundamental desenvolver estratégias baseadas em inovação tecnológica aliada à sustentabilidade para manter-se no competitivo no mercado, como forma de fortalecer a marca como característica de estilo próprio, qualidade de produto e respeito socioambiental. Nesse contexto, o *eco design* é um modelo de gestão para o desenvolvimento da moda de vestuário mais sustentável. Segundo Moura (2018), esse modelo abrange desde a idealização do produto e escolha de materiais, indo até o descarte de maneira mais consciente. Ainda segundo o autor, as junções de projetos inovadores associados ao mundo *fashion* com as questões ambientais fazem parte de uma reorganização cultural com o objetivo de preservar os recursos naturais, especialmente os não renováveis. Para Bruno (2017), a governança da cadeia de valor é um aspecto fundamental quando se analisa a redução de impactos socio ambientais no ciclo de vida. A identificação, análise e tratamento dos principais aspectos e impactos sócio ambientais

são etapas essenciais para a transição para processos produtivos mais sustentáveis. Dentre ações possíveis para oferta de produtos mais sustentáveis, podem-se citar a redução no consumo de água e de energia, minimização de rejeitos através de reuso e gestão de resíduos, produção de tecnologias com energias mais limpas e de produtos de alto desempenho ambiental (BRUNO, 2017).

A economia circular vem sendo analisada a fim de modificar os modelos clássicos de produção e consumo atuais. O conceito por (ELLEN MCARTHUR, 2017) é definido como um modelo que conecta crescimento econômico a um ciclo de desenvolvimento positivo que preserva e impulsiona nosso capital natural, aperfeiçoa a produção, e minimiza riscos sistêmicos através do gerenciamento de inventários finitos e fluxos

Nesse contexto, o objetivo deste estudo foi avaliar modelos de economia circular adotados na cadeia de produção do jeans e identificar o perfil e possíveis padrões dos consumidores desse produto através das informações disponibilizadas pelas empresas estudadas e do questionário realizado.

Material e Métodos

A avaliação dos modelos de economia circular foi feita pela análise do relatório de sustentabilidade de 2019 (produzido em 2020) da loja de moda e varejo Renner[®]. Da indústria

têxtil Vicunha[®], as informações foram obtidas no próprio *site*.

A identificação do perfil e padrões dos consumidores foi baseado numa pesquisa *online* utilizando um formulário no *Google Forms* com perguntas de múltipla escolha. O foco do questionário foi coletar a percepção dos consumidores em relação a compra de peças jeans e sua destinação pós-uso. O período da pesquisa com o questionário foi de 12/06/2020 a 12/07/2020.

Resultados e Discussão

A economia circular na indústria do jeans e da moda já é uma realidade. Grandes empresas do setor estão se movimentando para desenvolver novos produtos que possam agradar consumidores mais exigentes em relação a uma produção mais sustentável, a fim de ganhar mais espaço no mercado diante de um setor tão competitivo. Diversas inovações tecnológicas foram desenvolvidas nos últimos anos objetivando a minimização dos problemas socio ambientais na cadeia produtiva têxtil. A maioria das iniciativas se deu nas áreas de geração e destinação final de resíduos e pós-uso para atender a circularidade do processo.

De acordo com as informações disponibilizadas, identificou-se que a Vicunha[®] está presente no mercado de índigo há mais de 45 anos e atualmente é responsável por 40% da produção no mercado brasileiro. Com investimentos contínuos em tecnologia e

preocupados em reduzir seu impacto no meio ambiente, a empresa desenvolveu em 2019 o projeto “Pegada Hídrica” em parceria com a Ecoera, empresa que trabalha por um mercado da moda e beleza mais sustentável, a H2O Company, consultoria especializada em soluções sustentáveis em recursos hídricos. Analisando o consumo de água durante todo seu ciclo de vida, o projeto revelou que para se produzir uma única calça jeans é necessário o consumo de 5.196 litros de água, sendo 4.247 litros no plantio das matérias primas, 127 litros na tecelagem, 362 litros nas fases de lavanderia e confecção e 460 litros nas lavagens caseiras realizadas pelo consumidor final. Além disso, os resultados mostraram que a proporção no consumo é correspondente a uma pegada hídrica de 41% água verde, 11% água azul e 48% água cinza. A pegada hídrica verde indica o volume da água da chuva utilizada pelas plantas nos processos agrícolas da cadeia produtiva; a pegada hídrica azul é relativa ao consumo advindo das fontes de água doce, das superfícies subterrâneas e que não são devolvidos para as mesmas fontes de captação; a pegada hídrica cinza sinaliza o volume de água necessário para a natureza assimilar o efluente devolvido ao meio ambiente. Além desse projeto, já empresa implantou sistema de captação e aproveitamento de 140 milhões de litros de água da chuva, e de reuso e recuperação de soda cáustica que permitiu a economia de 83 milhões de litros de água. Para a geração de vapor, a empresa utiliza como

biomassa a casca de castanha de caju e resíduo final do processo de fiação como combustível.

Diversas ações foram desenvolvidas a partir de conceitos sustentáveis, identificados no escopo da Vicunha®, através de informações apresentadas em seu site. As ações se referem a redução no consumo de água e de químicos, além daquelas em se utilizar fio de poliéster reciclado provenientes de garrafas PET. Destaque para a linha *AbsolutEco* que, segundo a empresa, reduz em até 95% o consumo de água e até 90% o consumo de químicos, resultado do não tingimento da peça. Além disso, é informada a utilização de sete mil toneladas de algodão reciclado ao ano no processo produtivo.

Vale ressaltar que a empresa possui certificação OEKO-TEX (certificação que valida a produção quando isenta de substâncias nocivas para a saúde humana) em toda sua cadeia têxtil, como também faz parte do Programa de Descarte Zero de Produtos Químicos Perigosos (ZDHC), que é uma iniciativa de empresas do setor em adotar medidas para eliminar produtos químicos perigosos que causam algum dano ao ser humano e/ou meio ambiente.

A indústria do jeans é conhecida por seu alto consumo de água e energia, e o desenvolvimento de tecnologias na produção mais sustentável potencialmente podem reduzir seus impactos sócio ambientais. Nesse contexto, destaca-se a utilização de produtos reciclados na

cadeia produtiva. Há também uma preocupação ambiental com a cadeia produtiva do algodão, matéria-prima principal que compõe o jeans, pois a Vicunha® possui o selo *Better Cotton Initiative* (BCI)¹ e Algodão Brasileiro Responsável ABR)².

A Vicunha® também atua no desenvolvimento de projetos sociais. A Periferia Inventando Moda (PIM), por exemplo, tem o intuito de democratizar a moda por meio de capacitação de novos talentos. Já o Projeto Pescar, criado na região do Nordeste, tem o objetivo de investir em desenvolvimento de pessoas de baixa renda para o mercado de trabalho.

A atuação da Renner® iniciou no Brasil em 1922, em Porto Alegre, RS. Ao longo dos anos, ela foi se expandindo e ganhando mercado tanto em outros estados do país quanto internacionalmente. Preocupada com as questões de sustentabilidade e atuando nessa questão junto aos seus *stakeholders*, a empresa foi convidada a compor a carteira do índice de Sustentabilidade Empresarial (ISE) da BM&FBOVESPA de 2015.

De acordo com seu relatório de sustentabilidade de 2019 (produzido em 2020),

¹ A Better Cotton Initiative (BCI) é uma organização sem fins lucrativos, criada em 2005, que atua para melhorar a produção mundial do algodão para aqueles que o produzem, para o meio em que é cultivado e o para futuro do setor.

² O programa Algodão Brasileiro Responsável (ABR) é a síntese da união dos cotonicultores em prol de uma produção mais sustentável de algodão no Brasil.

sua primeira loja do projeto Renner Sustentável foi inaugurada em 2014 e construída seguindo as premissas da *Leadership in Energy and Environmental Design* (LEED), certificação do *United States Green Building Council* que adota critérios de sustentabilidade em edificações fabris e residenciais. Com lojas mais circulares, a empresa conseguiu reduzir seu consumo de água e energia, como também gerou menos resíduos por conta da diminuição de matéria-prima utilizada na construção das lojas e uso de materiais reciclados ou recuperados.

Em se tratando de peças jeans, a Renner® desenvolveu a coleção Re Jeans em 2018, criada a partir de resíduos têxteis reciclados. Os tecidos que sobram do corte dos novos jeans da empresa são reaproveitados, evitando lixo têxtil e o desperdício. Os retalhos são separados por cor e desfibrados, voltando a se tornar fios com os quais são criados novos produtos. O Re Jeans pode ser reciclado e reciclável porque não contém poliéster na composição, o que evita o problema dos microplásticos. Ainda, foi elaborado um estudo de Análise de Ciclo de vida (ACV) para comparar o produto ao jeans tradicional, resultando que o Re Jeans possui um impacto ambiental global de 37 a 45% menor o jeans convencional.

No caso das peças com lavagem, a água usada na fase de confecção e acabamento é reutilizada, chegando a recircular no sistema até sete vezes, sendo repostos apenas o necessário com água coletada de chuva. Algumas peças

contêm, ainda, botões de papel reciclado. Já as peças com lavanderia média têm técnicas que economizam até 95% de água nos processos de acabamento. Também é usada uma tecnologia de laser e ozônio para substituir parte dos produtos químicos e economizar ainda mais recursos hídricos.

Para estimular a logística reversa, foram incluídos em algumas lojas físicas da Renner® coletores, tanto para roupas quanto para embalagens e frascos de perfumaria. Os resíduos gerados nesse processo podem ser destinados para doação, caso as roupas estiverem em boas condições de uso, ou retornar ao processo para desfibrilamento e no desenvolvimento de novas peças. Ou ainda podem ser destinados às indústrias de outros segmentos. Só em 2019 foram coletadas 885 toneladas de resíduos totais.

No caso da indústria da moda e varejo, é desejável que seu produto tenha maior durabilidade, capacidade de reuso e compartilhamento. Isso porque essas características podem levar a produtos mais valorados socialmente e a redução de custos sendo, portanto, determinantes para uma maior lucratividade do negócio. Tais fatores podem ainda resultar em um relacionamento mais próximo com o cliente que, preferencialmente, valoriza a qualidade sócio ambiental ao invés da quantidade.

De acordo com os dados anteriores, ambas as empresas, Vicunha® e Renner® informaram que possuem ações na redução dos

seus impactos socioambientais e realizam gestão com foco em estratégias e metas de melhoria contínua. No geral, é um cenário otimista neste setor. A indústria precisa ser reconhecida e admirada pela nossa diversidade e identidade brasileira, interagir com outras cadeias produtivas para formar uma rede de valor ágil e versátil, investir em tecnologia, desde a concepção até a disposição final, promovendo produtos customizados, funcionais e inovadores, que despertem a emoção e atendam às exigências dos diferentes segmentos de consumo e estilo.

Vale ressaltar que para se produzir um produto 100% sustentável ou quase, é necessário por parte da empresa um investimento inicial maior devido ao uso de tecnologias e processos mais automatizados. Tais investimentos são inseridos no custo do produto e, como consequência, o preço final será maior. Cabe também ao cliente ponderar se prefere adquirir um material sustentável e pagar mais caro ou não.

A transição para uma economia circular deve trazer inovações nos modelos de negócios e em sua cadeia de valor. Todo o sistema de negócios para a circularidade é suportado pelos facilitadores como políticas públicas, educação e tecnologias. Essa compreensão permite à empresa entender ou mesmo redefinir seu papel junto às demais organizações, a fim de analisar oportunidades de inovação para possibilitar a criação de melhores processos, produtos e serviços (CNI, 2018).

De acordo com o outro objetivo do trabalho, os resultados obtidos através do questionário permitiram identificar alguns padrões, ou perfis diferentes do consumidor brasileiro ao adquirir peças jeans.

A Tabela 1 apresenta as perguntas e respectivas respostas dos participantes. Alguns dos comentários finais foram positivos sobre o uso do jeans, entre eles a vantagem de ser versátil e durável. Nesse aspecto é oportuno salientar que a moda funciona como um diferenciador social, que identifica e caracteriza o indivíduo dentro de uma sociedade e consegue retratar o estilo e grupo pertencente. No caso do jeans, sabe-se que é uma peça inclusiva pois não possui gênero, idade, raça, além de ser acessível a todos. É versátil e atemporal pois pode-se utilizar em qualquer lugar e ocasião.

Sobre a pergunta relacionada à destinação final do jeans, a fim de entender a questão do pós-uso, 88,5% dos entrevistados encaminham o jeans para doação. No entanto, somando com outras alternativas, 96,6% praticam a circularidade de peças que, além de doações, vendem ou então utilizam para outras finalidades e transformam em novas peças. Dias (2017) comenta que os tecidos e retalhos podem ser reaproveitados para fabricação de outras peças ou novas aplicações em segmentos industriais diferentes como automotivos e de construção, estimulando outras inovações.

Tabela 1: Perguntas e respostas do questionário sobre o consumo de peças jeans.

Perguntas	Quantas peças jeans (calças, jaquetas etc) possui em seu guarda-roupa?	%	De quanto em quanto tempo você compra uma nova peça jeans?	%	Depois de usado, qual a destinação da sua peça jeans?	%
Alternativa A	Até 3	12,2	Até 6 meses	10,8	Doação	88,5
Alternativa B	4 a 7	48,2	6 meses a 1 ano	31,3	Venda (brechó, sites de compra e venda etc)	2,7
Alternativa C	8 a 11	22,2	1 ano a 2 anos	34,7	Faz uma nova peça com os retalhos	5,4
Alternativa D	12 ou mais	17,4	Mais de 2 anos	23,2	Joga no lixo	3,4
Alternativa E					Retorna para a loja que comprou	0

Um fato interessante foi que nenhuma das pessoas entrevistadas retornam suas peças ao local em que foram compradas ou em pontos de coleta localizados em lojas. Isso contrapõe com o programa de logística reversa dos coletores das lojas Renner®.

Em relação a pergunta sobre a periodicidade de compra de peças jeans, 76,8% dos entrevistados adquirem uma nova peça dentro de um período até dois anos. Isso revela que há uma rotatividade em relação ao uso das peças jeans, contrapondo com os resultados mais otimistas obtidos nos resultados das perguntas sobre a quantidade de peças jeans que os entrevistados possuem e a destinação final, conforme da Tabela 1. Para Silva (2016), o *fast fashion* ainda está enraizado em nosso comportamento por influência da moda, no qual possui ações pré-estabelecidas ao seu consumo final, acarretando numa diminuição de processo criativo e inovações.

Conclusão

A economia circular está sendo inserida na indústria têxtil e da moda, que está caminhando para o desenvolvimento mais sustentável, de acordo com as análises feitas das empresas estudadas. É fundamental que haja investimentos em tecnologias, inovação e conceitos modernos de gestão para que resultados mais eficazes possam ser alcançados. A circularidade também está presente nos consumidores finais, visto que há a consciência

no consumo de peças jeans, como também de sua destinação final, como pode-se observar no questionário apresentado.

Agradecimentos

De antemão, agradeço a todos os docentes do Curso de Especialização MBA em Gestão Ambiental e Sustentabilidade da UFSCar, em especial o Coordenador Prof. Dr. Luiz Carlos de Faria, Profa. Dra. Roberta Averna Valente e a profa, Ma. Aline Germano que contribuíram para o desenvolvimento deste trabalho.

Referências bibliográficas

ABIT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA TÊXTIL E DE CONFECÇÃO. Dados gerais do setor atualizados em 2019, referentes ao ano de 2018. <https://www.abit.org.br/cont/perfil-do-setor>.

AUGUSTO, J. S. T.A Dicotomia do Jeans: Símbolo de moda ou vilão ambiental? Trabalho de conclusão de curso em Design de Moda da Universidade do Vale do Taquari (UNIVATES), Lajeado, 2017.

BRUNO, F. A quarta revolução industrial do setor têxtil e de confecção: a visão de futuro para 2030. 2ª ed. – São Paulo, 2017.

DA SILVA, S. P; BUSARELLO, R. I. Fast fashion e slow fashion, análise do processo criativo. 4º Congresso Científico Têxtil e Moda: Inovar para Crescer. Blumenau, Santa Catarina, 2016.

DIAS, I. D; ALVARENGA, B. C. S. C; SALES, B. C. R. Denim resíduo sólido da indústria têxtil brasileira: ações sustentáveis sob o olhar do design. Colóquio Internacional de Design, Ed. 2017.

LUIZ, S; VALENTIM, A. F. Lavanderia em jeans e a sustentabilidade em moda: comparativo entre processos tradicionais e ecológicos. Trabalho de conclusão de curso pelo curso superior de Tecnologia em Design de Moda. Instituto Federal Santa Catarina, Campus Araranguá, 2019.

MOURA, M.S. Upcycling: Reutilização da matéria prima, jeans, descartada na cidade de Toroitama para o desenvolvimento de uma coleção de bolsas e mochilas. Monografia apresentada à Universidade Federal de Pernambuco – Centro Acadêmico do Agreste (UFPE-CAA), Caruaru, Pernambuco, 2018

Economia Circular nas Cadeias de Suprimentos: uma análise sistêmica

Pedro Senna¹

Ana Carolina Maia Angelo²

Leonardo Mangia Rodrigues³

Lino Guimarães Marujo³

¹U Centro Federal de Educação Tecnológica Celso Suckow da Fonseca, CEFET/RJ

² Universidade Federal Fluminense, UFF

³ Universidade Federal do Rio de Janeiro, UFRJ
pedro.sennavieira@gmail.com

Resumo

Conceitos como Economia Circular (EC) e Cadeias de Suprimentos de Ciclo Fechado (CSCF) têm ganhado destaque nas agendas de governos, empresas e universidades nos últimos anos, em função da crescente importância do Pensamento do Ciclo de Vida (PCV) dos produtos, com vistas à redução do consumo de recursos naturais, reutilização e reciclagem de resíduos. Apesar desta crescente importância, ainda existe uma lacuna no entendimento do estado da arte não só desses conceitos, mas também sobre a forma como eles interagem em prol do Desenvolvimento Sustentável e os riscos envolvidos. O presente artigo tem como objetivo identificar aspectos relacionados à aplicação desses conceitos ao longo dos últimos anos, bem como as tendências de aplicação para o futuro. Foi conduzida uma análise sistêmica partir de uma busca bibliográfica densa nas bases científicas Scopus e ISI Web of Science. Com base nos princípios da Revisão Sistemática da Literatura, envolvendo análise do corpus textual e bibliométrica, os termos “Economia Circular”, “Cadeia de Suprimentos de Ciclo Fechado”, “Gestão de Risco em Cadeias de Suprimentos”, “Resiliência na Cadeia de Suprimentos”, “Indústria 4.0”, “Cadeia de Suprimentos 4.0”, “Desenvolvimento Sustentável”, “4R”, “3R”, “Reciclagem”, “Reuso” e

“Recuperação” foram analisados a fim de entender a sinergia existente entre eles. Utilizou-se o software R Studio, que usa a linguagem de programação R, nos pacotes Bibliometrix e Biblioshiny para a condução da análise bibliométrica. A análise revelou que os conceitos de CSCF e EC são abordados, em sua maioria, por estudos que utilizam programação inteira, teoria dos jogos e sistemas estocásticos relacionados a problemas envolvendo sustentabilidade. Entretanto, a combinação desses dois termos não resultou em nenhum estudo, o que deixa claro que não existe uma conexão formal entre eles. Também ficou evidente a consolidação da EC como um novo modelo econômico que concilia critérios econômicos e ambientais, principalmente com relação a estratégias de fim de vida (EoL). No entanto, a esfera social ainda não apresenta relevância nos estudos analisados.

Palavras-chaves: Economia Circular, Gestão de Risco, Cadeia de Suprimentos de Ciclo Fechado, Ciclo de Vida.

Introdução

Cadeias de Suprimentos de Ciclo Fechado e Economia Circular estão ganhando cada vez mais importância nos últimos anos. Apesar do grande debate na Academia, ainda existe uma falta de entendimento sistêmico de tais temas tanto pela indústria quanto pelos formuladores de políticas (GEISSDOERFER et al., 2017). Neste sentido, este artigo realiza uma Revisão Sistemática da Literatura (RSL), com o objetivo de identificar o panorama atual e possíveis tendências.

Revisão bibliográfica

Economia Circular

A Economia Circular (EC) está recebendo crescente atenção em todo o mundo como uma maneira de superar os atuais sistemas de produção e consumo, focados principalmente no aumento e no crescimento contínuo (GHISELLINI et al., 2016). A EC é definida por Fonseca et al. (2018) como uma maneira de conciliar desempenho econômico e ambiental por meio da inovação no relacionamento dos negócios com o meio ambiente. Geissdoerfer et al. (2017) definem EC como um sistema regenerativo no qual o consumo de recursos e energia, e o desperdício são minimizados pelo abrandamento, fechamento e estreitamento de fluxos de material e energia. Já Bag et al. (2018) a consideram como um sistema que aplica princípios e práticas de fabricação sustentável.

No entanto, a EC também pode ser alcançada por meio de projeto, manutenção, reparo, reutilização, remanufatura, recondição e reciclagem (GEISSDOERFER et al., 2017). Essa finalidade restauradora e regenerativa dos sistemas de produção no modelo da EC permite que produtos e materiais sejam mantidos no mercado com sua maior utilidade e valor (WEBSTER, 2015). Nesse sentido, pode-se dizer que a perspectiva da EC concentra-se em restaurar o valor dos recursos usados (JABBOUR et al., 2018).

Para alguns autores, a EC está associada ao gerenciamento de recursos e resíduos, aumento da produtividade de recursos e novos modelos de negócios (HOWARD et al., 2018). A EC difere da economia linear porque desassocia o crescimento econômico da extração de recursos e perdas ambientais (ELIA et al., 2017), podendo ajudar as organizações rumo ao desenvolvimento sustentável (MCDOWALL et al., 2017).

Embora o conceito de EC esteja enraizado em fundamentos teóricos muito diversos (GHISELLINI et al., 2016), o consenso existe no entendimento de que a EC é considerada uma solução para equilibrar ambições de crescimento econômico e proteção ambiental (LIEDER & RASHID, 2016). De fato, a EC está cada vez mais ganhando atenção em todo o mundo. China e Europa, por exemplo, estão adotando leis e princípios para promover a EC (MATHEWS & TAN, 2011; CE, 2017).

Cadeias de Suprimentos de Ciclo Fechado

O modelo usual de criação de valor é normalmente baseado no fluxo unidirecional de atividades primárias (MISHRA et al., 2018). Além disso, a importância de remanufaturar produtos usados tem sido amplamente reconhecida na literatura (SAVASKAN et al., 2004). A Logística Reversa está ganhando cada vez mais importância como estratégia de negócios rentável e sustentável (DOWLATSHAHI, 2000). A logística reversa

pode ser definida como o processo no qual um fabricante aceita peças do ponto de consumo para possível reciclagem, remanufatura ou descarte (DOWLATSHAHI, 2000).

Além disso, a logística reversa começa nos usuários finais, onde os resíduos são coletados dos clientes (produtos devolvidos) e, em seguida, há o gerenciamento desses produtos em fim de vida útil através de diferentes decisões, como remanufatura, reparo e, finalmente, descarte de algumas peças usadas (GOVINDAN et al. 2015). Além disso, os benefícios econômicos e ambientais da remanufatura de produtos têm sido amplamente reconhecidos (SAVASKAN & WASSEHNOVE, 2006).

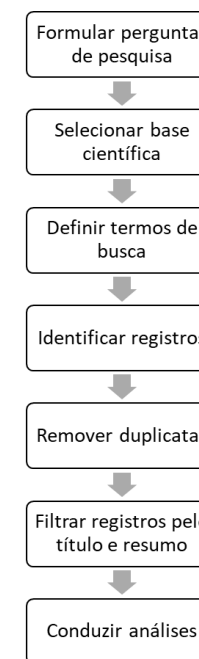
As cadeias de suprimentos de ciclo fechada (CSCF) têm uma definição muito semelhante à Logística Reversa, sendo cadeias de suprimentos onde, além dos fluxos típicos, apresentam também os fluxos reversos de resíduos (SOUZA, 2013). Tais cadeias também são chamadas de Cadeia de suprimentos Circulares (Batista et al. 2018) e envolvem relacionamentos entre empresas, considerando a utilização de resíduos como matéria prima para outros processos de produção (CHERTOW, 2012). Guide e Van Wassenhove (2006) definem três pilares para a CSCF: (i) gerenciamento de retorno de produtos, (ii) questões operacionais de remanufatura e (iii) desenvolvimento de mercado de produtos remanufaturados. As CSCF geram receita a partir da recuperação de resíduos dos clientes,

recuperando o valor agregado restante (ATASU et al., 2008).

Metodologia

A metodologia é dividida em sete etapas, como mostrado no fluxo de trabalho da metodologia (Figura 1).

Figura 1. Fluxo metodológico



Formulação das perguntas de pesquisa

RQ 1 - Qual o panorama da aplicação desses conceitos?

RQ 2 - Quais são as tendências da prática empírica desses conceitos nos anos seguintes?

Seleção da base de dados

Foram selecionadas duas plataformas de pesquisa: o banco de dados *Scopus* e o *Web of Science* (WoS). O *Scopus* é considerada a maior fonte de pesquisa de citação e resumo (CHADEGANI et al., 2013). O WoS, da Thomson Reuters (ISI), é o único banco de dados e publicação de citações que cobre todos os domínios da ciência por muitos anos (CHADEGANI et al., 2013). A vantagem de um banco de dados sobre outro depende do que explicitamente será analisado, do campo científico e do período de análise (CHADEGANI et al., 2013). O WoS é o banco de dados de citações mais antigo, portanto, possui uma forte cobertura com dados de citações e dados bibliográficos desde 1900 (BOYLE & SHERMAN, 2006). Estudo de Vieira & Gomes (2009) revela que 2/3 dos estudos podem ser encontrados em ambos os bancos de dados e 1/3 em apenas um banco de dados.

Definição dos termos de busca

Todos os termos de busca estão listados na Tabela 1. Ao longo da pesquisa, houve a necessidade de ampliação da busca com a inclusão de outros termos, como: indústria e a cadeia de suprimentos 4.0 e gerenciamento de

riscos da cadeia de suprimentos, que são os principais tópicos da última década e têm potencial de apresentar sinergia com a EC e o CSCF. Foram considerados artigos indexados publicados em inglês, excluindo-se artigos de conferências, teses e livros.

Tabela 1. Termos de busca x Ocorrências nas Bases Científicas

Termo	Scopus	WOS
("Supply Chain Risk Management" OR "SCRM") AND "Circular Economy")	0	0
("Supply Chain Resilience" OR "SCRES") AND "Circular Economy")	1	0
("Supply Chain Risk") AND "Circular Economy")	1	0
("Supply Chain") AND "Circular Economy")	227	207
("Supply Chain Risk Management" OR "SCRM") AND "Industry 4.0")	3	2
("Supply Chain Risk Management" OR "SCRM") AND "Supply Chain 4.0")	0	0
("Circular Economy") AND "Industry 4.0")	18	13
("Circular Economy") AND "Supply Chain 4.0")	0	0
Closed-Loop Supply Chain	663	683
("sustainable development" AND scrm) OR ("sustainable development" AND "Supply Chain Risk Management")	8	1
4R framework	4	3
reduce AND reuse AND recycle AND recovery	65	304
3R framework	3	107
reuse AND recycle AND recovery	253	1137
R hierarchy	0	1691
Closed-loop economy	17	190

Registros

Somando todas as seqüências pesquisadas nos dois bancos de dados, houve um total de 5.601 registros. Pode-se observar na tabela 1 que algumas combinações de seqüências de

caracteres não retornaram nenhum resultado, o que mostra que até essa data ainda não há uma conexão formal entre esses conceitos. Embora 5.601 documentos tenham sido encontrados, nem todos foram relevantes para a pesquisa e alguns não estavam disponíveis, reduzindo para 823 artigos.

Ambas as bases permitem a possibilidade de gerar arquivos ".bib" com os registros, que foram transformados em um único conjunto de dados usando o pacote R studio chamado Bibliometrix (ARIA & CUCURULLO, 2017). O script escrito na linguagem R permitiu remover duplicatas e gerar um conjunto de dados final contendo 524 artigos. Foram utilizados o pacote Bibliometrix (Aria; Cucurullo, 2017) e o aplicativo R chamado Biblioshiny (ARIA; CUCURULLO, 2017).

Resultados e discussão

Qual o panorama da aplicação desses conceitos?

Os resultados mostram o *Journal of Cleaner production* como a principal fonte de pesquisa, com 63 publicações, seguido pelo *International Journal of Production Research* com 30, *International Journal of Production Economics*, com 25, e *Resources Conservation and Recycling*, com 18 estudos. Juntos, eles representam quase 25% do total (Figura 2).

Dentre os principais países que mais publicam sobre os temas, o Reino Unido ocupa o 1º lugar (74 estudos), seguido pelos Estados Unidos (66) e Índia (42). A Figura 3 evidencia os países onde estão localizados os principais centros de pesquisa relacionados a esses assuntos.

A Figura 4 mostra as palavras chaves mais comuns representadas em uma nuvem de palavras. Uma nuvem de palavras é uma ferramenta importante usada para evidenciar as palavras que aparecem mais nos estudos analisados.

Quais são as tendências da prática empírica desses conceitos nos anos seguintes?

Esta seção tem como objetivo discutir as possíveis tendências relativas à EC e CSCF. A Análise de Correspondência Múltipla, que consiste em uma técnica multivariada para dados categóricos (ARIA; CUCCURULLO, 2017), é usada para desenhar uma estrutura conceitual do agrupamento de campo e *k-means* para identificar agrupamentos de documentos que expressam conceitos comuns. Quanto mais semelhantes conceitualmente as palavras, mais próximas elas são representadas no mapa da Figura 5, que mostra que CSCF e EC estão sendo abordados por artigos que usam sistemas de Programação Inteira, Teoria dos Jogos, sistemas estocásticos e estão relacionados a problemas de sustentabilidade.

Este estudo pode levar a algumas implicações gerenciais. Os gerentes e empresas que estão relacionados em uma cadeia de suprimentos devem redesenhar gradualmente os processos para atuarem o mais próximo possível de uma cadeia de suprimentos circular, o que não é uma tarefa fácil, dada a necessidade de alterar drasticamente os atuais paradigmas de produção. No entanto, pode mostrar a longo prazo, fortes possibilidades de economizar recursos cada vez mais escassos e caros.

A EC surge como um novo paradigma econômico, à medida que os processos de produção são repensados com base na conciliação de critérios ambientais e econômicos, bem como na oferta e demanda. No entanto, a revisão de literatura não encontrou um número significativo de artigos abordando explicitamente os ganhos gerados para os critérios relacionados aos impactos sociais.

O gerenciamento de resíduos da etapa pós-consumo das cadeias produtivas é fundamental para a inserção da circularidade no processo produtivo. China e Europa são as principais regiões onde esses estudos foram realizados. Estudos em países em desenvolvimento seriam de grande valia para entender o cenário de aplicação da EC e devido ao potencial de impactos ambientais e sociais positivos. Do ponto de vista ambiental, os resultados desta análise bibliométrica evidenciam que a maioria dos estudos está relacionada às estratégias de

Fim de Vida, ou seja, aquelas relacionadas ao gerenciamento de resíduos. De fato, as alternativas de gerenciamento de resíduos, como reutilização, reciclagem e recuperação, são estratégias importantes da EC e permitem encerrar o ciclo de vida, levando os resíduos como um recurso.

Conclusão

Este estudo teve como objetivo realizar uma análise bibliométrica, respondendo a duas questões de pesquisa: i) Qual o panorama da aplicação desses conceitos? ii) Quais são as tendências da prática empírica desses conceitos nos anos seguintes? Essa análise bibliométrica consiste em uma primeira etapa de uma revisão sistemática mais ampla da literatura. Esta pesquisa apresenta um primeiro “*scan*” da literatura para servir de guia para pesquisadores e acadêmicos iniciarem no assunto. Portanto, o estudo trouxe as principais informações para construir um panorama da aplicação desses conceitos. Além disso, o estudo traz contribuições considerando os seguintes aspectos: i) Revisão Sistemática da Literatura considerando um amplo escopo de palavras chaves; ii) este estudo analisou os artigos e autores relevantes que estão servindo de base para a construção desses conceitos.

Figura 2. Top 20 revistas científicas

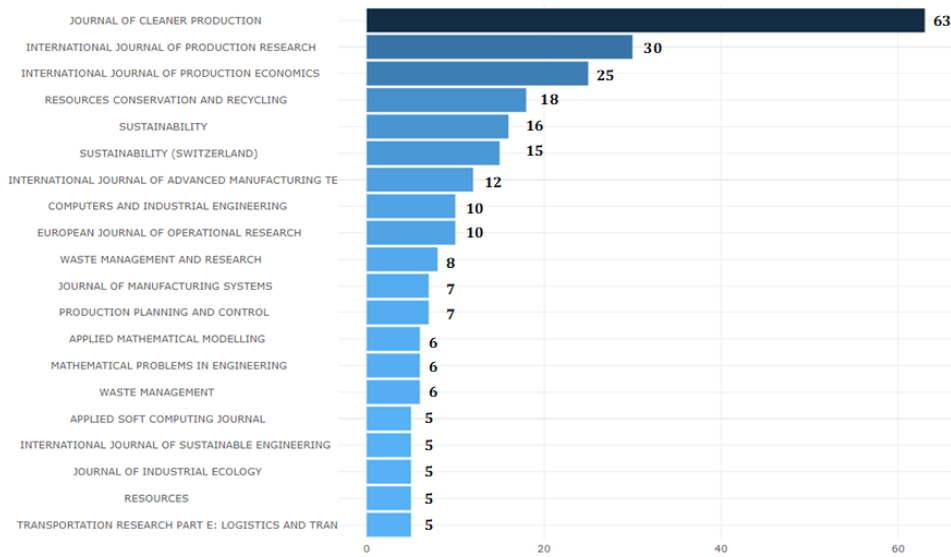


Figura 3. Top 10 países

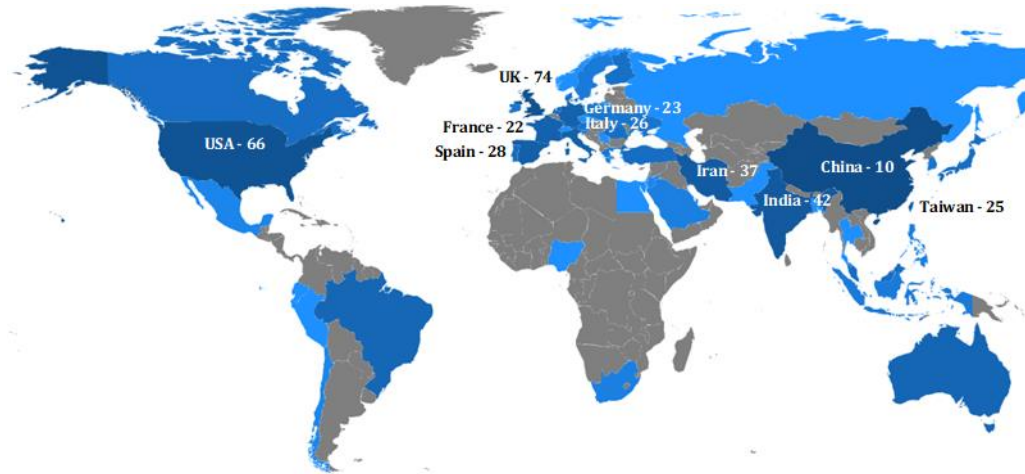
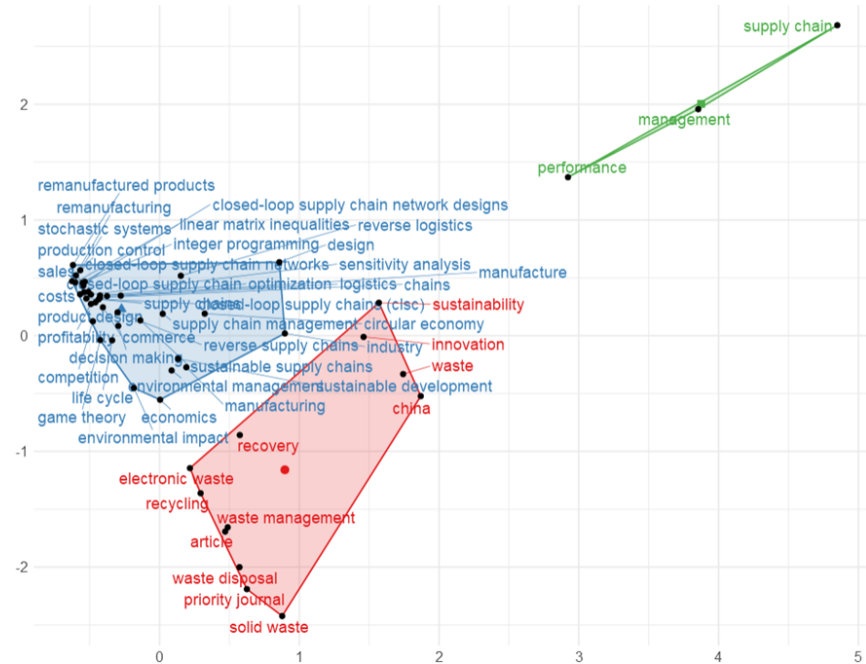


Figura 4. Palavras mais frequentes



Figura 5. Cluster de palavras chaves



No entanto, mesmo conduzindo a pesquisa nas duas bases de dados, não seria possível garantir que toda a literatura relevante fosse abordada e, portanto, pode ser considerada uma limitação. A segunda limitação é que apenas artigos em inglês foram considerados. Essa decisão foi tomada com base em: i) a maioria dos artigos de revisão usa esse critério; portanto, possui suporte metodológico da literatura; ii) o inglês é o principal idioma usado para comunicar a pesquisa científica; iii) garantir que qualquer pesquisador possa entender qualquer artigo selecionado para este estudo bibliométrico. No entanto, esse procedimento pode desconsiderar estudos relevantes publicados em outros idiomas. A terceira limitação é que este capítulo não era exaustivo ou pretendia abranger todas as definições e estruturas apresentadas na literatura. Como oportunidades futuras de pesquisa, recomendamos que uma SLR mais profunda com uma análise de conteúdo mais forte seja conduzida para analisar minuciosamente cada um dos artigos encontrados apresentando uma análise de conteúdo detalhada para identificar as lacunas.

Referências bibliográficas

- ARIA, M.; CUCCURULLO, C. Bibliometrix: An R-tool for comprehensive science mapping analysis. *Journal of Informetrics*, v.11, n.4, p. 959–975, 2017.
- Atasu, A., Guide, V.D.R., Van Wassenhove, L.N., 2008a. Product reuse economics in closed-loop supply chain research. *Prod. Oper. Manag.* 17 (5), 483–496.
- Atasu, A., Sarvary, M., Van Wassenhove, L.N., 2008b. Remanufacturing as a marketing strategy. *Manag. Sci.* 54 (10), 1731–1746
- Surajit Bag, Shivam Gupta, Cyril Foropon, (2018) "Examining the role of dynamic remanufacturing capability on supply chain resilience in circular economy", *Management Decision*, <https://doi.org/10.1108/MD-07-2018-0724>
- Luciano Batista, Michael Bourlakis, Palie Smart & Roger Maull (2018) In search of a circular supply chain archetype – a content-analysis-based literature review, *Production Planning & Control*, 29:6, 438-451, DOI: 10.1080/09537287.2017.1343502
- Boyle, F., & Sherman, D. (2006). Scopus: The product and its development. *The Serials Librarian*, 49(3), 147-153. http://dx.doi.org/10.1300/J123v49n03_12
- Arezoo Aghaei Chadegani1, Hadi Salehi2, Melor Md Yunus3, Hadi Farhadi4, Masood Fooladi1, Maryam Farhadi1 & Nader Ale Ebrahim5 A Comparison between Two Main Academic Literature Collections: Web of Science and Scopus Databases *Asian Social Science*; Vol. 9, No. 5; 2013
- Chertow, Marian R. 2012. "Industrial Symbiosis." *The Encyclopedia of Earth*. <http://www.eoearth.org/view/article/153824/>.
- Dowlathshahi, S. 2000. Developing a theory of reverse logistics. *Interfaces* 30(3): 143–155.
- European Commission. 2017. Circular Economy Strategy. Accessed January 30, 2017. http://ec.europa.eu/environment/circular-economy/index_en.htm
- Elia, V., Gnoni, M. G., & Tornese, F. (2017). Measuring circular economy strategies through index methods: A critical analysis. *Journal of Cleaner Production*, 142, 2741–2751.
- Luis Miguel Fonseca 1,* ID, José Pedro Domingues 1,2 ID, Maria Teresa Pereira 1, Florinda Figueiredo Martins 1 and Dominik Zimon 3 Assessment of Circular Economy within Portuguese Organizations *Sustainability* 2018, 10, 2521; doi:10.3390/su10072521
- Geissdoerfer, M., Savaget, P., Bocken, N.M., Hultink, E.J., 2017. The Circular Economy—A new sustainability paradigm? *Journal of Cleaner Production* 143, 757–768. Geissdoerfer, M. (2017-1)
- Geng, Yong, and Brent Doberstein. 2008. "Developing the Circular Economy in China: Challenges and Opportunities for Achieving 'leapfrog Development'." *International Journal of Sustainable Development & World Ecology* 15 (3): 231–239. doi:10.3843/SusDev.15.3:6
- Ghisellini, P., Cialani, C., Ulgiati, S., 2016. A review on circular economy: the expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems. *J. Clean. Prod.* 114, 11–32.
- Govindan, K., Rajendran, S., Sarkis, J., Murugesan, P., 2015. Multi criteria decision making approaches for green supplier evaluation and selection. A literature review. *J. Clean. Prod.* 98, 66e83.

Caminhos para a circularidade dos resíduos alimentares em áreas urbanas

Carla Tognato de Oliveira¹

Thales Eduardo Tavares Dantas¹

Sebastião Roberto Soares¹

¹Universidade Federal de Santa Catarina- Grupo de Pesquisa em Avaliação de Ciclo de Vida (CICLOG)
carlatog@hotmail.com

Resumo

A maior parte da população vive em áreas urbanas. Nessas áreas está o maior consumo de recursos naturais, bem como de alimentos. Um terço da produção global de alimentos é desperdiçada ou perdida, sendo um problema significativo. Assim, esse artigo responde à pergunta “Quais são os caminhos para a circularidade dos resíduos alimentares nas áreas urbanas?” analisando as atividades que podem ser aplicadas para fechar o ciclo desses resíduos nas áreas urbanas. Para tanto, uma revisão e análise bibliométrica foi realizada para alcançá-lo. Um portfólio com 18 artigos relacionados com a pesquisa foi levantado. A análise bibliométrica identificou os mais relevantes artigos e revistas publicadas restringindo o tempo em estudos em 2019. Por meio da revisão sistemática, foram identificados caminhos para a circularidade de resíduos alimentares urbanos, sendo estes: (1) resíduo como energia por meio de digestão anaeróbia; (2) resíduo para geração de biocombustíveis; (3) redistribuição de restos de alimentos. A partir da revisão crítica do portfólio apresentado, tendências para a circularidade de resíduos alimentares em áreas urbanas puderam ser levantadas, como: (i) baixo volume de pesquisa em coleta e redução de resíduos alimentares; (ii) digestão anaeróbia é a tecnologia mais discutida; (iii) grande preocupação com tecnologias de tratamento de resíduos alimentares (iv) surgimento de biorrefinarias visando o tratamento conjunto de diversos resíduos.

Palavras-chaves: *economia circular, resíduo alimentar, cidades circulares, revisão sistemática, ciclo biológico.*

I. Introdução

As áreas urbanas estão no coração da economia mundial, são grandes consumidores de bens e serviços, incluindo a utilização de energia primária e geração de resíduos (Taelman et al., 2018). Elas representam mais de 80% da geração global do Produto Interno Bruto (PIB) (Banco Mundial, 2019). Essas áreas urbanas são suportadas por uma infraestrutura que permite sua funcionalidade, como por exemplo, redes de energia e água, agricultura e sistemas de mobilidade (Petit-Boix e Leipold, 2018). Dentro dessa infraestrutura, indústrias e consumidores produzem e demandam recursos (Petit-Boix e Leipold, 2018). Isso coloca pressão no saneamento, na reciclagem de resíduos e recuperação de recursos, e segurança alimentar (Lehmann, 2018).

O desperdício de alimentos é gerado em toda a cadeia de suprimentos, incluindo colheita, processamento e fabricação, varejo e, principalmente, no estágio de consumo (56%) (Monier et al., 2010). A perda de alimentos no uso doméstico, bem como a perda no varejo/atacado, está frequentemente associada a causas comportamentais (Borrello et al., 2017). São produtos alimentares que foram descartados em condições comestíveis. Portanto, é estritamente dependente do tipo de alimento que

as pessoas consomem e como o consomem (Ingrao et al., 2018). Dentre essas perdas estão alimentos descartados após o cozimento (sobras), alimentos descartados antes do cozimento (restos de alimentos) e resíduos não comestíveis gerados durante os processos de produção e culinária (ossos) (Fujii e Kondo, 2018).

Algumas perdas produzidas são provenientes de alimentos não comestíveis, como ossos de carne, conchas ou cascas de ovos (Ingrao et al., 2018). Essas perdas podem ser chamadas de resíduos inevitáveis (Borrello et al., 2017). Enquanto, os resíduos possivelmente evitáveis podem ser consumidos ou usados no processamento, dependendo das especificidades do processo, preferência do consumidor e regulamentos regionais (Borrello et al., 2017). Os exemplos são crostas de pão, ou que podem ser consumidos quando um alimento é preparado de uma maneira, mas não de outra, como casca de batata (possível perda de alimentos) (Teigiserova et al., 2019). Contudo, as famílias jogam fora uma quantidade enorme de alimentos que eram, em algum momento anterior ao descarte, perfeitamente comestíveis (resíduos de “alimentos evitáveis”) (Teigiserova et al., 2019). A última quantia é gerada por um conjunto de ineficiências na gestão dos fluxos de itens alimentares das famílias (Borrello et al., 2017). Essa fração comestível e evitável de resíduos é a que deve ser minimizada para levar em conta os benefícios ambientais resultantes da aplicação de estratégias de prevenção de perda de alimentos

(Ingrao et al., 2018). O restante dos resíduos alimentares costuma ser destinado a aterros sanitários ou incineração (Slorach et al., 2019).

Para que o gerenciamento dos resíduos alimentares urbanos alcance um nível ótimo, foi realizada uma interação com a bioeconomia. Em outubro de 2018, a União Europeia publicou uma atualização da Estratégia de Bioeconomia, um documento com o objetivo de abrir o caminho para uma sociedade mais inovadora, eficiente em termos de recursos e competitiva que reconcilie a segurança alimentar com o uso sustentável de recursos renováveis e, ao mesmo tempo, a proteção ambiental (Battista et al., 2019). Essa estratégia possui cinco escopos diferentes, entre eles: (i) garantir a segurança alimentar e nutricional; (ii) gerenciar recursos naturais de forma sustentável; (iii) reduzir a dependência de recursos não renováveis e insustentáveis, sejam de origem nacional ou estrangeira (Comissão Europeia, 2018).

O cenário no nível de áreas urbanas apresenta uma ampla gama de oportunidades para implementar estratégias no âmbito da Economia Circular (EC). As cidades devem se tornar grandes centros circulares de bioeconomia. Os planos circulares de desenvolvimento urbano podem se traduzir em ganhos econômicos e ambientais muito significativos (CE, 2014). Nesse nível, os sistemas de resíduos sólidos urbanos (RSU) podem apresentar oportunidades para promover a EC (Abad et al., 2019). Transformando, assim, os resíduos alimentares de um problema social em um recurso valioso

para a produção de produtos de base biológica (Russo et al., 2019).

Com todo o movimento de EC nas cidades e a bioeconomia, esse artigo responde ao questionamento “Quais são os caminhos para a circularidade dos resíduos alimentares nas áreas urbanas?” analisando as atividades e coprodutos voltados aos resíduos alimentares urbanos (domésticos e de varejo) que podem ser aplicados e relacionados entre si para fechar o ciclo desses recursos.

Este artigo está estruturado em quatro seções, apresentando além desta introdução: i) o procedimento metodológico da pesquisa, ii) resultados, iii) discussões e, iv) conclusões.

II. Procedimentos metodológicos

Essa seção apresenta os procedimentos metodológicos usados para a construção e análises do portfólio bibliográfico sobre a circularidade do resíduo alimentar nas áreas urbanas. A partir disso, iniciou-se a busca sistemática na base de dados escolhida.

Esse procedimento está dividido em cinco fases: 1) formulação da questão, 2) localização dos estudos, 3) seleção do estudo e avaliação, 4) análise e síntese, e 5) reportar os resultados. (Denyer e Tranfield, 2009). A fase 1) está disposta na seção I, de introdução, os estágios 2) e 3) apresentam-se nessa seção. No caso das fases 4) e 5), elas desenvolveram-se nas seções seguintes.

Para as fases 2 e 3, localização e seleção dos estudos, o critério de seleção das bases de dados levou em consideração as bases com maior quantidade de conteúdo. Portanto, as bases de dados escolhidas foram *Web of Science* e *Scopus*.

Para o critério de inclusão e exclusão nas bases de dados, foram selecionados apenas artigos científicos, com idioma inglês, contendo em seu título, resumo ou palavras-chave os termos referentes a resíduos de alimentos e EC. Em 2018, o Brasil lançou o “Plano de Ação em Ciência, Tecnologia e Inovação em Bioeconomia” e com o reforço realizado em 2018 pela União Europeia a área científica começou a focar na bioeconomia e EC. Por esse motivo, o ano de pesquisa foi restringido a 2019, momento em que as pesquisas iniciadas em 2018 começaram a se consolidar.

Os termos usados na pesquisa nas bases de dados para formar o portfólio bibliográfico foram (“*organic waste*” OR “*food waste*” AND “*circular economy*”). Para gerenciar as referências coletadas, utilizou-se o *software EndNote X7*, produzido pela *Thomson Reuters*.

Para a seleção dos periódicos, identificou-se no título, palavras-chave ou resumo os termos referentes à pesquisa em curso. Após essa primeira verificação, leu-se os artigos completos. Na análise sistemática buscou-se a análise de conteúdo para determinar as práticas e produtos gerados com a circularidade dos resíduos de alimentos.

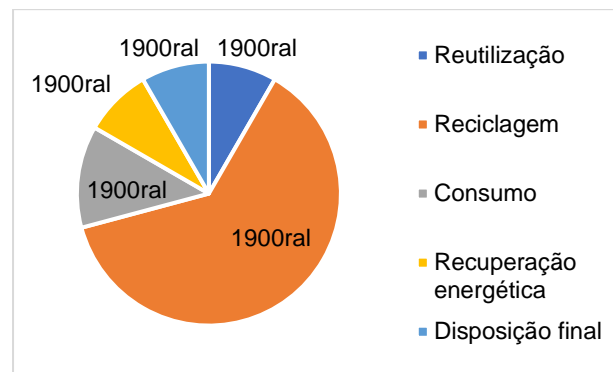
Artigos provenientes de quinze periódicos científicos foram selecionados, totalizando dezoito artigos revisados. Os periódicos pertencem principalmente aos campos de pesquisa de alimentos, biotecnologia, química e gestão de resíduos. O portfólio final de artigos conta com sete artigos teóricos e onze pesquisas empíricas. A fim de analisar o portfólio de artigos, um quadro foi elaborado visando sua divisão quanto ao tipo de recurso (resíduo) analisado no estudo, processo/tecnologia empregado, e o produto gerado.

III. Resultados e discussões

Os dezoito artigos foram classificados nas seguintes categorias, com base na hierarquia dos resíduos (Kirchherr et al., 2017): redução, reutilização, reciclagem e recuperação energética (incineração). Além da hierarquia, foi adicionado o consumo dos produtos derivados do resíduo de alimentos e disposição final. A maioria dos artigos focam na reciclagem dos resíduos de alimentos. Entretanto, alguns autores apresentaram mais de uma classificação. Sendo que, na maior parte desses artigos, há uma comparação entre as possibilidades existentes de gerenciamento desse tipo de resíduo. A Figura 1 mostra a classificação.

Essa classificação é a base para a discussão dos possíveis caminhos circulares dos resíduos alimentares nas áreas urbanas. A Tabela 1 resume os caminhos circulares.

Figura 1: Classificação dos artigos pela hierarquia dos resíduos



Redução na geração de resíduos de alimentos

Os alimentos são produtos perecíveis. Sendo assim, a redução na geração de resíduos alimentares remete a um consumo consciente, ou seja, redução na fonte (Tikka, 2019), em que a compra é feita com base na necessidade dos varejistas e das residências (Slorach et al., 2019). Portanto, varejistas devem fazer um planejamento de estoque e as pessoas devem comprar o necessário de maneira que os alimentos não estraguem ou passem da validade.

Alguns dos artigos pesquisados apresentam a redução da geração de resíduos de alimentos como a primeira etapa do gerenciamento (Russo et al., 2019; Slorach et al., 2019; Tikka, 2019). No entanto, essa prevenção não é tema principal em nenhum dos artigos selecionados.

Reutilização de resíduos alimentares

A terminologia reutilizar, no caso dos resíduos alimentares, refere-se à redistribuição organizada de alimentos vencidos do varejo (Tikka, 2019) ou de eventos (Mu'azu et al., 2019) para organizações de caridade. Nesse caso, o alimento perde seu valor de mercado, mas não perde suas características e qualidades para que seja consumido por outra pessoa (Tikka, 2019) o que diverge da diretriz da EC referente à manter o produto em seu máximo valor pelo maior tempo possível (Agovino et al., 2019).

Tikka (2019) faz uma linha cronológica desde o primeiro banco de alimentos até 2016 na Finlândia sobre a situação de doação empresarial de resíduos alimentares. Em 2013, a redistribuição de alimentos foi regulamentada (Tikka, 2019). Na Arábia Saudita, a criação do banco de alimentos saudita foi em 2010 e funciona, basicamente, por meio de uma grande fundação de caridade (Mu'azu et al., 2019). Diferente do contexto finlandês, a Arábia Saudita coleta refeições de eventos, como casamentos. Mu'azu et al. (2019) apresenta o crescimento na coleta e distribuição das refeições e a previsão de manter o crescimento.

Tabela 1: Resumo dos resultados da revisão com referência, divididos por tipo de recurso (resíduo), caminho e produto gerado

<i>Referência</i>	<i>Recurso utilizado</i>	<i>Processo/Tecnologia</i>	<i>Produto</i>
Abad et al., 2019	Fração orgânica dos resíduos sólidos municipais	Digestão anaeróbia/Co-digestão anaeróbia	Biogás (metano); Biofertilizante (líquido e sólido); Correção de pH do solo (líquido e sólido)
Agovino et al., 2019	Resíduos orgânicos, de papel, de vidro e resíduos plásticos	Coleta separada de resíduos orgânicos	-
Barampouti et al., 2019	Fração orgânica dos resíduos sólidos municipais	Biorrefinaria	Biocombustível (etanol e diesel); Biogás (metano); Biofertilizante
Battista et al., 2019	Resíduos de alimentos e lodo de esgoto municipal	Biorrefinaria: Digestão anaeróbia	Biogás (metano, hidrogênio e híbrido); Biopolímero (PHA); Biofertilizante (sólido)
Cecchi & Cavinato, 2019	Resíduos de alimentos e lodo de esgoto municipal	Planta de Tratamento de Águas Residuárias como pequenas biorrefinarias: Digestão anaeróbia/Co-digestão anaeróbia	Biogás; Biofertilizante
Elkhalifa et al., 2019	Resíduos de alimentos	Pirólise	Biochar
Hoehn et al., 2019	Resíduos de alimentos na agricultura, processamento e embalagem, distribuição e consumo	Digestão anaeróbia em conjunto com compostagem	Biogás; Biofertilizante
Loizia et al., 2019	Resíduos de alimentos municipal, resíduo líquido de abatedouro e minerais naturais	Digestão anaeróbia em conjunto com compostagem	Biogás; Biofertilizante
Lord & Sakrabani, 2019	Composto do tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos municipais	Regeneração de áreas de <i>brownfield</i>	Solo com mais nutrientes e menos contaminantes – agricultura para biomassa geradora de energia
Mu'azu et al., 2019	Excesso de alimentos de cerimônias, hotéis, festas de casamento e banquetes Resíduos de alimentos municipal	Doação, coleta e distribuição dos alimentos para organizações de caridade Digestão anaeróbia/biorrefinarias	Alimentos com qualidade; Biogás; Biofertilizante
Ng et al., 2019	Resíduos de alimentos municipais e de supermercados	Digestão anaeróbia	Biogás (eletricidade); Biocombustíveis
	Resíduos misturados municipais	Gaseificação	Biogás (eletricidade e combustível)
Panaretou et al., 2019	Fração orgânica dos resíduos sólidos municipais	Compostagem descentralizada (400 pessoas)	Biofertilizante
Peng & Pivato, 2019	Lodo proveniente da digestão anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos municipais	Diversas tecnologias para qualificar o lodo da digestão anaeróbia como um produto para regressar à terra	Biofertilizante utilizado para áreas diversas
Russo et al., 2019	Resíduos de alimentos municipal	-	Bioplástico (PHA)
Sakarika et al., 2019	Fração orgânica dos resíduos sólidos municipais	Pré-compostagem urbana descentralizada (400 pessoas) combinada com compostagem numa planta centralizada	Biofertilizante
Slorach et al., 2019	Resíduos de alimentos municipal	Digestão anaeróbia	Biogás; Biofertilizante
Tikka, 2019	Resíduos de alimentos do varejo	Doação, coleta e distribuição dos alimentos para organizações de caridade	Alimentos com qualidade
Yeo et al., 2019	Resíduos alimentares de restaurante da cidade universitária	“Lixeira inteligente para resíduos de alimentos”: fermentação descentralizada	Biocombustível

Reciclagem de resíduos de alimentos

As estratégias de gerenciamento de resíduos alimentares podem ser adaptadas de acordo com a disponibilidade de matéria-prima para resíduos na comunidade local (Yeo et al., 2019), capacidade da instalação de valorização de resíduos (Peng & Pivato, 2019), distância do transporte de resíduos (Sakarika et al., 2019), valor da geração de produtos (Russo et al., 2019) e incentivos fiscais (Ng et al., 2019). A maior parte do portfólio apresenta soluções tecnológicas para a reciclagem centralizada. Apenas quatro artigos trouxeram pesquisas voltadas a reciclagem descentralizada (Cecchi & Cavinato, 2019; Ng et al., 2019; Panaretou et al., 2019, Sakarika et al., 2019).

As práticas atuais de reciclagem de alimentos concentram-se principalmente na digestão anaeróbia e compostagem (Abad et al., 2019; Panaretou et al., 2019), pois essas são indicadas por diretrizes da União Europeia (Ng et al., 2019). Com a diretriz de Bioeconomia Circular (Comissão Europeia, 2018), houve o surgimento das biorrefinarias (Battista et al., 2019). A biorrefinaria consiste na união de diversas tecnologias para a recuperação máxima de resíduos alimentares (Barampouti et al., 2019). Sendo assim, há combinação de empresas numa simbiose industrial (Peng & Pivato, 2019) e o compartilhamento de insumos, como esgoto doméstico, resíduos alimentares (Cecchi & Cavinato, 2019), e resíduos municipais sem separação (Ng et al., 2019).

Consumo dos produtos derivados de resíduos de alimentos

A recuperação de recursos do resíduo de alimentos pode ser realizada de maneira mais eficaz, se for fornecido um serviço de coleta de resíduos de alimentos separado (Agovino et al., 2019). Mais do que isso, a conscientização e educação da população para separação (Panaretou et al., 2019) e o entendimento da intenção dos consumidores de adquirir produtos derivados dos resíduos alimentares (Russo et al., 2019) são importantes para o fechamento desse ciclo (Russo et al., 2019). Ainda, Lord & Sakrabani (2019) e Peng & Pivato (2019) apresentam possibilidades para a valorização dos compostos resultantes da reciclagem dos resíduos de alimentos. Russo et al. (2019) identificam os facilitadores para aceitação dos consumidores em produtos de bioplástico.

Recuperação energética e disposição final

A incineração com recuperação de energia e aterramento com coleta de biogás ainda são os principais encaminhamentos dentro do gerenciamento dos resíduos alimentares (Hoehn et al., 2019). Portanto, Hoehn et al. (2019) comparam esses com digestão anaeróbia junto a compostagem no que condiz a geração de energia. E, Slorach et al. (2019) comparam com digestão anaeróbia em referência a geração de energia e fertilizante. Sendo que, os dois artigos mostram o maior potencial energético dos tratamentos de digestão anaeróbia diante de incineração e aterramento.

IV. Discussões

O objetivo da EC não é a criação de ciclos de fluxos de materiais e energia. Dessa forma, a redução da geração dos resíduos alimentares é o ponto de partida para atividades voltadas à EC. Quando os alimentos não atingem seu objetivo principal, eles perdem valor e possuem esses curtos caminhos circulares até voltarem como nutrientes ao meio ambiente. Assim mesmo, eles podem ser aterrados ou incinerados, processos que impedem a regeneração do sistema natural. Assim, o primeiro caminho circular, a redução, passa diretamente pela conscientização da população. Dessa forma, no contexto da bioeconomia, nota-se que o desenvolvimento de políticas públicas integradas que abordem tanto o tratamento dos resíduos quanto a criação de campanhas informativas se torna imprescindível para a promoção de melhores caminhos circulares.

No entendimento que há a importância da propagação dos princípios da EC para a população, deve-se repensar o modo de consumo antes de seguir um caminho que tenha a geração de resíduo como negócio. Assim, as áreas urbanas por serem o ponto final da economia linear e terem poder de demanda podem estimular o uso máximo do alimento e optar por caminhos circulares regenerativos para os resíduos alimentares inevitáveis, ampliando a extração de valor, e ainda contribuindo para seu uso subsequente em outras cadeias produtivas, como a do bioplástico e da biorrefinaria.

V. Conclusões

Por meio da revisão bibliográfica apresentada, esta pesquisa levantou pontos chave referentes à circularidade de resíduos de alimentos em áreas urbanas, como: (i) a coleta e redução de resíduos alimentares não são as temáticas mais estudadas para a solução dessa problemática; (ii) digestão anaeróbia é a tecnologia mais discutida (indicando a influência das diretrizes europeias); (iii) maior discussão sobre tecnologias de tratamento de resíduos do que a qualidade e valor dos produtos gerados e (iv) biorrefinarias surgem visando o tratamento conjunto de diversos resíduos e geração de produtos variados.

A forma que são pensados os caminhos circulares desses resíduos leva a um paradoxo, em que as tecnologias voltadas ao fechamento desse ciclo dependem do desperdício de alimentos. Dentre as opções circulares vistas na pesquisa - redistribuição a organizações carentes, transformação do resíduo para geração de biogás, biocombustível, biofertilizantes e bioplásticos – foi verificado um enfoque do uso em grande escala de resíduos alimentares em divergência à redução de sua geração. Sendo assim, adicionar os resíduos alimentares na bioeconomia pode gerar um risco, pois cria-se um sistema dependente do desperdício (Teigiserova et al., 2019; Tikka, 2019).

Este é um tema emergente, porém se identificou a falta de aprofundamento científico na redução dos resíduos de alimentos evitáveis e a ênfase na reciclagem dos resíduos alimentares sem

distinção (evitáveis ou não). Portanto, recomenda-se estudos que quantifiquem e caracterizem os resíduos alimentares como conhecimento para possibilitar a tomada de decisão do caminho circular a ser seguido.

Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer à CAPES e à UFSC por financiar este estudo.

Referências bibliográficas

- Abad, V., Avila, R., Vincent, T et al. *Bioresour. Technol.* (2019). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.03.064>.
- Agovino, M., Ferrara, M., Marchesano, K. et al. *Economia Politica* (2019). <https://doi.org/10.1007/s40888-019-00153-9>.
- Banco Mundial (2019). *Urban Development Overview*. Washington, EUA.
- Barampouti, E.M., Mai, S., Malamis, D. et al. *Renew. Sust. Energ. Rev.* (2019). <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.04.005>.
- Battista, F., Frison, N., Pavan, P. et al. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* (2019). <https://doi.org/10.1002/jctb.6096>.
- Borrello, M., Caracciolo, F., Lombardi, A. et al. *Sustainability* (2017). <https://doi.org/10.3390/su9010141>.
- Cecchi, F. e Cavinato, C. *Int. J. Environ. Res. Public Health* (2019). <https://doi.org/10.3390/ijerph16162860>.
- Collen, Z., Richard, E.B., Philip, C.E. et al. *Renew Sustain Energy Rev* (2014). <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.05.050>.
- Comissão Europeia. *Sustainable & circular bioeconomy, the European way*. Brussels, BE, 2018.
- Comissão Europeia. *Towards a circular economy: A zero waste programme for Europe*. Brussels, BE, 2014.
- Denyer, D. e Tranfield, D. (2009). *Producing a systematic review*. The Sage handbook of organizational research methods (p. 671–689). Sage Publications Ltd.
- Elkhalifa, S., Al-Ansari, T., Mackey, H.R. et al. *Resour Conserv Recy.* (2019). <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.01.024>.
- Fujii, H. e Kondo, Y. *J Clean Prod* (2018). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.241>.

Hoehn, D., Margallo, M., Laso, J. et al. *Energies* (2019). <https://doi.org/10.3390/en12040767>.

Ingrao, C., Faccilongo, N., Di Gioia, L. et al. *J Clean Prod.* (2018). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.02.267>

Kirchherr, J., Reike, D. e Hekkert, M. *Resour Conserv Recy.* (2017). <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.09.005>

Lehmann, S. *City, Culture and Society* (2018). <https://doi.org/10.1016/j.ccs.2017.10.003>.

Loizia, P., Neofytou, N. e Zorpas, A.A. *Environ Sci Pollut Res.* (2019). <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3519-4>.

Lord, R. e Sakrabani, R. *Sci. Total Environ.* (2019). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.174>.

Monier, V., Mudgal, S., Escalon, V. et al. (2010). *Preparatory study on food waste across EU 27: Final Report*. Disponível em: http://ec.europa.eu/environment/eussd/pdf/bio_foodwaste_report.pdf. Acesso em 20 jan. 2020.

Mu'azu, N.D., Blaisi, N.I., Naji, A.A. et al. *J Mater Cycles Waste Manag.* (2019). <https://doi.org/10.1007/s10163-018-0808-4>.

Ng, K.S., Yang, A. e Yakovleva, N. *J Clean Prod.* (2019). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.136>

Panaretou, V., Vakalis, S., Ntolka, A. et al. *Environ Sci Pollut Res.* (2019). <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05307-7>.

Peng, W. e Pivato, A. *Waste Biomass Valor* (2019). <https://doi.org/10.1007/s12649-017-0071-2>.

Petit-Boix, A. e Leipold, S. *J Clean Prod* (2018). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.281>.

Russo, I., Conferente, I., Scarpi, D. et al. *J Clean Prod* (2019). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.02.044>.

Sakarika, M., Spiller, M., Baetens, R. et al. *J. Waste Manag.* (2019). <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.04.049>.

Slorach, P.C., Jeswani, H.K., Cuéllar-Franca, R. et al. *J. Environ. Manage.* (2019). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.02.001>.

Taelman, S.E., Tonini, D., Wandl, A. et al. *Sustainability* (2018). <https://doi.org/10.3390/su10072184>.

Teigiserova, D.A., Hamelin, L. e Thomsen, M. *Resour Conserv Recy.* (2019). <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.05.003>.

Tikka, V. *Agric Hum Values* (2019). <https://doi.org/10.1007/s10460-019-09916-3>.

Yeo, J., Chopra, S.S., Zhang, L. et al. *J. Environ. Manage.* (2019). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.119>.

Economia circular na agricultura, como ocorre na prática? Uma revisão sistemática.

Daiane Pereira de Souza ¹

Claudio Favarini Ruviaro²

Rita Therezinha Rolim Pietramale ²

Ariana Benites Padua²

Matheus Vanzella²

Carolina Obregão da Rosa¹

1 Programa de Pós-Graduação em Agronegócios - Universidade Federal da Grande Dourados - UFGD¹

2 Programa de Pós-Graduação em Zootecnia - Universidade Federal da Grande Dourados – UFGD²

*daihpereiradsouza@hotmail.com

Resumo

A circularidade precisa ser compreendida em todas as esferas, não apenas na industrial, e associada a ideia de reciclagem dos lixos e resíduos. Preliminarmente, o mundo precisa aprender a ser circular, solucionar antes de ser problema. Desta forma, a fim de se evidenciar como é a economia circular na agricultura e quais as ferramentas utilizadas, para tanto essa revisão buscou mostrar as metodologia adotada para avaliar a Circularidade em cultivos agrícolas. Neste âmbito, a agricultura sustentável pode ser definida como uma forma de gerenciar a utilização do ecossistema agrícola de maneira a manter a diversidade biológica, capacidade de regeneração, vitalidade, produtividade e a capacidade de cumprir importantes impactos ecológicos, econômicos e funções sociais nos níveis local, nacional e global, sem prejudicar o ecossistema. Selecionamos as literaturas publicadas durante os anos de 1995 ao início do ano de 2021. Através da literatura sistemática revelou-se as inter-relações existentes com possíveis trocas ou as sinergias entre os diferentes aspectos das dimensões da economia circular. A literatura atual sobre economia

circular, no âmbito da agricultura, pode apoiar a discussões informadas sobre lacunas de conhecimento e ajudar a priorizar pesquisas futuras em nível de agronegócios, bem como, a aplicar novas formas de ver a circularidade nessa esfera. Ademais, as conclusões deste estudo visam assegurar um embasamento importante para a discussão e priorização de futuras ações com o intuito de expandir o conhecimento acerca da economia circular apoiada no uso da Avaliação do Ciclo de Vida no domínio da agricultura.

Palavras-chaves: *Simbiose industrial, Sustentabilidade, Produção, Economia Verde, ACV*

Introdução

Desde 2010, termo Economia Circular (EC) vem se espalhando rapidamente no vocabulário padrão da política ambiental (Akerman, 2020), por ser uma abordagem ecológica que obedece aos princípios dos 3R (Reduzir, reutilizar e reciclar) (ZHAIM, SHANGJE, 2010). A EC analisa as relações de correspondência mútua entre os seres vivos e seu meio social, econômico e/ou ambiental; ao longo dos anos pesquisados, as citações que se pautam com a EC foram encontradas de várias formas, tais como: sustentabilidade, baixo carbono, energia sustentável, parques ecológicos industriais, simbiose industrial, biogás entre outras terminologias que se correlacionam. Pode-se dizer que não existe, ainda, somente uma definição sobre EC, visto que ainda se encontra em constante construção do que se trata essa ciência. Ademais, refere-se a um conceito contestado sem definições unificadas

(KORHONEN, et al. 2018; AKERMAN, et al. 2020).

Os princípios da EC, segundo Ellen MacArthur Foudation (2019), se norteiam nos valores dos produtos, coprodutos e subprodutos que devem ser maximizados em todas as fases da cadeia de abastecimento e entre as cadeias, com o objetivo de manter os insumos e produtos em sua maior utilidade em todos os momentos. O capital principal (natural) deve ser preservado e aprimorado pela substituição de estoques finitos de recursos renováveis. A eficácia do sistema deve ser promovida pela identificação e eliminação de externalidade negativas como resíduos e poluição.

Portanto, a EC busca demonstrar como podemos utilizar os recursos naturais, de modo a serem infinitos. Envolvendo estratégias de desenvolvimento sustentável, proteção ambiental, produção limpa, consumo ecológico, regeneração e reaproveitamento de resíduos, alinhando equidade social, qualidade ambiental e bem-estar econômico (SECCO et al, 2020).

Não obstante a relevância dos diversos setores da economia, a agricultura é uma atividade que tem por característica utilizar parte dos recursos naturais a fim de nutrir o solo para o cultivo de vegetais úteis ao homem e/ou para a criação de animais. Ademais, apropria-se de um conjunto de técnicas utilizadas para cultivar plantas com o objetivo de obter alimentos, bebidas, fibras, energia, matéria-prima para roupas,

construções, medicamentos, ferramentas, ou apenas para contemplação estética.

Denota-se que a EC agrícola tem os princípios básicos alicerçados na EC nos seus primeiros casos de sucesso no sistema industrial de países desenvolvidos. (LI, DENG, YE, 2011; AN HAI-YAN et al, 2009); onde combinam-se o desenvolvimento agrícola com a produção ambiental; recuperação do ambiente ecológico danificado, redução das entradas de recursos, diminuição dos danos dos resíduos agrícolas e realização da harmonia da produção agrícola (ZHAIM, SHANGJE, 2010). A EC é altamente dependente do funcionamento dos solos e da terra para a produção de alimentos e outras biomassas (BREURE, LIJZEN, MARING, 2018).

A EC nas questões agrícolas, consiste em reduzir a utilização de recursos não renováveis e as emissões de poluentes na produção para restaurar e garantir a regeneração do solo, água, florestas e recursos de propagação, para prevenir a intrusão de espécies nocivas, para fazer uso máximo do material e energia na produção agrícola (WANG JING, 2012). Todo produto residual torna-se um recurso, e alguns desses podem ser retirados de um esquema de produção e usados em outros sem serem descartados. A EC baseia-se na capacidade de recuperação de recursos do local que ainda não estão em circulação, superprodução e resíduos; em vez de importar, gerando assim uma agricultura sustentável, preservando a fertilidade do solo, ajudando a alocar o uso

adequado para os resíduos e resíduos orgânicos (DONIA, MINEO, SGROI, 2018).

Neste sentido, a EC na agricultura é vista como uma estratégia chave para produzir commodities, fazendo um eficiente uso dos recursos, evitando desperdícios desnecessários e gerando emissões de baixo carbono (YAZDANI, GONZALEZ, CHATTERJEE, 2019). Deste modo, é necessário projetar diferentes maneiras de EC de acordo com as características de cada região, buscando aumentar a eficiência e estabelecer diretrizes mais elaboradas de como mensurar a circularidade. (Meng, et al, 2020). O escopo desta revisão sistemática da literatura visa mostrar as dotações que se usam para avaliar a Circularidade em cultivos agrícolas. Entender como é mensurada a circularidade na agricultura e qual análise é útil para avaliar se as estratégias de EC são mais sustentáveis do que os modelos econômicos lineares - tradicionais em sistemas de produção agrícolas. Assim, o objetivo deste trabalho é levantar artigos científicos e verificar quais metodologias mensuram a EC na agricultura. Para abordar este tema, as seguintes questões de pesquisa serão respondidas: (1) quais os métodos aplicados para mensurar a circularidade; (2) como e quais métodos são combinados com outras abordagens na medição da circularidade; e (3) se os resultados de impacto foram usados para aumentar a compreensão das implicações de sustentabilidade das estratégias de EC.

2. Matérias e métodos

Seguiu-se a lista de verificação adaptada para uso com submissões de protocolo para Revisões Sistemáticas dada em Moher D et al: Declaração de 2015 de itens de relatório preferidos para protocolos de revisão sistemática e meta-análise (PRISMA-P).

Para selecionar e identificar os principais artigos científicos foi realizada uma pesquisa usando as principais fontes de informação, juntamente com a combinação de palavras chaves sobre o tema, para obter uma amostra da literatura publicada e assim atingir o objetivo proposto.

Abaixo as palavras chaves utilizadas nas bases de dados, Web of Science, Scopus e Science Direct, foram: (TI=(agric.*AND circular economy AND life cycle assessment), (TI=(agric.*AND circular economy AND livestock), (TI=(agric.*AND circular economy AND crop), (TI=(agric.*AND circular economy AND Land use), (TI=(agric.*AND circular economy AND rural), (TI=(agric.*AND circular economy AND smallholder), (TI=(agric.*AND circular economy AND production), (TI=(agric.*AND circular economy AND farm), (TI=(agric.*AND circular economy)

Na etapa de “identificação” do fluxograma PRISMA, um conjunto de palavras-chave foi selecionado com base na formulação da pergunta, ou seja, o escopo da pesquisa, que consistiu na busca de todos os documentos que propusessem abordagens de economia circular

na agricultura, para mensurar a vias circulares empíricas. A pesquisa bibliográfica foi realizada nas bases de dados Scopus, Web of Science e Science Direct, por meio da combinação das principais palavras-chave utilizando operadores booleanos (AND). A pesquisa foi realizada nos campos “título”, “resumo” e “palavras-chave” para as principais palavras-chave e em “todos os campos” para os demais termos, ou seja, agric*. As bases de dados foram consultadas em outubro de 2020.

As buscas nas bases de dados Scopus, Web of Science e Science Direct resultaram em 64, 21 e 1035 artigos, respectivamente, tendo um total de 802 artigos duplicados. Posteriormente a exclusão dos artigos duplicados, resultou em 318 documentos, os quais foram submetidos a um processo de triagem. Uma primeira seleção foi feita por meio da ferramenta “Refinar Resultados” das bases de dados utilizadas para excluir revisão e material editorial e incluir apenas o idioma inglês. Em seguida, apenas referências indexadas foram consideradas. Uma segunda triagem foi realizada com base no conteúdo dos resumos, excluindo artigos de discussão, ou fora do tópico e estudos que não enfocassem o setor agrícola ou abordagens sobre EC. Ao fazer isso, 45 artigos foram avaliados quanto à elegibilidade por meio da leitura do texto completo em profundidade. Os estudos que não enfocavam diretamente a questão da medição quantitativa da circularidade foram descartados.

Por meio da aplicação dos critérios anteriormente especificados, o total de artigos encontrados foi reduzido a um portfólio final de 33 artigos representativos que integraram a síntese qualitativa.

Tabela 1 - Critérios de seleção dos artigos para revisão.

Critérios de inclusão

- (a) Trabalhos publicados e disponíveis para download
- (b) Trabalhos que tratam especificamente sobre economia circular na agricultura
- (c) Trabalhos que abordam métodos de mensuração de economia circular
- (d) Trabalhos publicados em inglês

Critérios de exclusão

- (a) Trabalhos que não foram possíveis de serem encontrados ou fazer download do PDF;
- (b) Trabalhos que não avaliam, ou não mensuram, a economia circular na agricultura;
- (c) Trabalhos publicados como resumo expandido ou pôster
- (d) Trabalhos publicados em outra língua estrangeira que não sejam em Inglês;
- (e) Trabalhos que apresentam avaliações sobre economia circular sem apresentar o método utilizado;
- (f) Trabalhos que são estudos de revisão (bibliométricos, sistemáticos entre outros).

Fonte: elaborado pelo autor.

Uma matriz de avaliação foi elaborada para sintetizar as evidências da pesquisa, classificando os artigos selecionados de acordo com vários critérios integrados. Todos os artigos revisados foram categorizados por informações bibliométricas (autores, ano de publicação, título, periódico); estatística descritiva que se refere ao local de aplicação do estudo de caso; campo de aplicação (a área de

atividade agrícola); o principal produto em estudo; tópicos importantes sobre circularidade; e dados relevantes sobre métodos de avaliação de circularidade e seus indicadores (métodos usados).

Uma vez que a matriz foi concluída, os dados de entrada foram comparados e os resultados foram extraídos qualitativa e quantitativamente para destacar informações e relacionamentos significativos. Os principais destaques e conclusões dos estudos selecionados são relatados na seção seguinte.

3. Resultados e Discussões

A análise descritiva baseou-se na distribuição dos artigos revisados ao longo dos anos, por país (com base no local de aplicação do estudo de caso), distribuição por periódico, área de aplicação (resultado do argumento principal ou tema de estudo), principal produto de referência (que se refere ao produto analisado no estudo de caso) e os tópicos mais comuns que dominam a literatura de EC.

Os 33 artigos selecionados foram publicados no período de 1995 a 2021. Os artigos já publicados em 2021 que se encontravam disponíveis on-line e para download em fevereiro de 2021 e que foram abarcados pelas palavras chaves, foram considerados e inclusos na refinação dos dados. Os resultados revelaram um aumento exponencial do número de publicações relativas à aplicação de EC na agricultura como métricas práticas de circularidade no setor nos últimos 7 anos.

A abordagem dos artigos apresenta, em sua grande maioria, questões ambientais. Desde 1995, o primeiro artigo que aborda nomenclatura de EC, traz em si uma visão de ecologia industrial com os princípios da EC; prevenir a poluição, reduzir o desperdício e estimular a reutilização e reciclagem de materiais; abordando questões sobre produtividade 'verde', avaliando a quantidade de materiais considerados como resíduos de indústrias e desperdício de alimentos, em comparação com várias outras categorias de produtos. (WERNICK; AUSUBEL, 1995).

A próxima publicação ligada à agricultura, ocorreu entre 2009 a 2011, e os temas abordados se relacionam as questões ambientais, tais como projetos de poços de geração de metano com utilização de palha em construção, um ciclo entre o tratamento de palha e o esterco animal; agricultura familiar e sua grande escola produtiva por meio da circularidade da agricultura na província de Yunnan. Nos anos de 2013 a 2014 não houve publicações com objetivo dessa revisão, retornando em 2015 com o tema: estudo sobre sustentabilidade das oliveiras, sequestro de carbono no solo por meio do biochar, *trade-off* entre sequestro de carbono e economia circular. Em 2016 não houve publicação relacionada a pesquisa; retornando 2017 com a cadeia de valor da carne suína e, também, com questões ambientais de como os impactos ambientais precisam ser enfrentados.

A partir dos últimos anos, mais especificamente entre 2018–2021, grandes esforços foram feitos

para o desenvolvimento de estudos para medir a circularidade. Em particular, 27 documentos foram publicados, em 2020 obtivemos um resultado expressivo de 12 artigos. Da mesma forma ocorreu com a revisão sistemática dos autores Stillitano et al. (2021), onde obtiveram o mesmo período de ênfase de artigos catalogados, sendo que o enfoque dos autores recaiu sobre circularidade com a utilização da metodologia ACV (Avaliação do Ciclo de Vida), os autores também denotam o fato dos artigos serem expressivos em relação as questões ambientais.

Para tanto, até o presente momento, ainda não se encontrou na literatura, de forma consistente, um modelo único de mensuração da EC que considere vários aspectos; ambiental, social e econômico (SECCO et al., 2020). O que se observa é uma tendência em se fixar nas questões ambientais por meio de outras metodologias.

De acordo com o local de aplicação dos estudos de caso, as publicações variam entre países. A Espanha representa 15% das publicações, seguida da China com 12%. Essas descobertas foram consistentes com os resultados relatados por (HOMRICH et al., 2018) que demonstraram o grande interesse dos estudiosos europeus e chineses pelo desenvolvimento de modelos de EC também no setor da agricultura. Fora do continente europeu, a China representa o maior contribuinte na pesquisa deste tópico, corroborando com a pesquisa de Stillitano et al. (2021). Provavelmente, isso se deve a uma

solicitação do governo chinês em estimular ações em prol do meio ambiente, também via EC (GHISELLINI, et al 2016). O interesse em mensurar EC para usar como estratégia, apoio a tomadas de decisões e até mesmo como políticas públicas, aparenta estar crescendo no Brasil e na Inglaterra, com três e duas publicações, respectivamente.

Quanto ao tipo de contribuição, todos os 33 artigos foram publicados em periódicos científicos internacionais com revisão por pares. Todas as revistas científicas abordaram temas de sustentabilidade e questões ambientais.

Os principais argumentos abordados nos estudos analisados, que norteiam em três temas: resíduos (agro resíduos), reciclagem, e mensuração dos aspectos sociais, ambientais e sustentabilidade. Como observado 73% dos artigos tratam sobre utilização dos resíduos, que variam entre utilização, realocação, reaproveitamento na área de estudo, e até mesmo utilização dos resíduos para reciclagem. Seguindo, as questões de reciclagem dos produtos (18%), onde abordavam também temas de biochar e pirólise. Análise dos aspectos sociais e ambientais da sustentabilidade, representou apenas 9% dos estudos, que neste caso, eram casos que já utilizavam um dos princípios da EC e em sua maioria buscava verificar se os estudos permaneciam sustentáveis e quais seus impactos.

Chama atenção a utilização de compostagens e reciclagem dos produtos agrícolas, que até recentemente era algo inovador e mecanizado. A reciclagem de resíduos no setor de alimentos e bebidas em geral, pode fornecer modelos de negócios eco social inovadores que podem nortear um modelo de cascata e circular. Ressaltando que a inovação para sistemas de valorização sustentáveis baseados em resíduos não se limita a aplicações tecnológicas dispendiosas ou elaboradas, mas precisa de soluções inovadoras sistêmicas para economias mais eficientes em termos de otimização no uso de recursos com redução significativa de desperdício de alimentos e matérias-primas (MATRAPAZI; ZABANIOTOU, 2020). Algumas ferramentas foram utilizadas para tentar mensurar a circularidade do produto; diga-se tentar, pois ainda não existe uma única metodologia abordada que esteja consolidada a fim de se calcular ou definir que o objeto de estudo considerado seja circular.

A maioria, se não todos os artigos, buscaram fundamentar ou enquadrar uma metodologia que se consolidasse em quantificar ou mensurar a circularidade do objetivo do estudo. Dos 33 artigos, 49%, buscaram através das análises estatísticas, principalmente a ANOVA, alcançar seus objetivos. Como Bekchanov e Mirzabaev (2018) justificam, os modelos matemáticos são ferramentas eficazes para melhorar a tomada de decisão sobre o gerenciamento ideal de resíduos com externalidades ambientais e custos de gerenciamentos mínimos; desde avaliação de

análises multicritérios, simulações de cenários, e modelagem de otimização na programação circular em torno do objetivo dos artigos.

Outra metodologia bastante usada e consolidada para avaliar os vários fatores sustentáveis, é a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), que representou 15% dos artigos estudados, onde autores como Stillitano et al. (2021) e Colley et al. (2020) salientam que a ACV tem sido usada para analisar os impactos ambientais das cadeias de abastecimento, além de ser uma ferramenta útil para selecionar as opções de EC e identificar o melhor cenário futuro. A ACV foi considerada por todos os autores como a metodologia mais adequada para avaliar produtos, serviços, tecnologias na perspectiva da EC, incluindo estudos sobre biomassa para fins energéticos, produtos alimentares, produtos bioquímicos e biocompósitos, redução de resíduos e valorização de resíduos também para recuperação de energia e fabricação de produtos a partir de matérias-primas (renováveis ou não renováveis).

Embora o uso de métodos clássicos de avaliação de impacto, como já mencionado, possam fornecer uma avaliação mais robusta do uso de recursos, eles não permitem uma avaliação completa de estratégias circulares, que muitas vezes são baseadas em outros fatores fundamentais, como a vida útil do produto ou a unidade funcional, entendida também como a unidade de medida de uso do produto. Pode-se elaborar o mesmo produto, usando o mesmo número de recursos, mas, ao aumentar a

eficiência desses recursos ao prolongar a vida útil do produto, podemos contribuir positivamente para aumentar a circularidade do processo (STILLITANO et al., 2021).

Dentre os estudos avaliados, também se obteve 21% deles distribuídos em abordagens metodológicas acerca de ensaios de laboratórios (9%), análise de pirólise (6%) e Survey (6%). Os ensaios de laboratório foram estudos de casos onde se construía um cenário teste, ou em laboratórios com todo o ambiente controlado, mesmo se trabalhando com resíduos ou reciclagem de produtos. Um dos artigos que abordam pirólise foi o estudo de Ktori; Kamaterou; Zabaniotou (2018), onde a pirólise do pó de café foi realizada em um reator do tipo amostra cativa de malha de arame em escala de laboratório, com cenários pré-montados e controlados. Essa observação é relevante pois na agricultura, em geral, não se tem esses cenários controlados, afinal eventos climáticos e ambientais não são controlados.

Outro ponto, foram os estudos sobre viabilidades econômicas (9%) que abordaram principalmente questões sobre reciclagem dos resíduos, por meio de biogás, ou compostagens. Embora a reciclagem seja muitas vezes considerada como um fator que conduz automaticamente a um benefício ambiental, o benefício real depende do impacto da matéria-prima, do processo de reciclagem e da retenção de valor (RV) após o processo. Os indicadores de desempenho existentes de uma economia circular falham em capturar a dimensão da

sustentabilidade de vários processos de RV (STUCKI et al., 2021).

O estudo dos autores como Bekchanov; Mirzabaev (2018), utilizaram a modelagem por meio da viabilidade para calcular da recuperação de nutrientes, desenvolvendo um modelo de otimização econômica para analisar e comparar os custos de despejo a céu aberto e produção de composto a partir de resíduos orgânicos com sua subsequente comercialização interprovincial no Sri Lanka. Já no caso dos autores Donia; Mineo; Sgroi, (2018) foi analisado um projeto de viabilidade para a realização de uma usina de biogás em uma empresa do setor vitivinícola localizada no centro-sul da Sicília.

A implementação bem-sucedida de projetos de compostagem em larga escala exigirá melhor contabilidade e planejamento de resíduos embora esses estudos demonstrem que as instalações de compostagem para reciclar resíduos orgânicos diminuirão os custos totais de gerenciamento de resíduos além de fertilizantes.

Conclusão

Esta revisão forneceu uma imagem das aplicações das metodologias propostas para circularidade de processos e produtos na agricultura. Surgiram luzes e sombras em relação entre a medição da circularidade e as métricas de EC, embora os aspectos sejam complementares. As metodologias de medição se assemelham muito quando colocado ao lado

da metodologia da avaliação do ciclo de vida juntamente com uma métrica estatística.

Os pesquisadores não exploram as possibilidades oferecidas pelas metodologias, limitando sua aplicação a uma avaliação de impacto clássica, desconsiderando a quantificação material da circularidade. Em sua grande maioria é aplicado o uso conjunto de indicadores de impacto e indicadores de circularidade por meio de métricas estáticas, mas existe estudos que se limitaram a serem utilizados sozinhos. A avaliação da EC exige uma extensão dos limites das metodologias propostas. Apesar das limitações, ficou evidente como as metodologias permitem uma melhor compreensão das implicações de sustentabilidade das estratégias de EC, principalmente a ACV, que não foi totalmente implementada ou explorada para fornecer uma medida de circularidade em uma perspectiva de ciclo de vida; entretanto, permitem avaliar os impactos ambientais, econômicos e sociais das estratégias circulares.

Referencias

BEKCHANOV, M.; MIRZABAEV, A. Circular economy of composting in Sri Lanka: Opportunities and challenges for reducing waste related pollution and improving soil health. *Journal of Cleaner Production*, v. 202, p. 1107–1119, 2018.

COLLEY, T. A. et al. Using a gate-to-gate LCA to apply circular economy principles to a food processing SME. *Journal of Cleaner Production*, v. 251, p. 119566, 2020.

DONIA, E.; MINEO, A. M.; SGROI, F. A methodological approach for assessing business investments in renewable resources from a circular economy perspective. *Land Use Policy*, v. 76, p. 823–827, 2018.

HOMRICH, A. S. et al. The circular economy umbrella: Trends and gaps on integrating pathways. *Journal of Cleaner Production*, v. 175, p. 525–543, 2018.

KTORI, R.; KAMATEROU, P.; ZABANIOTOU, A. Spent coffee grounds valorization through pyrolysis for energy and materials production in the concept of circular economy. *Materials Today: Proceedings*, v. 5, n. 14, Part 1, p. 27582–27588, 2018.

MATRAPAZI, V. K.; ZABANIOTOU, A. Experimental and feasibility study of spent coffee grounds upscaling via pyrolysis towards proposing an eco-social innovation circular economy solution. *Science of The Total Environment*, v. 718, p. 137316, 2020.

SECCO, C. et al. Circular economy in the pig farming chain: Proposing a model for measurement. *Journal of Cleaner Production*, v. 260, p. 121003, 2020.

STILLITANO, T. et al. Sustainable agri-food processes and circular economy pathways in a life cycle perspective: State of the art of applicative research. *Sustainability (Switzerland)*, v. 13, n. 5, p. 1–29, 2021.

STUCKI, M. et al. How life cycle-based science and practice support the transition towards a sustainable economy. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2021.

WERNICK, I. K.; AUSUBEL, J. H. National material metrics for industrial ecology. *Resources Policy*, v. 21, n. 3, p. 189–198, 1995.

Tendências da rede de valor na economia circular: uma revisão sistemática

Dánika Andrea Castillo Ospina [1];

Camila Gomes Zaghetto [1];

Fabiana Rezende Queiroz;

Aldo Roberto Ometto [1]

^[1] Escola de engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
dnkcastillo@usp.br

Resumo

O modelo linear de produção tem chegado aos seus limites, uma vez que a estimativa do volume de resíduos descartados sobrepassa a capacidade de suporte do meio ambiente e que a escassez dos recursos se converte numa realidade. A economia circular (EC) nasce como alternativa para enfrentar as consequências do modelo de extração-produção-descarte, garantindo o longo prazo do valor e da qualidade do produto. No entanto, manter o valor do produto implica uma reestruturação do modelo de negócios, do design do produto e das relações dos diferentes stakeholders. Portanto, é necessário entender como se captura, cria e propõe o valor dentro da rede de relações direcionadas ao aumento da circularidade do produto no mercado. Assim, o objetivo desta pesquisa é identificar a forma na qual a rede de valor da EC está sendo estudada na academia, identificando o estado da arte no tema durante os últimos dez anos. Para isso, se realizou uma revisão bibliográfica sistemática em três bases dados e se selecionaram artigos publicados em journals indexados. Destes se identificaram guias preliminares para estabelecer a rede de valor na EC e estudos sobre a análise da rede de valor dentro de casos que usam a EC como modelo. Apesar da importância de estudar a rede de valor para o processo de transição à EC, se observou pouco desenvolvimento do tema, mostrando a necessidade desenvolver propostas de ferramentas,

instrumentos e modelos que funcionem de suporte para o estudo do valor dentro do modelo circular.

Palavras-chave: *Modelo de negócios circular, Criação de valor compartilhado, Pensamento sistêmico, Stakeholders.*

1. Introdução

O conceito de Economia Circular (EC) surgiu como uma alternativa para o modelo linear de produção, que consiste em explorar, produzir, consumir e descartar. A EC é um modelo regenerativo por si só, que busca repensar a forma de produzir e os modelos de negócio (EMF, 2013).

A EC tem como princípios diminuir o fluxo de recursos através do aumento da extensão da vida útil do produto, fechar o fluxo de recursos entre produção e pós consumo e aumentar a eficiência do uso de recursos usando menos quantidade de matéria prima por produto (BOCKEN et al, 2016).

Assim como as mudanças nos fluxos produtivos, o pensamento sistêmico também é um princípio relacionado à economia circular. É uma visão holística, não linear, que compreende a existência de um sistema de organizações e suas complexas relações. Assim, é possível entender as possibilidades de criação de valor de uma organização e como o seu modelo de negócio pode influenciar o sistema como um todo (EMF, 2013).

A forma como estes princípios são aplicados no sistema de produto é influenciada pela

arquitetura do modelo de negócio. Para isso é necessário reconhecer que o modelo negócio forma parte de cinco sistemas: a rede de valor (de capital e informação), a cadeia do produto (de fluxos de recursos *upstream* e *downstream*), a rede de inovação, a rede regulatória e a rede local de recursos naturais, infraestrutura e colaboradores (JORGENSEN e FORMAN, 2018).

A rede de valor considera o capital e a informação do ciclo de vida do produto para o fluxo de recursos entre consumidores, usuários e fornecedores. Este fluxo se aprimora com a rede de inovação que desenvolve novos processos, produtos e serviços de acordo às regulamentações públicas de nível local e internacional e as organizações civis que direcionam como os negócios deveriam atuar.

A rede de valor é uma estratégia competitiva para o desenvolvimento da economia circular. Apesar da sua importância, ainda não foram desenhadas redes adequadas direcionadas à captura de valor agregado no ciclo vida de produtos que usem fluxos de recursos cíclicos (VELTE e STEINHILPER, 2016)

Assim, para as proposições de valor dentro de uma rede que considerem os aspectos ambientais e as influências positivas sobre o ambiente e processos circulares, é necessário que exista um enfoque sistêmico, considerando todos os stakeholders e o ciclo de vida do produto ou serviço (MANNINEN et al, 2018).

Portanto, esta pesquisa visa responder às seguintes perguntas: *Como é apresentada a rede de valor dentro da economia circular? Que abordagens possuem as redes de valor até agora desenvolvidas na economia circular?* Respondendo a estas necessidades, este estudo pretende analisar a rede de valor na economia circular desde a perspectiva científica e identificar suas tendências nos últimos 10 anos.

2. Metodologia

A revisão bibliográfica sistemática (RBS) é uma ferramenta para o mapeamento de estudos com temas e objetivos similares, permitindo ao pesquisador sintetizar o conhecimento já existente sobre o tema e apresentar uma nova contribuição à literatura (CONFORTO; AMARAL; SILVA, 2011).

Para garantir a confiabilidade e a versatilidade da revisão, é necessário que este mapeamento seja conduzido de forma sistemática e rigorosa, desenvolva uma base sólida de informações e permita identificar as áreas com oportunidades para novas pesquisas (CONFORTO; AMARAL; SILVA, 2011). Assim, este trabalho implementou uma RBS para a coleta e análise minuciosa dos dados em relação com as similitudes dos estudos e lacunas na área de pesquisa. Para isso, foram seguidos os seguintes passos:

1. *Definição do problema e perguntas de pesquisa.* Baseados no nosso objetivo de pesquisa foram definidas as seguintes perguntas norteadoras da pesquisa: *Existem na literatura*

estudos nos que se relacione a Economia Circular e a Rede de valor?; Quais são os avanços mostrados nos estudos existentes sobre esta área de pesquisa?; Qual é o foco dos estudos existentes nessa área?

2. *Definição de Strings e Bases de dados:* Com a bibliografia base definiram-se as strings e as bases de dados para o estudo. As strings usadas foram “Circular economy” AND “Value network” e as bases de dados selecionados foram *Google Scholar, Scopus e Web of Science*, que correspondem às bases de dados com maior número de ocorrências na área de estudo.

3. *Definição de Critérios de inclusão e exclusão:* Estes representam os fatores de afunilamento da busca e direcionam na resposta das perguntas de pesquisa. Para esta busca se selecionaram apenas artigos escritos em inglês entre os anos 2009 e 2019, que tivessem como objetivo: a) revisar a literatura relacionada com redes de valor na economia circular; b) desenvolver ferramentas para definir redes de valor nos modelos de negócio para a Economia Circular e c) estudar a rede de valor na economia circular usando estudos de caso. Da mesma forma, foram excluídos artigos que: a) definissem conceitos sobre a economia e b) revisarem a literatura sobre economia circular ou os artigos que não seguiam esses parâmetros de inclusão definidos.

4. *Aplicação dos critérios na busca:* Os artigos foram avaliados em diferentes etapas de filtragem, considerando os critérios de inclusão e

exclusão definidos. A primeira etapa, o Filtro 1 consistiu na leitura do título, resumo e palavras-chave, no Filtro 2 se realizou a leitura da introdução e conclusão e no Filtro 3 se executou a leitura completa dos artigos. Durante a realização das buscas realizou-se a documentação e arquivamento dos artigos selecionados nos filtros, com a especificação da quantidade de artigos que passaram por cada filtro em cada base de dados, bem como a quantidade de artigos excluídos em cada filtro e a respectiva porcentagem de aproveitamento.

5. *Extração e análise da informação:* com a seleção dos artigos após o Filtro 3, prosseguiu-se ao processamento, análise e interpretação dos resultados. Foram extraídas as informações relacionadas aos resultados principais e objetivos das pesquisas e se criaram categorias de acordo ao conteúdo de cada artigo. Assim foram classificados os artigos por tema e ano de publicação. Toda a informação foi sintetizada num relatório síntese no que se identificaram as lacunas e avanços na área.

6. *Busca cruzada:* Ao final da seleção dos artigos pelo Filtro 3, foi feita a filtragem das referências bibliográficas dos artigos selecionados. Todos os artigos citados passaram pelos mesmos critérios de inclusão e exclusão e foram interpretados da mesma forma que os artigos provenientes das bases de dados.

3. Resultados e discussão

Com as *strings* determinadas, apareceram no total 656 artigos como resultados de busca, dos

que 14 correspondiam às bases de dados da Scopus, 14 da Web of Science, e 628 do Google Scholar. Os artigos selecionados em cada base de dados seguindo a metodologia utilizada estão representados na Tabela 1 a seguir.

Considerando os resultados repetidos entre as bases de dados, foram apurados ao final da RBS 8 artigos científicos que apresentam o tema de rede de valor relacionado a economia circular e, após a busca cruzada, foram selecionados mais 3 artigos. A partir destes valores, obteve-se 1,2% de aproveitamento dos resultados iniciais e a base de dados com maior aproveitamento foi a Scopus, com 21,4%.

Tabela 1. Quantidade de artigos selecionados em cada filtro

Base de dados	Filtro 1	Filtro 2	Filtro 3
Google Scholar	34	20	6
Scopus	10	7	3
Web of Science	10	5	1

Durante a seleção dos artigos pelos filtros, foi possível perceber que a compreensão de uma rede de valor não está, necessariamente, relacionada à economia circular, apesar do pensamento sistêmico ser intrínseco aos dois conceitos.

Tabela 2. Temas principais dos artigos selecionados

AUTORES	TEMA GERAL
N. Bocken, P. Rana & S.W. Short (2015); N. Bocken, S. Short, P. Rana, & S. Evans (2013); S. Short, P. Rana, N. Bocken, S. Evans (2012)	Ferramenta para incluir pensamento sustentável no modelo de negócio
E. Ünal, A. Urbinati, D. Chiaroni (2019); R. Stewart, M. Niero, K. Murdock, S. Olsen (2018)	Ferramenta para adicionar Circularidade ao modelo de negócio
I. Ferreira, M. Barreiros, H. Carvalho (2018)	Levantamento das relações dos diferentes stakeholders e processos para criar a rede de valor
P.P. Wang, X.G. Ming M.K. & Zheng (2016)	Ferramenta conceitual para analisar o valor na EC
J. Shao, S. Huang, I. LemusAguilar, E. Ünal (2019)	Análise do papel das redes de valor nos modelos de negócio circulares por meio de estudos de caso.
E. Ünal, A. Urbinati, D. Chiaroni (2019); R. Stewart, M. Niero, K. Murdock, S. Olsen (2018); K. Janssen, F. Stel (2017)	Ferramenta conceitual que propõe práticas gerenciais para analisar a rede de valor no modelo de negócio circular.
A. Urbinati, D. Chiaroni, V. Chiesa (2017)	Taxonomia de modelos de negócio baseada no grau de adoção de circularidade considerando a proposição de valor ao cliente e na rede de valor

Figura 1. Tendências de pesquisa relacionando economia circular e redes de valor

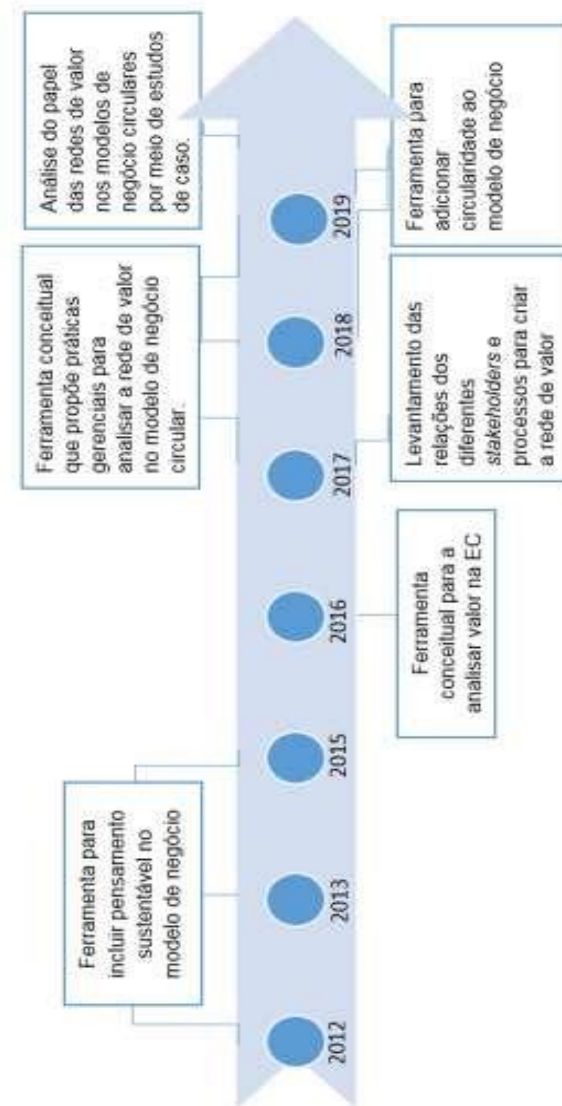


Tabela 3. Resultados principais e métodos usados nos estudos selecionados para a revisão

AUTOR	MÉTODO	RESULTADO PRINCIPAL
N. Bocken, P. Rana & S.W. Short (2015)	<i>Survey</i>	Proposta de uma ferramenta para repensar o modelo de negócios sustentável e permitir a captura, criação e proposta de valor em empresas em surgimento e mostra seus possíveis usos
E. Ünal, A. Urbinati, D. Chiaroni (2019)	Estudo de caso	Framework relacionando a práticas circulares com redes de valor e proposta de valor ao cliente
R. Stewart, M. Niero, K. Murdock, S. Olsen (2018)	Estudo de caso	Framework inspirado no modelo de negócio de ciclo fechado de fornecedores para latas de alumínio
I. Ferreira, M. Barreiros, H. Carvalho (2018)	Estudo de caso	Quantificação do interesse dos stakeholders e os fluxos de valor de acordo à urgência e dependência da rede na que a indústria de polpa e de papel eram as entidades principais.
P.P. Wang, X.G. Ming & Zheng (2016)	Estudo de caso	Framework para a captura, identificação, proposta, entrega e avaliação de valor em três ciclos: Criação de valor, demandas e realização de valor. Foi desenvolvido um esquema de valor de produto-serviço para indústrias civis de aeronaves. A partir desse esquema se analisou a rede de valor externa e como esta poderia influenciar de forma interna na manufatura, passando de produto a serviço
J. Shao, S. Huang, I. Lemus-Aguilar, E. Ünal (2019)	Estudo de caso	Mapeamento das barreiras e oportunidades na indústria no campo da sustentabilidade examinando empiricamente o modelo teórico existente ajudando a desenvolver modelos de negócio circulares em diferentes contextos.
E. Ünal, A. Urbinati, D. Chiaroni, R. Manzini (2018)	Estudo de caso	Framework para analisar a dimensão da rede de valor de um modelo de negócio circular com o objetivo de apresentar práticas gerenciais para o processo de criação de valor.
K. Janssen, F. Stel (2017)	<i>Survey</i>	Framework que permite que empresas de médio porte identifiquem e gerenciem parcerias em uma economia circular.
N. Bocken, S. Short, P. Rana, & S. Evans (2013)	Estudo de caso	Framework de identificação das oportunidades de inovação para criar um modelo de negócios sustentável por meio do valor perdido, o valor destruído. Aqui se consideram os diferentes stakeholders: Consumidores, investidores, empregados, fornecedores e parceiros, o ambiente e a sociedade
S. Short, P. Rana, N. Bocken, S. Evans (2012)	Estudos de caso e revisão da literatura	Uma ferramenta para mapear o valor desde a criação de propostas de valor direcionadas à sustentabilidade. Esta ferramenta considera diferentes stakeholders e introduz o valor destruído, perdido para identificar as oportunidades de criação e captura de valor
A. Urbinati, D. Chiaroni, V. Chiesa (2017)	Estudos de caso e revisão da literatura	Uma ferramenta para distinguir diferentes modos de adoção da circularidade em modelos de negócio

Além disso, houve artigos que não foram selecionados pelos Filtros 2 e 3, apesar de se proporem a tratar redes de valor na economia circular. Isso porque compreendiam redes de valor de forma limitada, como uma cadeia de suprimentos, ignorando o pensamento sistêmico, fundamental para captura de valor.

Os artigos, de forma geral, tratam-se de estudos de caso e resultaram em ferramentas facilitar a implementação de redes de valor com práticas circulares e análise de formas de identificação, captura, proposta e entrega de valor. A Tabela 2 traz uma breve síntese dos temas abordados pelos artigos selecionados.

De acordo aos objetivos e os resultados que as pesquisas apresentam, se definiram diferentes categorias gerais dos temas de pesquisa, destacando aspectos como o resultado principal e sua função específica dentro do estudo.

Na Tabela 3 se mostram os autores e utilizados nos artigos selecionados.

Apesar da busca ter sido realizada considerando artigos publicados desde 2009, se observa que só nos últimos cinco anos se obteve estudos com interesse de capturar e propor o valor dentro de empresas que usem práticas circulares. Na Figura 1 é possível ver as tendências de pesquisas relacionadas com rede de valor na economia circular a partir de publicações desde 2015 até o 2019.

Desde 2015, ano da primeira publicação da busca, tem se utilizado estudos de caso para investigar e analisar redes de valor com proposta

circular. Seis dos artigos selecionados propuseram ferramentas para implementação de redes em si ou para influenciar práticas circulares na rede em que a organização se insere. Os outros dois analisaram os papéis e relações dos *stakeholders*, assim como a influência nos modelos de negócio das organizações entre si.

No processo de captura, proposta e entrega de valor com as ferramentas identificadas nesta revisão, se observa a importância dada à abordagem sistêmica do valor. Isso é verificado com Wang, Ming e Zheng (2016) ao considerar que a rede de valor do produto-serviço é um sistema de criação de valor e gestão composta por recursos, atividades, instituições, regras, informação mercado, com a capacidade de autorregulação e com dinâmica apropriada.

Da mesma forma é afirmado por Bocken, Rana e Short (2015), ao incluir multi-stakeholders no mapeamento do valor capturado, destruído e desconsiderado, estimula aos stakeholders e à empresa uma visão sistêmica de negócios.

O framework elaborado por Ünal, Urbinati, Chiaroni e Manzini (2018) e utilizado por Ünal, Urbinati e Chiaroni (2019), e o framework criado por Janssen e Stel (2017) abordam práticas gerenciais de uma organização em uma rede de valor como uma forma de implantar um modelo de negócio circular. Já o framework desenvolvido por Stewart, Niero, Murdock e Olsen (2018) aborda as relações entre os stakeholders de uma rede destacando três pilares: criação e entrega de valor, proposição de valor e captura de valor.

Em ambos os casos, as ferramentas se consolidam no pensamento sistêmico, compreendendo sua relevância para a formação e funcionamento de uma rede de valor, apesar de não trazerem definições sobre o conceito.

Assim, estas ferramentas representam esquemas conceituais para propor formas de definir valor agregado considerando os diferentes stakeholders. No entanto, não foram encontradas análises quantitativas e modelos complementares robustos e estruturados, que gerem confiabilidade e facilitem sua replicação.

Segundo Shaharia (2018), a rede de valor considera um olhar holístico dentro do modelo de negócios e dá suporte para desenvolver uma vantagem competitiva na circularidade, com as práticas de criação de valor e as técnicas de enriquecimento no processo de tomada de decisão. Portanto, é fundamental reconhecer a necessidade da estruturação qualitativa e quantitativa da rede de valor na economia circular.

4. Considerações finais

As ferramentas encontradas nesta revisão se baseiam no pensamento sistêmico, porém os artigos não trazem referencial teórico sobre essa relação. O pensamento sistêmico, além de um princípio da economia circular, é crucial para a criação e funcionamento de uma rede de valor, uma vez que interpreta as relações entre os stakeholders de uma forma mais complexa do que a abordagem linear de uma cadeia de suprimentos.

Para a adoção de práticas circulares nas organizações é fundamental compreender as relações entre os stakeholders, uma vez que é nessas relações que acontecem a captura e criação de valor. Os artigos estudados, de uma forma geral, abordam a análise do pensamento sistêmico nos conceitos de redes de valor e de economia circular, contudo de forma conceitual. Assim, uma sugestão para estudos futuros é utilizar-se dessas ferramentas conceituais já desenvolvidas para a elaboração de ferramentas práticas que considerem as redes de valor como um importante elemento da transição para a economia circular.

O uso da RBS como método de pesquisa que permite coletar, analisar, extrair e resumir informação sobre um tema específico, identificar lacunas e tendências, permitiu realizar a revisão de forma sistematizada e com ela foi possível observar as abordagens da rede de valor e as ferramentas usadas na captura, entrega e proposta de valor dentro da economia circular desde um olhar holístico.

5. Referências

- Bocken, N. M. P.; Rana, P.; Short, S. W. Value mapping for sustainable business thinking. **Journal of Industrial and Production Engineering**, v. 32, 2015.
- Bocken, N. M., De Pauw, I., Bakker, C., e VAN DER GRINTEN, B. Product design and business model strategies for a circular economy. 2016. **Journal of Industrial and Production Engineering**, v. 33, n. 5, p. 308-320.
- Bocken, N.; Short, S. W.; Rana, P.; Evans, S. **A value mapping tool for sustainable business modelling**. 2013. Corporate Governance International Journal of Business in Society. vol. 13, n. 5, p. 482-497.
- Conforto, E. C.; Amaral, D. C; e Silva, S. L. da. **Roteiro para revisão bibliográfica sistemática: aplicação no desenvolvimento de produtos e gerenciamento de projetos**. 2011. 8º Congresso Brasileiro de Gestão de Desenvolvimento de Produto - CBGDP, Porto Alegre, Brasil.
- Ellen MacArthur Foundation - EMF. **Towards the circular economy: economic and business rationale for an accelerated transition**. 2013.
- Ferreira, I. A.; Barreiros, M. S.; Carvalho, H. The industrial symbiosis network of the biomass fluidized bed boiler sand — Mapping its value network. 2019. **Resources, Conservation & Recycling**, v. 149, p.595604..
- Janssen, K. L.; Stel, F. **Orchestrating partnerships in a circular economy – a working method for SMEs**. 2018. XXVIII ISPI Innovation Conference – Composing the Innovation Symphony, Austria, Vienna, x.
- Jørgensen, M. S.; Remmen, A. A methodological approach to development of circular economy options in businesses. **Procedia CIRP**, v. 69, p. 816–821, 2018.
- Manninen, K., Koskela, S., Antikainen, R., Bocken, N., Dahlbo, H., & Aminoff, A. Do circular economy business models capture intended environmental value propositions? 2018. **Journal of Cleaner Production**, v. 171, p. 413-422.
- Pavel, S. Circular Economy: The Beauty of Circularity in Value Chain. 2018. **Journal of Economics and Business**, v. 01, p. 584–598.
- Shao, J.; Huang, S.; Lemus-Aguilar, I.; Ünal, E. Circular business models generation for automobile remanufacturing industry in China: Barriers and opportunities. **Journal of Manufacturing Technology Management**, 2019.
- Short, S.; Rana, P.; Bocken, N.; Evans, S. **Embedding Sustainability in Business Modelling through Multi-stakeholder Value Innovation**. 2012. 19th Advances in Production Management Systems (APMS), p. 175-183.
- Stewart, R.; Niero, M.; Murdock, K.; Olsen, S.I. **Exploring the implementation of a circular economy strategy: the case of a closedloop supply of aluminum beverage cans**. 25th CIRP Life Cycle Engineering (LCE) Conference, 2018.
- Ünal, E.; Urbinati, A.; Chiaroni, D. **Framing the Managerial Practices for Circular Economy Business Models: A Case Study Analysis**. 2018. IEEE 18th International Conference on Environment and Electrical Engineering.
- Ünal, E.; Urbinati, A.; Chiaroni, D.; Manzini, R. **Circular Economy in the Building Sector: analysis of a US case study**. 2018.
- Urbinati, A., Chiaroni, D., & Chiesa, V. Towards a new taxonomy of circular economy business models. 2017. **Journal of Cleaner Production**. v. 168, p. 487-498.
- Velte, C. J.; Steinhilper, R. Complexity in a circular economy: A need for rethinking complexity management strategies. In Proceedings of the **World Congress on Engineering**, London, UK , v. 29, 2016.
- Wang, P.P.; Ming, X.G.; Zheng, M.K. A Framework of Value Creation for Industrial Product-Service. **Product Lifecycle Management in the Era of Internet of Things**, p. 311-320, 2016.

Cenários comparativos de práticas de Economia Circular na Indústria Têxtil por meio da Avaliação do Ciclo de Vida

Efigênia Rossi¹

Giovana Monteiro Gomes¹

Camila dos Santos Ferreira¹

Julia Carderan Nardy Vasconcellos¹

Aldo Roberto Ometto¹

¹Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo

*rossiefigenia@usp.br

Resumo

A indústria têxtil é responsável por diversos impactos ambientais. Práticas de circularidade incluem o uso de matéria prima ecológica, minimização do uso de recursos (água, energia e matéria prima), reciclagem de peças, remanufatura de produtos, comercialização de roupas de segunda mão, oferecimento de opções de aluguel, prolongamento da vida útil dos produtos e iniciativas de compartilhamento. O presente trabalho tem por objetivo avaliar os impactos ambientais de dois cenários da indústria têxtil por meio da Avaliação do Ciclo de Vida. A metodologia está baseada na norma ABNT 2009a e 2009b. Os resultados indicam que o cenário linear apresenta os piores impactos para todas as categorias analisadas, evidenciando a Economia Circular como essencial para a sustentabilidade.

Palavras-chaves: ACV, Economia Circular, Indústria Têxtil, Práticas

Introdução

A produção têxtil é a primeira e mais duradoura forma de manipulação tecnológica humana (Barber, 1993). No entanto, a história da produção de roupas em escala tem início no século XII, expandindo rapidamente com o início da sociedade industrializada no século XV, marcado pela invenção da roda de fiar e de teares manuais (Miller, 1965). Atualmente, a Indústria Têxtil é extremamente globalizada, possui um mercado primordialmente internacional, é baseada na importação e exportação de commodities e produtos, e é caracterizada por processos produtivos fragmentados, ou seja, montagem de diferentes peças, produzidas por empresas distintas, em países variados (Gereffi, 1999).

No Brasil, a cadeia de valor têxtil é a mais completa do hemisfério ocidental (ABIT, 2017), promovendo a exploração de recursos biológicos e sintéticos (Santana; Wanderley, 1998), e diversas atividades de tecelagem, acabamento, montagem, atacado, varejo, serviços e pós uso.

Contudo, a Indústria Têxtil também é responsável por diversos impactos ambientais, derivados do uso de matérias primas, processos com uso intensivo de energia, solventes, corantes, materiais tóxicos, dentre outros (Claudio, 2007). Ademais, a fast-fashion estimula aquisições frequentes e a disposição prematura de recursos e produtos, encorajadas

pela abundante oferta de novas tendências e pelo desejo por mudanças, perpetuando o encurtamento dos ciclos de vida de peças de vestuário (Armstrong; Kang; Lang, 2018).

Este padrão linear, que por muito dita o desenvolvimento econômico, é baseado na alocação de recursos e energia de acordo com a demanda do mercado, sem levar em consideração os limites e finitude dos recursos naturais (Ghisellini; Cialani; Ulgiati, 2016), que leva a conversão de matérias primas em resíduos (Murray; Skene.; Haynes, 2017) e ameaça a estabilidade do futuro econômico e ambiental (Esposito; Tse; Soufani, 2015).

Desafios como estes precisam ser confrontados pela indústria de vestuário. Adotar uma abordagem holística e sistêmica, assim como investir em novos modelos de negócio são passos importantes neste processo, e ambos podem se tornar possíveis com uma transição para a Economia Circular (McKinsey & Company, 2017).

A Economia Circular é um modelo que promove estratégias sustentáveis, buscando associar o desenvolvimento econômico com o bem-estar ambiental (Park; Sarkis; Wu, 2010). Neste modelo econômico, o design, aquisição, produção e reprocessamento são planejados e geridos para maximizar os serviços ecossistêmicos e o bem-estar humano (Murray; Skene; Haynes, 2017).

As estratégias circulares envolvem o reuso, reparo, remanufatura e reciclagem, ou seja, práticas associadas a baixas emissões e alta eficiência (Hass, et al., 2015), e estratégias inspiradas na natureza, no eco-design e cradle-to-cradle, envolvendo uma abordagem funcional e um grupo maior de soluções (Prieto-Sandoval; Jaca; Ormazabal, 2018).

A Fundação Ellen MacArthur (2017) indica quatro pilares para esta transição: (1) ciclos reversos, processos em cascata e retorno nos materiais para os ciclos técnicos e biológicos, (2) design circular, promover reciclagem e reuso de produtos, (3) modelos de negócio circulares, novas formas de monetizar iniciativas, e (4) facilitadores, como colaboração, financiamento e incentivos governamentais.

Em termos da indústria de vestuário, a circularidade pode se apresentar por meio do uso de matéria prima ecológica, minimização do uso de recursos (água, energia e matéria prima), reciclagem de peças, remanufatura de produtos, comercialização de roupas de segunda mão, oferecimento de opções de aluguel, prolongamento da vida útil dos produtos e iniciativas de compartilhamento.

Apesar de ser amplamente divulgado a melhoria ambiental decorrente do modelo circular, no que tange a implementação de práticas circulares na Indústria Têxtil, a redução de impactos ambientais negativos e promoção de impactos

ambientais positivos ainda não foram quantificados e comparados às práticas lineares.

A Avaliação do Ciclo de Vida é uma técnica de cunho sistêmico, que auxilia o mapeamento das fases do processo de produção e uma tomada de decisão mais informada no processo gerencial (ABNT, 2009b; Seo; Kulay, 2006; Machado; Cavenaghi, 2009). Segundo a NBR ISO 14040 a ACV é a “compilação e avaliação das entradas, saídas e dos impactos ambientais potenciais de um sistema de produto ao longo de seu ciclo de vida” (ABNT, 2009a).

Desta forma, o objetivo deste trabalho é comparar os impactos ambientais da produção e do uso têxtil no cenário brasileiro provenientes de práticas lineares e de práticas circulares, a partir do uso da técnica de Avaliação do Ciclo de Vida.

Metodologia

Há quatro fases previstas na ACV: Definição de Objetivo e Escopo, Inventário, Avaliação de Impactos e Interpretação (ABNT, 2009a, 2009b).

O presente trabalho iniciou-se pela definição do objetivo e escopo, sendo assim, seu objetivo é comparar dois cenários (um utilizando práticas lineares e outro circulares) por meio da quantificação dos impactos ambientais de todo o ciclo de vida de um conjunto de peças íntimas femininas de vestuário. A função do produto é

oferecer proteção, conforto e bem-estar para as mulheres. Foi escolhida um conjunto de calcinha e sutiã (massa total de 0,21 kg) que tem durabilidade de 18 meses, sendo lavado uma vez por semana. Foram desenvolvidos dois cenários para os sistemas de produto, um linear e um circular. Vale salientar que para o cenário circular, foi considerada reciclagem *closed loop*, com *avoided burdens*.

Cenário linear: não há aproveitamento dos resíduos da produção, sendo descartados em aterros.

Cenário circular: há reciclagem e reutilização dos resíduos na própria produção do produto. Essas práticas podem ser implementadas em modelo de negócio baseados na recuperação de recursos, onde a proposta de valor está pautada na criação de produtos provenientes de matérias primas secundárias/subprodutos e recicladas, sendo em ciclos abertos ou fechados.

Os dados primários foram obtidos por meio de estudo de caso em uma confecção, esta empresa recebeu um questionário contendo as entradas e saídas dos processos para a obtenção do produto, ou seja, consumo de materiais e energéticos, emissões e resíduos. Os dados secundários foram obtidos por meio da modelagem no *software Gabi Thinkstep v.7.3.0.40* e os bancos de dados *Gabi Database (v.6.115)* e *Ecoinvent 3.3*.

As categorias de impacto selecionadas foram: ILCD 2011 (Mudança climática, Depleção de ozônio, Toxicidade humana e Ecotoxicidade). E do EDIP 1997 (Acidificação, Enriquecimento de nutrientes e Formação de ozônio fotoquímico). Os sistemas de produto do cenário linear estão descritos na Figura 1 e do circular na Figura 2.

Como limitações pode-se citar a não quantificação do transporte devido à falta de dados primários. Entretanto foi feita uma análise de sensibilidade dos dados para a categoria de aquecimento global, verificando hipóteses com distâncias de 0, 50, 100, 150 e 200 km para o transporte da reciclagem para a produção. Entretanto não foi encontrada nenhuma sensibilidade significativa. Alguma sensibilidade abaixo de 0,5% foi obtida apenas para distâncias superiores a 1000 km, evidenciando que o transporte nessa etapa pode não ser considerado.

Figura 1: Cenário Linear

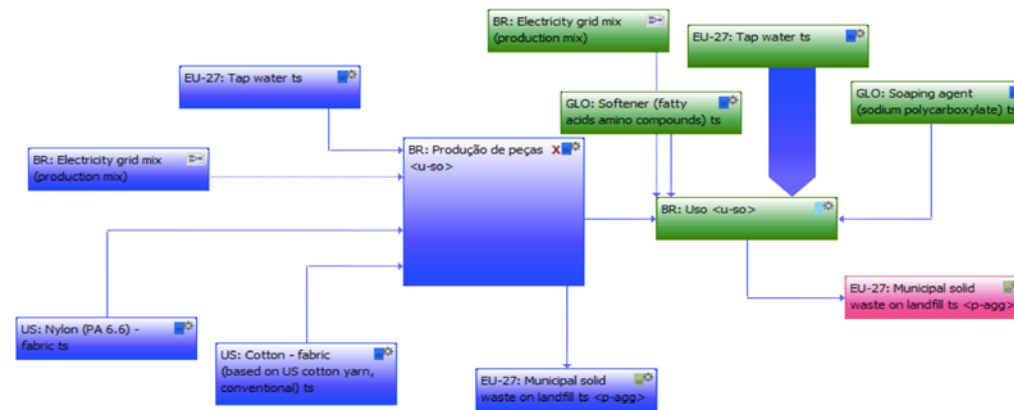
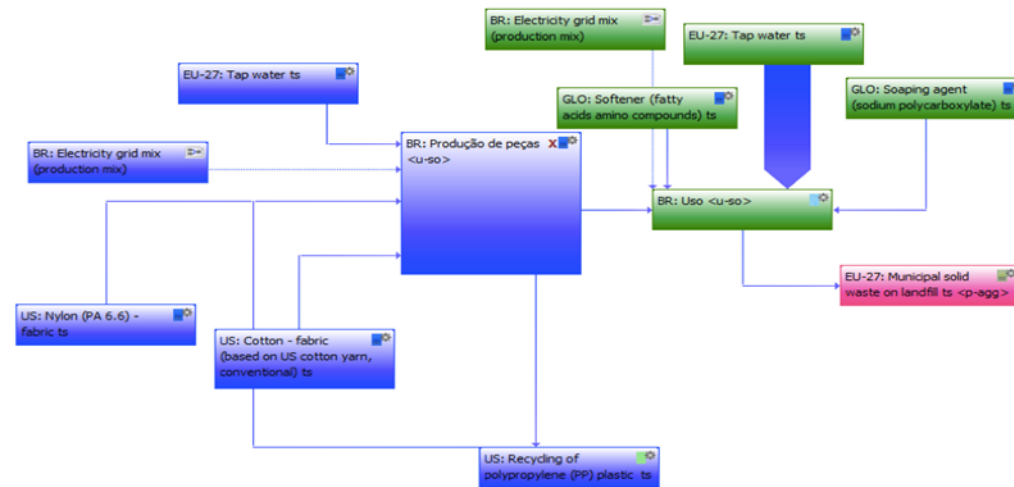


Figura 2: Cenário Circular



Resultados

1. Inventário

Para o processo produtivo, têm-se as seguintes entradas e saídas, para os processos de produção e uso, respectivamente, Tabela 1 e 2.

Tabela 1: Processo de produção

<i>Fluxos</i>	<i>Recursos</i>	<i>Unidade</i>
Entrada	Energia elétrica	0,026 kWh
Entrada	Nylon	0,033 kg
Entrada	Algodão	0,010 kg
Entrada	Água	0,024 kg
Saída	Resíduos	0,010 kg

Tabela 2: Uso

<i>Fluxos</i>	<i>Recursos</i>	<i>Unidade</i>
Entrada	Energia elétrica	0,04536 kWh
Entrada	Sabão	0,0945 kg
Entrada	Amaciante	0,0945 kg
Entrada	Água	193,2 kg
Saída	Resíduos	0,21 kg

Considerando este inventário, utilizou-se a Matriz Pedigree para indicar a qualidade dos dados e realizar uma análise de incerteza.

Esta matriz utiliza cinco indicadores (confiança na fonte, completeza, correlação temporal, correlação geográfica e correlação tecnológica), os quais são avaliados subjetivamente indicando uma pontuação entre um e cinco, do melhor ao pior grau de qualidade, respectivamente (Weidema; Wesnæs, 1996). A matriz pedigree deste estudo é apresentada na tabela 3.

Tabela 3: Matriz Pedigree

<i>Indicadores</i>	<i>Pontuação</i>	<i>Observação</i>
Confiança na fonte	1	Dados verificados baseados em medidas
Completeza	2	Dados representativos de > 50% dos locais relevantes
C. Temporal	2	< 6 anos de diferença
C. Geográfica	3	Dados de uma área similar ao estudo
C. Tecnológica	3	Dados de processos relacionados com mesma tecnologia

Além da pontuação, a cada um dos indicadores é atribuído um fator de incerteza (Frischknecht et al., 2005), caracterizando a sua pontuação e seu nível de importância (Tabela 4).

Tabela 4: Notas de qualidade e graus de incerteza

<i>Indicadores</i>	<i>Pontuação</i>	<i>Fator de Incerteza</i>
Confiança na fonte	1	1,00
Completeza	2	1,02
C. Temporal	2	1,03
C. Geográfica	3	1,02
C. Tecnológica	3	1,20

A equação 1 calcula o desvio padrão, com o intervalo de confiança de 95%, a partir do fator de incerteza básico ($U_b = 1,05$) e dos fatores de incerteza dos indicadores da Matriz Pedigree (U_1 a U_5) (Frischknecht et al., 2005).

Equação 1

$$SD_{g95} = \exp^{\sqrt{[\ln(U_1)]^2 + [\ln(U_2)]^2 + [\ln(U_3)]^2 + [\ln(U_4)]^2 + [\ln(U_5)]^2 + [\ln(U_b)]^2}}$$

Sendo assim, o grau de incerteza deste estudo é de 21% ($SD_{95} = 1,21$).

2. Avaliação de Impactos

Os impactos comparativos dos dois cenários estão dispostos nas Figura 3 a 9.

Figura 3: Impactos comparativos - Aquecimento Global

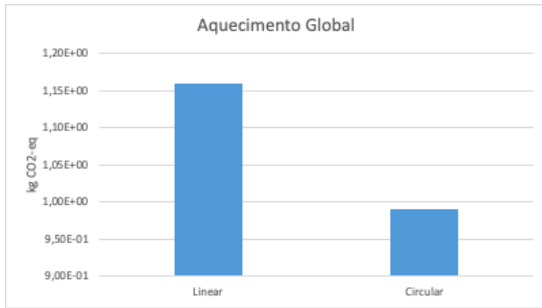


Figura 4: Impactos comparativos - Ecotoxicidade

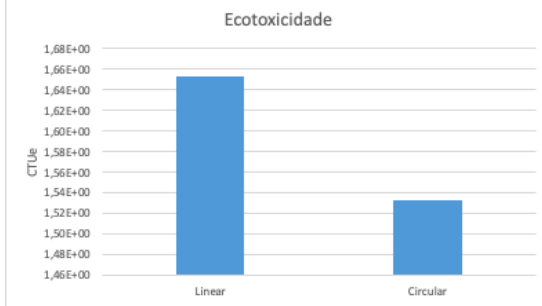


Figura 5: Impactos comparativos - Depleção de ozônio

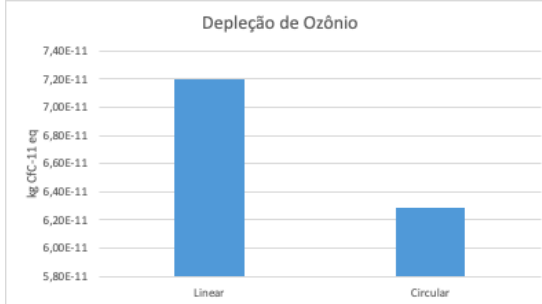


Figura 6: Impactos comparativos - Acidificação

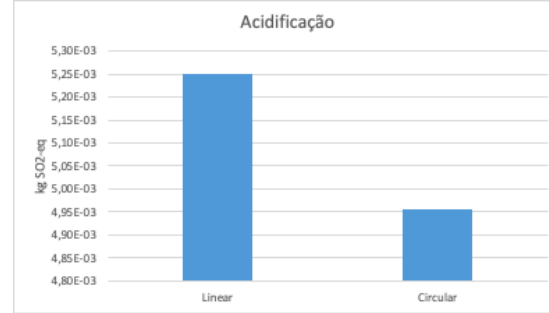


Figura 7: Impactos comparativos - Toxicidade Humana

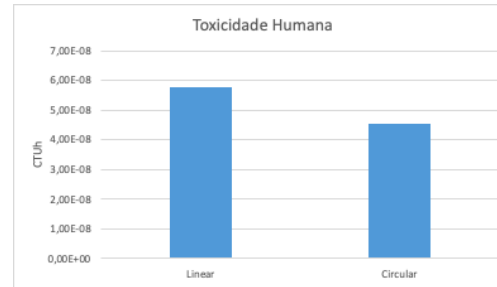


Figura 8: Impactos comparativos - Enriquecimento de nutrientes

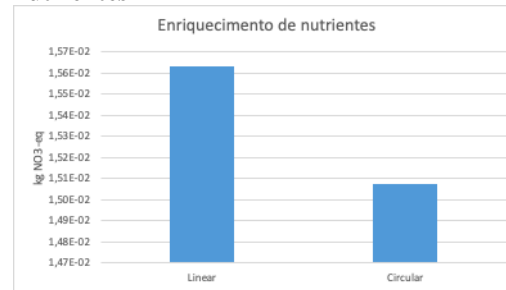
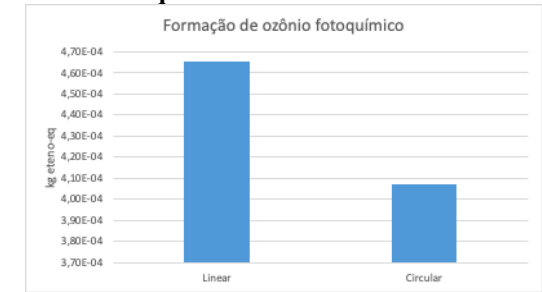


Figura 9: Impactos comparativos - Formação de ozônio fotoquímico



Foi feito também uma análise de contribuição para os cenários, evidenciando a etapa de reciclagem, como pode ser vista na Tabela 5.

Tabela 5: Análise de contribuição para etapa de reciclagem

<i>Categorias</i>	<i>Contribuição</i>
Aq. Global	0,5%
Ecotoxicidade	0,4%
Depl. Ozônio	2,1%
Acidificação	0,3%
Tox. Humana	0,9%
Enr. Nutrientes	0,1%
Form. Ozônio Fotoq.	0,2%

3. Interpretação

Conclui-se que para todas as categorias de impacto analisadas o cenário circular apresenta impactos ambientais inferiores aos do cenário linear.

Discussões e Conclusão

O objetivo deste estudo foi comparar os impactos ambientais decorrentes da produção e uso de um conjunto de peças íntimas femininas (calcinha e sutiã) em um cenário linear e circular (reciclagem). A pesquisa foi realizada baseada em dados primários da confecção.

Os resultados mostram que a adoção de apenas uma prática circular, como a reciclagem, já é suficiente para diminuir impactos ambientais negativos.

Esta pesquisa apresenta limitações relacionadas aos dados obtidos, que deixaram de abordar etapas do transporte, e ao produto analisado, pois roupas íntimas ainda não são reutilizadas ou recicladas, demonstrando uma oportunidade para melhoria do modelo de negócio baseado na recuperação de recursos.

Ademais, é importante ressaltar que modelos de negócio e práticas circulares vão muito além de fluxos diretos e reversos de recursos. A Economia Circular abrange diversas práticas, como a colaboração entre partes interessadas, a inovação, a visão de longo prazo e o consumo consciente. Desta forma, sugerimos que

pesquisas futuras abordem e meçam o impacto ambiental de demais modelos circulares.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001 e da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), processo nº 2019/07874-2. Os autores também agradecem à empresa que concedeu o estudo de caso.

Referências Bibliográficas

- ABIT (2017) Perfil do Setor.. Disponível em: <http://www.abit.org.br>.
- ABNT (2009a) NBR ISO 14040 – Gestão ambiental - avaliação do ciclo de vida: princípios e estrutura. Rio de Janeiro.
- ABNT (2009b) NBR ISO 14044 – Gestão ambiental - avaliação do ciclo de vida: requisitos e orientações. Rio de Janeiro
- Armstrong, C. M. J., Kang, J., Lang, C. (2018). <https://doi.org/10.1002/cb.1739>
- Claudio, L. (2007). <https://doi.org/10.1289/ehp.115-a449>
- Ellen MacArthur Foundation (2017). Building Blocks. Disponível em: <https://www.ellenmacarthurfoundation.org/>
- European Commission. ILCD Handbook: International reference life cycle data system: general guide for life cycle assessment. 1. ed. Luxemburgo: Publications Office of European Union, 2010.
- Esposito, M.; Tse, T.; Soufani, K. (2015). DOI: 10.1002/tie.2176
- Frischknecht et al. (2005). <https://doi.org/10.1065/lca2004.10.181.1>
- Gereffi, G. (1999). [https://doi.org/10.1016/S0022-1996\(98\)00075-0](https://doi.org/10.1016/S0022-1996(98)00075-0)
- Ghisellini, P.; Cialani C.; Ulgiati, S. (2016). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.007>
- Haas, W. et al. (2015) <https://doi.org/10.1111/jiec.12244>

Machado, C. G.; Cavenaghi, V. (2009) Use of life cycle assessment in sustainable manufacturing: review of literature, analysis and trends. In: POMS 20TH ANNUAL CONFERENCE, 20, p. 12 - 13.

McKinsey & Company. (2017). The State of Fashion 2018.

Miller, E. (1965). DOI: 10.2307/259187

Murray, A.; Skene, K.; Haynes, K. (2017). <https://doi.org/10.1007/s10551-015-2693-2>

Rossi, E. Avaliação do ciclo de vida da brita para a construção civil: estudo de caso. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana)—São Carlos: Universidade Federal de São Carlos, 2013.

Rossi, E. Avaliação do ciclo de vida da brita para a construção civil: estudo de caso. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana)—São Carlos: Universidade Federal de São Carlos, 2013.

Park, J.; Sarkis, J.; Wu, Z. (2010). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2010.06.001>

Prieto-sandoval, V.; Jaca, C.; Ormazabal, M. (2018). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.224>

Santana, J. C. F.; Wanderley, M. J. R. (1998). A indústria têxtil artesanal e de confecção nos primórdios da civilização. EMBRAPA, Campina Grande.

Seo, E.S.M.; Kulay, L.A. (2006) Avaliação do Ciclo de Vida: ferramenta gerencial para a tomada de decisão. Rev. de Gestão Integrada em Saúde do Trabalho e Meio Ambiente. v.1, n.1.

Weidema, P.; Wesnæs, M. S. (1996). [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(96\)00043-1](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(96)00043-1)

Quais são os benefícios da adoção de práticas gerenciais circulares no ciclo de vida do produto?

Julia Carderan Nardy Vasconcellos¹

Camila dos Santos Ferreira²

Giovana Monteiro Gomes¹

Efigênia Rossi¹

Aldo Roberto Ometto¹

¹Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo

julia.caderan.vasconcellos@usp.br

Resumo

A adoção de novas práticas gerenciais é uma forma de inovar o modelo de negócio de uma empresa, pela mudança na criação, captura e entrega de valor. Estas mudanças podem resultar em alterações no ciclo de vida de um produto ou serviço, afetando os impactos ambientais causados por ele. Tendo em vista os conceitos de sustentabilidade e economia circular, o objetivo desse artigo é apresentar as correlações entre a adoção de práticas gerenciais circulares e as respectivas fases do ciclo de vida de serviços ou produtos. As práticas circulares, capazes de transformar a criação de valor da empresa, foram identificadas por meio de uma revisão exploratória da literatura, cujo resultados incluem 'estabelecer parcerias', 'motivar o retorno' e 'reparar'. Cada uma das oito práticas identificadas foi, então, relacionada com uma fase do ciclo de vida do produto/serviço (BoL, MoL e EoL), indicando em qual das fases sua adoção irá resultar em maiores benefícios para a organização. Dessas práticas, uma foi relacionada à fase BoL; duas delas à MoL; quatro à EoL. A prática "estabelecer parcerias" foi classificada como interfases, ou seja, que pode atuar nas três fases do ciclo de vida, por exemplo, estabelecer parcerias para obter matéria prima de fontes secundárias (BoL); parcerias

com assistências para estender a vida útil do produto (MoL); e recuperar o valor agregado ao produto, tendo cooperativas como parceiros (EoL). Sendo assim, na busca por melhorias no ciclo de vida do produto, uma organização pode adotar práticas gerenciais circulares como uma estratégia de gerenciamento de impactos ambientais, focada em cada uma das fases do ciclo de vida.

Palavras-chaves: economia circular, mudança organizacional, modelo de negócio circular.

Introdução

Geissdoerfer *et al.* (2017) comparam os conceitos de Sustentabilidade e Economia Circular, os quais compartilham interesses como a integração de preocupações sociais e ambientais ao desenvolvimento econômico. No entanto, suas motivações e objetivos são considerados de natureza diferente. A Sustentabilidade possui motivações difusas e seus objetivos dependem dos atores e do cenário considerado. Por outro lado, a Economia Circular visa excluir a entrada e o desperdício de recursos, alcançando um ciclo fechado e, portanto, é motivada pela idéia de que os recursos podem ser usados com mais eficiência do que quando empregados em sistemas de modelos lineares.

Para Murray *et al.* (2017), a Economia Circular é o mais recente esforço para implementar estratégias de desenvolvimento sustentável.

Diversas tentativas de criar impulso e mudar os esforços para o desenvolvimento sustentável, como foram realizadas nas conferências da ONU, evidenciaram que, sem a participação voluntária das organizações e corporações globais, os governos não são capazes de instigar essa transição. Portanto, é crucial identificar oportunidades, como novas estratégias e Modelos de Negócios Circulares (MNC), para possibilitar e impulsionar a mudança para uma economia circular (Murray *et al.*, 2017).

Embora não exista na literatura uma definição comum sobre Modelo de Negócio (MN) (Zott; Amit; Massa, 2011), as definições encontradas não divergem muito umas das outras. De acordo com a BSI (2017), um MN representa um sistema de atividades e decisões inter relacionadas e é escolhido pela empresa para determinar a forma de criar, entregar e capturar valor, seja no curto, médio ou longo prazo. Para Sako (2012), o MN refere-se a forma que a empresa cria e entrega valor aos clientes e, como converte esse valor em lucro. O MN representa a lógica usada pela empresa para criar, capturar e entregar valor Osterwalder e Pigneur (2010).

Em termos gerais, o MN pode ser considerado como a unidade de análise que descreve o funcionamento dos negócios de uma empresa, baseado em suas partes e componentes (Gassmann *et al.*, 2013). Ou ainda como o modelo conceitual composto de diversos componentes, que apoiam a arquitetura dos

negócios para a entrega e captura de valor. (Pedroso, 2016).

A principal diferença entre o MN e o MNC está na forma que a criação e entrega de valor ocorrem. O MNC visa soluções para o desenvolvimento sustentável e para a Economia Circular (Geistdoerfer *et al.*, 2018), está inserido em um sistema fechado de materiais (Mentink, 2014), e busca melhorar a eficiência dos recursos e estender a vida útil dos produtos e suas partes, fechando o ciclo de materiais.

Para Frishammar e Parida (2019) no MNC a empresa focal, em conjunto com seus parceiros, utiliza da inovação para criar, capturar e entregar valor de forma a melhorar a eficiência dos recursos estendendo a vida útil dos produtos, e, assim, alcançando benefícios sociais, econômicos e ambientais. Segundo Nussholz (2018), a inovação do modelo de negócio auxilia inovações tecnológicas e organizacionais, além de assegurar parcerias e capacidades necessárias para a preservação e utilização do valor contido nos recursos. Ao adotar um MNC, a empresa passa a ter diversas novas perspectivas para a criação e captura de valor (Únal *et al.*, 2019).

A implementação de práticas gerenciais é utilizada pelas empresas para criar, capturar e entregar valor (Lewandowski, 2016; Risos *et al.*, 2016), mas pouco se sabe sobre as práticas que criam valor de acordo com um MNC.

Práticas gerenciais são a forma da empresa expressar sua estratégia no MN e a forma pela qual essa estratégia é operacionalizada (Bouwman *et al.*, 2018). A transição para um MNC é realizada pela alta direção a partir de práticas gerenciais, definindo e modificando a estratégia da empresa ao longo do tempo (Únal *et al.*, 2019).

Mudanças são inerentes à uma organização, e junto com sua evolução, as práticas gerenciais sofrem variações a fim de atender às novas necessidades da empresa (Oliveira, 2017).

Todo produto ou serviço apresenta um ciclo de vida, análogo ao ciclo biológico referente ao nascimento, crescimento, maturidade, declínio e morte de um produto (Oliveira, 2017). De acordo com o comportamento do produto no mercado vão sendo feitas alterações em cada uma das fases, para que o produto possa ter o sucesso almejado (Oliveira, 2017). Logo, nota-se a importância do Ciclo de Vida do produto para o sucesso da organização (Oliveira, 2017).

Do ponto de vista ambiental, o ciclo de vida de um produto ou serviço compreende todas as atividades encadeadas desde a geração ou aquisição da matéria prima até a sua disposição final (ABNT, 2009).

Em suma, o ciclo de vida de um produto/serviço pode ser subdividido em: *Beginning of Life* (BoL), *Middle of Life* (MoL) e *End of Life* (EoL), referentes, respectivamente, ao começo,

meio e fim da vida de um produto (Wiesner *et al.*, 2015).

Na primeira fase, **BoL**, surgem as ideias, que são selecionadas e transformadas em especificações para o produto (Wiesner *et al.*, 2015). A organização recebe *feedbacks* sobre as informações detalhadas do produto, considerando as condições de fim de vida, disposição final, uso, manutenção e produção (Jun *et al.*, 2011) e são essas informações que serão responsáveis pelo futuro desempenho do produto.

Durante a fase **MoL** o produto é fabricado, no caso de um bem, ou implementado no caso de um serviço, e é entregue ao cliente, que usufrui de seu valor; mas cabe à empresa fornecer o suporte necessário para que suas funcionalidades se mantenham pelo tempo esperado (Wiesner *et al.*, 2015).

E, por fim, no final de sua vida, **EoL**, a principal oferta de valor do produto se perde; então o produto pode ser retirado de mercado, receber uma melhoria, ser reutilizado ou reciclado (Wiesner *et al.*, 2015). Essa fase não necessariamente representa o fim da vida do produto, com o fechamento do ciclo, a EoL de um produto se torna a BoL de outro (Wiesner *et al.*, 2015), otimizando o aproveitamento dos materiais.

Considerações sobre o ciclo de vida de um produto são importantes não só para reduzir os

custos e melhorar a qualidade, mas também para garantir maior valor ao cliente e realizar inovações (Wiesner *et al.*, 2015).

Os impactos ambientais são modificações, positivas ou negativas, decorrentes da interação de atividades do processo produtivo (aspectos ambientais) no meio ambiente (ABNT, 2009).

Estes impactos podem ser quantificados a partir da técnica de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), que avalia os aspectos e impactos ambientais envolvidos no ciclo de vida de um produto ou serviço.

Objetivo

O objetivo deste artigo é apresentar as correlações entre a adoção de práticas gerenciais circulares e respectivas fases do ciclo de vida.

Metodologia

O presente estudo foi desenvolvido a partir de uma revisão de literatura exploratória. Esta metodologia é indicada para fornecer um melhor entendimento de um tópico específico (Baumüller, 2017) e mapear a literatura da área de interesse (Arksey & O'Malley, 2005).

Os autores investigaram a correlação de práticas circulares e modelos de negócio circular, a partir das seguintes strings:

- TITLE-ABS-KEY (practice OR application AND "circular business model") que resultou em 26 artigos;
- TITLE-ABS-KEY ("circular practice"), que por sua vez resultou em 10 artigos, dos quais 8 não eram duplicados;

A pesquisa foi realizada na base de dados Scopus e foi limitada a artigos e *conference papers*, no dia 7 de agosto de 2019, e retornou 34 artigos para serem revisados.

Desses artigos, apenas 8 apresentavam exemplos de práticas circulares.

Dentre os resultados obtidos pela revisão de literatura, os autores optaram por trabalhar com uma série de práticas apresentadas por Nussholz (2018), que guiaram o restante do desenvolvimento deste estudo.

Tal artigo foi escolhido dentre os outros, para ser trabalhado no presente momento, por apresentar um número considerável de práticas e uma descrição adequada das mesmas, possibilitando uma análise conclusiva diante dos resultados esperados neste trabalho. No futuro, todos os oito artigos resultantes da revisão de literatura serão trabalhados.

A fim de correlacionar estas práticas com os impactos ambientais resultantes no ciclo de vida do produto, utilizou-se uma abordagem fundamentada na metodologia da Avaliação do Ciclo de Vida.

A ACV avalia os aspectos e impactos ambientais envolvidos no ciclo de vida de um produto ou serviço e possui uma metodologia rigorosa e transparente, que inclui: definição de objetivo e escopo, análise de inventário, avaliação de impacto e interpretação (ABNT, 2009).

No entanto, em função da diversidade de práticas encontradas na literatura, os autores não puderam coletar dados primários suficientes para a realizar a ACV de cada uma destas práticas e quantificar seus impactos ambientais. Sendo assim, as práticas apresentadas foram relacionadas com as fases BoL, MoL e EoL do ciclo de vida de produtos e serviços.

Também foram apresentadas reflexões sobre os impactos esperados, tanto positivos quanto negativos, em cada uma das fases do ciclo de vida, resultantes das práticas circulares.

Resultados

As práticas apresentadas por Nussholz (2018) foram adotadas como base para analisar os benefícios resultantes no ciclo de vida de um produto após sua adoção por uma empresa. Essas práticas estão descritas na Tabela 1.

Tabela 1: Práticas gerenciais circulares.

<i>Práticas</i>	<i>Descrição</i>
Projeto modular	Projetar o produto de forma modular para facilitar reparo, reciclagem, retorno e revenda do produto; aumentar sua vida útil; e permitir a recuperação de materiais com alto valor agregado.
Estabelecer parcerias	Estabelecer parcerias colaborativas que apoiem a reciclagem ou reparo do produto e assegure o suprimento de suas partes.
Informar usuários	Informar aos usuários sobre a possibilidade de reparo ou reciclagem do produto de acordo com o estado no qual o mesmo se encontra. Além de dar acesso a guias para reparo do produto.
Motivar o retorno	Incentivar e facilitar o retorno do produto ao ciclo por uma relação de comunidade com os consumidores; oferecendo remessas gratuitas e aceitando produtos de terceiros.
Oferecer serviços de apoio	Oferecer serviços de reparo, oferecer acesso à módulos de substituição para estender a vida útil do produto.
Reciclar	Reciclar o produto e seus componente (módulos) aumentando a taxa de recuperação do produto e dos materiais.
Remanufaturar	Remanufaturar o produto e seus componentes (módulos).
Reparar	Reparar os produtos possibilitando o seu uso prolongado.

Levando em consideração as três fases do ciclo de vida de um produto - BoL, MoL e EoL - é possível estabelecer uma relação entre as práticas da tabela 1 e tais fases, elucidando assim em qual momento da vida do produto essas práticas exercem maior influência, e sendo assim, quando e onde, quando forem aplicadas, poderão gerar os maiores benefícios, seja reduzindo os impactos negativos ou ampliando os impactos positivos. Essa relação está descrita na tabela 2.

Tabela 2: As práticas e as fases do ciclo de vida.

<i>Fase</i>	<i>Práticas</i>
BoL	Projeto modular
MoL	Informar usuários Oferecer serviços de apoio
EoL	Motivar o retorno Reparar Reciclar Remanufaturar
Interfases	Estabelecer parcerias

A prática Projeto Modular foi atribuída à fase BoL pois, embora seja uma prática que trará efeitos à todas as fases do ciclo de vida, sua atuação ocorre durante o começo da vida do produto, onde ele é projetado e especificado para que possa ser modular e assim facilitar reparos e manutenção e possibilitar estender a vida útil do produto, além de fechar o ciclo de recursos.

Na segunda fase, MoL, a prática de informar os usuários entra em cena, pois o repasse de informação deve ocorrer durante a vida útil do produto, para que assim, o consumidor saiba se ou quando é possível estendê-la ou que providências devem ser tomadas quando sua vida chegar ao fim; além de informação sobre o estado do produto, informações sobre os impactos do uso do produto também devem ser repassadas. A oferta de serviços de apoio também faz parte dessa fase, já que o oferecimento de tais serviços ocorre para que a vida do produto seja estendida, mantendo o valor ofertado ao cliente e mantendo suas funcionalidades por maior tempo. Conseqüentemente diminuindo novas demandas e otimizando o aproveitamento dos recursos. Esses serviços podem ser customizados de acordo com as diferentes necessidades encontradas.

Na fase final, EoL, encontram-se práticas que são mais externas aos ciclos técnico e biológico, ou seja, acabam demandando mais recursos e gerando maiores impactos quando comparadas a opções mais internas aos ciclos, como por exemplo práticas que apoiem o compartilhamento entre os usuários ou o aproveitamento em cascata. Mas é importante salientar que ainda assim essas práticas são muito importantes e fazem parte do fechamento do ciclo.

Motivar o retorno do produto é uma prática essencial para permitir que a empresa assuma a

responsabilidade do pós uso e faça o melhor encaminhamento do produto e de seus componente a fim de recuperar valor; essa motivação pode ser feita por meio de incentivos ao consumidor, como por exemplo dando crédito ou um retorno monetário. O reparo irá ocorrer quando o produto não puder mais exercer sua função, e por isso chega ao final de sua vida útil; mas com a implementação dessa prática sua vida é prolongada. O reparo é mais econômico e demanda menos recursos quando comparado à reciclagem, por exemplo.

A reciclagem do produto, ou de suas partes, irá possibilitar o reaproveitamento de sua matéria prima; mas é uma prática que só deve ser adotada ao final da vida útil do produto e quando práticas como reparo e remanufatura não forem mais possíveis de serem realizadas, pois demanda mais energia, tempo e custo. A remanufatura, por sua vez, possibilita o reaproveitamento dos componentes de um produto em desuso em um novo produto, por meio de um aprimoramento, com isso, essa prática permite o fechamento do ciclo, tornando essa fase final a fase inicial de outro produto.

E por fim, o estabelecimento de parcerias é uma prática que pode e deve ocorrer nas três fases do ciclo de vida, pois possibilita uma otimização em todas as etapas, seja pelo recebimento de matéria prima de fontes secundárias (BoL), pelo prolongamento da vida útil através de assistências (MoL), pela recuperação de valor

pela reciclagem realizadas por cooperativas (EoL), dentre outras possibilidades.

Conclusões

O estudo possibilitou estabelecer correlações entre as práticas apresentadas na literatura e as fases do ciclo de vida. Tais relações demonstram que pode ser desenvolvida uma estratégia de gerenciamento de impactos ambientais por meio da adoção de práticas gerenciais circulares.

Ao adotar uma prática gerencial circular, correlacionada a determinada fase do ciclo de vida, essa prática irá trazer diversos benefícios para a organização, podendo minimizar os impactos negativos e aprimorar os impactos positivos relativos a sua fase correspondente.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001, do CNPq, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - Brasil [2019] e da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), processo nº 2019/07874-2.

Referências bibliográficas

ABNT (2009a) NBR ISO 14040 – Gestão ambiental - avaliação do ciclo de vida: princípios e estrutura. Rio de Janeiro.
Arksey, H; O'malley, L. (2005) <https://doi.org/10.1080/1364557032000119616>

Baumüller, H. (2017) <https://doi.org/10.1002/jid.3314>

Bauwman, H., Nikou, S., Molina-Castillo, F. J., de Reuver, M. (2018) <https://doi.org/10.1108/DPRG-07-2017-0039>

BSI (2017) BS 8001 - Framework for Implementing the Principles of the Circular Economy in Organizations. London.

Frishammar J., Parida V. (2019). <https://doi.org/10.1177%2F0008125618811926>

Gassmann, O.; Frankenberger, K.; Csik, M. (2013) The St. Gallen business model navigator. University of St. Gallen.

Geissdoerfer, M.; Savaget, P.; Bocken, N. M. P.; Hultink, E. J. (2017) <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.12.048>

Jun, H. -B., Shin, J. -H., Kim, Y. -S., Kiritsis, D., Xirouchakis, P. (2011) <https://doi.org/10.1080/09511920701501753>

Lewandowski, M. (2016) <https://doi.org/10.3390/su8010043>

Mentink, B. (2014) Circular Business Model Innovation: A process framework and a tool for business model innovation in a circular economy.

Nussholz, J. L. K. (2018) <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.06.112>

Oliveira A F. (2017) Proposta de gerenciamento do ciclo de vida do produto suportando o estado de competitividade das organizações. Tese (doutorado) – Unicamp. 191 p.

Osterwalder, A., Pigneur, Y. (2010) <https://doi.org/10.1523/JNEUROSCI.0307-10.2010>

Pedroso, M. C. (2016) Modelo de negócios e suas aplicações em administração. 409 p. Tese (Livre-Docência) – Faculdade de Economia, Administração e Contabilidade, Universidade de São Paulo, São Paulo.

Rizos, V., Behrens, A., van der Gaast, W., Hofman, E., Ioannou, A., Kafyke, T., Flamos, A., Rinaldi, R., Papadelis, S., Hirschnitz-Garbers, M., Topi, C. (2016) <https://doi.org/10.3390/su8111212>

Sako, M. (2012) <https://doi.org/10.1145/2209249.2209259>

Ünal, E.; Urbinati, A.; Chiaroni, D.; Manzini, R. (2019) <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.12.034>

Wiesner S.; Freitag, M.; Westphal, I.; Thoben, K. D. (2015) <https://doi.org/10.1016/j.procir.2015.02.018>

Zott, C.; Amit, R.; Massa, L. (2011) <https://doi.org/10.1177/0149206311406265>

Qual é a relação entre a Economia Circular e a ISO 14001:2015?

Camila dos Santos Ferreira¹

Giovana Monteiro Gomes¹

Aldo Roberto Ometto¹

¹Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo
Campus de São Carlos, Av. Trab. São Carlense, 400
ferreira.camila@usp.br

Resumo

A Economia Circular (EC) tem como objetivo manter produtos, componentes ou materiais em seu mais alto nível de utilidade e valor preservando o capital natural, através da integração das partes interessadas, visão de longo prazo, foco em benefícios positivos e dissociação do valor material. Implementar os princípios da EC nas organizações significa adotar a abordagem sistêmica para o design de processos, produtos, serviços e modelos de negócio com o objetivo de criar valor e gerenciar de forma sustentável os recursos. A ISO 14001:2015 é uma norma internacional que estabelece requisitos para a implementação de um sistema de gestão ambiental, por meio do gerenciamento das interações entre os processos operacionais e o ambiente natural. Este padrão normativo estabelece a necessidade de a organização considerar a perspectiva do ciclo de vida. Sendo assim, a ISO 14001:2015 pode ser vista como uma forma de implementar a EC nas organizações. Diante desse contexto, este artigo tem como objetivo relacionar os princípios da EC com a ISO 14001:2015. Os métodos de pesquisa utilizados são revisão bibliográfica e estudo de caso. Os resultados apontam que a abordagem sistêmica, por exemplo, orienta ambos SGA e Economia Circular, a considerarem o ecossistema ecológico e de negócio, assim como suas interações. Os demais princípios do

SGA, incentivam e conduzem princípios circulares, em especial a governança, colaboração e transparência, tão importantes para a circularidade. A organização estudada insere os princípios da EC, pois também implementam os princípios do SGA. Diante deste contexto, conclui-se que os princípios da EC relacionam-se com os princípios do SGA.

Palavras-chaves: Sistema de Gestão Ambiental, ISO 14001:2015 e Economia Circular

Introdução

O modelo econômico baseado na extração, produção, consumo e descarte está atingindo seu limite. Diante desse contexto, a Economia Circular (EC) auxilia na mudança deste modelo, através da preservação e aprimoramento do capital natural e otimização da produção, minimizando, assim, os riscos sistêmicos através da gestão de estoques finitos e fluxo renováveis (Ellen MacArthur Foundation, 2017). Segundo Kirchherr *et al* (2017) a EC busca inserir a redução, reutilização, reciclagem e recuperação de materiais, atuando nos níveis micro (empresa), meso (eco-parques) e macro (cidades) criando qualidade ambiental, prosperidade econômica e equidade social para as gerações atuais e futuras.

De acordo com a BSI 8001:2015 os princípios da EC englobam:

- **Pensamento sistêmico** onde a organização entende como suas decisões e atividades interagem no sistema que faz parte;

- **Inovação** para criar valor, permitindo o gerenciamento sustentável dos recursos, através do design de processos, produtos e/ou serviços e modelo de negócio;

- **Governança**, a gestão de impactos diretos e indiretos de suas decisões, considerando o sistema que faz parte;

- **Colaboração** interna e externa para a criação de valor mútuo;

- **Otimização de valor** dos produtos, componentes e materiais o tempo todo;

- **Transparência** na tomada de decisões e realização de atividades que influenciam na transição para um modo de operar mais circular e sustentável de forma aberta, além de comunicar de maneira clara, precisa, oportuna, honesta e completa.

Sendo assim, transitar para um modelo de negócio circular consiste em uma decisão estratégica que está associada a inovações no sistema de negócio com o objetivo de alcançar maior efetividade sistêmica e impactos positivos para a organização e seus *stakeholders* (CNI, 2018). Além disso, Ludeke-Freund *et al.* (2019) afirmam que as organizações devem repensar suas cadeias de valor e modelos de negócio para se adequarem a esta novo proposta de economia.

De acordo com a CNI (2018), proporcionar a educação para que atitudes e valores baseados em aprendizagem colaborativa, elaboração de

políticas públicas que facilite a inserção da EC, desenvolvimento de novas tecnologias, inovações disruptivas desde de modelos de negócio até operações e investimento em infraestrutura que possibilite a realização de atividades circulares são apontados como facilitadores.

A infraestrutura estabelecida pelo Sistema de Gestão Ambiental baseado na norma ISO 14001:2015 pode ser o ponto inicial para a inserção as atividades circulares, já que a norma estabelece a necessidade das organizações a inserirem a perspectiva do ciclo de vida.

Um SGA faz parte de um sistema de gestão e tem como objetivo gerenciar aspectos ambientais, garantir o cumprimento de requisitos legais e outros que considerar relevantes e identificar os riscos e oportunidades (ISO, 2015a).

Os princípios do SGA, ou seja, as regras fundamentais que são aceitas como base para a gestão (Sousa; Voss, 2002; Gambi, 2014), são:

- **Prevenção da poluição:** uso de processos, práticas, técnicas, materiais, produtos, serviços ou energia para evitar, reduzir ou controlar (separadamente ou em conjunto) a geração, emissão ou descarga de qualquer tipo de poluente ou rejeito, a fim de reduzir os impactos ambientais adversos (ISO, 2015a. p.3);

- **Atendimento a requisitos legais e outros:** a organização deve garantir que os requisitos legais (obrigatórios) e outros (não obrigatórios) sejam cumpridos;

- **Liderança:** a organização deve desenvolver a capacidade de influenciar e motivar as pessoas a fazerem algo de boa vontade e empregar seu talento na busca de resultados que auxiliie a organização a melhorar continua (Carpinetti; Gerolamo, 2016);

- **Engajamento das pessoas:** a organização deve estabelecer um ambiente colaborativo onde as pessoas devem estar motivadas e capacitadas para realizar melhorias e mudanças adequadas para o melhor aproveitamento de sua energia em prol da organização (Carpinetti; Gerolamo, 2016);

- **Abordagem sistêmica para gestão:** os processos de negócio e suas inter-relações devem ser identificados e funcionarem como um sistema coerente para obtenção de resultados consistentes e previsíveis de modo a alcançar e eficácia e a eficiência (ISO, 2015b. p. 6) do sistema de gestão ambiental;

- **Melhoria contínua:** atividades recorrente (periódica) para aumentar o desempenho ambiental (ISO, 2015a. p.6);

- **Tomada de decisão com base em evidência:** as decisões devem ser tomadas com base na análise e avaliação de dados e informações propensas a produzir resultados desejados (ISO, 2015b. p. 8);

- **Gestão de relacionamentos:** as organizações devem gerenciar o relacionamento com as partes interessadas pertinentes (ISO, 2015b. p. 9).

A implementação de um SGA é motivado por pressões externas de clientes e sociedade, atendimento a requisitos legais, comunicação com partes interessadas, reputação e imagem organizacional (Mas-Machuca; Marimon, 2019).

O SGA pode auxiliar na aceleração da transição para uma economia restaurativa e regenerativa (Merli; Preziosi, 2018). Sendo assim, a ISO 14001:2015 é vista como um agente de mudança para a economia circular (Smith, *et al.*, 2017). No entanto, Pesce *et al.* (2018) apontam que a ISO 14001 ainda não se integra completamente com a economia circular, pois não estabelece claramente a implementação da perspectiva do ciclo de vida.

Sendo assim, para auxiliar no preenchimento desta lacuna, este artigo tem como objetivo relacionar os princípios da EC com a ISO 14001:2015.

Metodologia

O método utilizado neste trabalho foi o estudo de caso. De acordo com Eisenhardt (1989) o estudo de caso é uma estratégia de pesquisa que visa compreender a dinâmica de um problema contemporâneo em um cenário específico. Para Yin (2005) este método busca responder perguntas de como e por que.

O método estudo de caso auxilia no desenvolvimento de novas teorias, além disso, auxilia na criação de novas ideias que podem

ser aplicadas na prática (Voss, *et al.*, 2002). A pesquisa de caso enriquece o pesquisador, pois ele é exposto a problemas reais e compreende a percepção de todos os envolvidos dos diferentes níveis (Voss, *et al.*, 2002).

O estudo de caso é baseado na triangulação de evidências qualitativa e/ou quantitativa, pois combina métodos de coleta de dados, como arquivos, documentos, entrevistas, questionário e observações (Eisenhardt, 1989).

Diante deste contexto, o estudo de caso buscou responder a seguinte pergunta de pesquisa: Como os princípios da EC relacionam-se com o SGA?

Seleção do caso

A seleção do caso é um aspecto importante para a construção de teoria, pois o caso escolhido define o conjunto de características que a amostra da pesquisa foi retirada, além disso, a definição clara dos critérios de seleção do caso auxilia na generalização dos resultados (Eisenhardt, 1989). Diante desse contexto, os critérios de seleção do caso foram: organização que possui um modelo de negócio circular e um sistema de gestão ambiental consolidado.

O caso estudado é uma organização de grande porte (emprega aproximadamente 17 mil pessoas), possui plantas produtivas em seis estados brasileiros, e é líder brasileira na produção de aço. A unidade estudada tem SGA

certificado de acordo com a norma ABNT NBR ISO 14001 e seu modelo de negócio é baseado na recuperação de recursos, através da utilização da sucata metálica, principal insumo para a rota semi-integrada operada na unidade.

Matriz de Comparação

A fim de orientar a coleta de dados, foi utilizada uma metodologia adaptada de Sanches (2011), constituída de uma matriz de comparação entre os princípios do Sistema de Gestão Ambiental e da Economia Circular. O documento orientador para o conteúdo do SGA foi a norma brasileira ABNT NBR ISO 14001:2015 e para o conteúdo de Economia Circular a norma britânica BS 8001:2017.

Primeiramente, a matriz foi preenchida separadamente pelos autores do artigo e, em seguida, os resultados foram comparados e as divergências foram debatidas, até que se obtivesse um consenso, de forma a minimizar a subjetividade inerente ao método.

Os critérios para comparação foram adaptados de Sanches (2011): cor verde sugere um potencial de convergência entre os princípios, ou seja, eles estão diretamente relacionados; cor vermelha aponta um potencial de divergência, os princípios são opostos ou não se integram; e, cor branca indica que não foram observadas relações entre os princípios.

Coleta de dados

Os dados foram coletados a partir do relatório de sustentabilidade e do manual do sistema de gestão ambiental da organização escolhida.

Resultados e discussões

Matriz de Comparação

O resultado do alinhamento da matriz de comparação, entre os autores, está ilustrado na Figura 1.

Os autores não encontraram nenhuma evidência de divergência entre os princípios do SGA e da Economia Circular, ao contrário, vários princípios estão diretamente relacionados.

Os princípios do SGA, incentivam e conduzem princípios circulares, em especial a governança, colaboração e transparência, tão importantes para a circularidade.

Desta forma, espera-se que a implementação do SGA e certificação ISO 14001 auxiliem organizações na transição para a Economia Circular.

De acordo com o caso estudado, observa-se que a organização implementa os princípios do SGA, pois é certificada ISO 14001. Sendo assim, são apresentadas as ações que a organização utiliza para atender aos princípios do SGA e sua relação com a EC.

meio ambiente, saúde e segurança ocupacional e as partes interessadas.

Figura 1: Matriz de comparação entre os princípios

		Princípios circulares (BS 8001:2017)					
		Pensamento Sistêmico	Inovação	Governança	Colaboração	Otimização de valor	Transparência
Princípios da Gestão (ISO 14001:2015)	Prevenção da Poluição						
	Atendimentos a requisitos legais e outros						
	Liderança						
	Engajamento das pessoas						
	Abordagem sistêmica para gestão						
	Melhoria contínua						
	Tomada de decisão com base em evidência						
	Gestão de relacionamentos						

do SGA e da Economia Circular

Prevenção da poluição

A organização possui um ambiente de colaboração com propósito de desenvolver soluções inovadoras que considere o princípio da precaução no desenvolvimento e lançamento de novos produtos, considerando os riscos ao

Dentre os diversos produtos e serviços que a organização oferece aos seus clientes com o intuito de otimizar valor destaca-se a oferta de estruturas de casa padronizada que reduz a geração de resíduos e sucatas, além de agilizar a

execução da obra e diminuir a necessidade de mão de obra.

Como forma de prevenir a poluição a alta direção (governança) deixa claro que a organização busca reduzir o consumo de água, de energia e emissão de gases que contribuem para o efeito estufa, além disso, economia circular, avaliação do ciclo de vida, escassez hídrica, emissões e certificação foram apontados como os principais temas a serem abordados pela organização em 2019 a 2023.

Atendimento a requisitos legais e outros

A gerência do meio ambiente identifica, de acordo com as atividades, produtos e serviços, a legislação ambiental cabível no nível federal, estadual e municipal. Os requisitos legais e outros são monitorados através de auditorias interna e externa e reunião de análise crítica pela alta direção. Os resultados são divulgados em forma de relatório. Ou seja, a governança e transparência são princípios da EC que a organização implementa com a ajuda do SGA.

Liderança

A organização incentiva a liderança inspiradora oferecendo aos liderados uma visão do todo, através do compartilhamento da direção estratégica a sua equipe de forma transparente.

Além disso, estimula a troca de ideias para a construção de soluções sustentáveis. Sendo assim, a liderança está fortemente relacionada com os princípios da EC de governança, colaboração e transparência.

Engajamento das pessoas

A liderança é responsável por engajar as pessoas. Na organização estudada, isto ocorre através da gestão das partes interessadas, de treinamentos e conscientização dos funcionários, deste modo, a comunicação, transparência, governança e colaboração são essenciais.

Abordagem sistêmica para gestão

A organização considera a integração dos processos de negócio para propor ações que auxiliem no alcance dos objetivos ambientais. Sendo assim, a abordagem sistêmica, orienta ambos SGA e Economia Circular, que consideram todo o ecossistema ecológico e de negócio, assim como suas interações

Melhoria contínua

A organização realiza auditorias internas e externas de forma periódica. As auditorias auxiliam na identificação de riscos e

oportunidades que podem gerar novas ideias e consequentemente inovações para otimizar valor e eliminar ou diminuir os impactos ambientais negativos. Para que a melhoria contínua ocorra todos os funcionários da organização precisam colaborar e serem transparentes na divulgação de dados e resultados do processo de auditoria.

Tomada de decisão com base em evidências

A alta direção analisa criticamente os resultados provenientes do SGA e toma decisões para garantir sua contínua adequação, pertinência e eficácia e inclui, entre outros fatores, a avaliação de oportunidades de melhoria, a identificação da necessidade de alterações na política, nos objetivos e nas metas ambientais, bem como em outros elementos do Sistema. Este processo envolve a governança e transparência.

Gestão de relacionamentos

A organização identifica e gerencia as partes interessadas de forma contínua. A comunicação ocorre dos dois sentidos (organização e sociedade e vice e versa). Além disso, a organização estruturou um sistema específico de gestão de partes interessadas. Sendo assim, essa prática auxilia na inserção dos princípios da EC governança, transparência e colaboração.

Conclusões

Este estudo teve como objetivo relacionar os princípios da EC com a ISO 14001:2015. Os resultados apontam que não existem nenhuma evidência de divergência entre os princípios do SGA e da Economia Circular, ao contrário, vários princípios estão diretamente relacionados. Os princípios do SGA que mais relacionaram-se com a EC foram prevenção da poluição e melhoria contínua. Os dados obtidos pela organização estudada corroboram a relação entre os princípios. A avaliação de um único estudo de caso pode ser apontado como uma limitação deste trabalho. Sendo assim, pesquisas futuras poderiam ser realizadas para verificar a implementação dos princípios em outras organizações.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001 e da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), processo nº 2019/07874-2. Os autores também agradecem à empresa que concedeu o estudo de caso.

Referências

ABNT (2015) NBR ISO 14001 - Sistema de Gestão Ambiental. Rio de Janeiro.

BSI (2017) BS 8001 - Framework for Implementing the Principles of the Circular Economy in Organizations. London.

- Carpinetti, L. C. R., & Gerolamo, M. C. (2016). *Gestão da qualidade ISO 9001:2015: requisitos e Integração com a ISO 14001:2015* (1. ed.). São Paulo: Atlas.
- CNI (2018) *Economia Circular: oportunidades e desafios para a Indústria Brasileira*. Brasília.
- Eisenhardt, K. M. (1989) *Building Theories from Case Study Research*. *The Academy of Management Review*, 14, 532–550.
- Ellen MacArthur Foundation (2017). *Economia circular*. Disponível em: <<https://www.ellenmacarthurfoundation.org/pt/economia-circular/conceito>>.
- Gambi, L. N. (2014). *A relação entre cultura organizacional e o uso de técnicas da qualidade e seu impacto no desempenho operacional* (Dissertação). São Carlos: Universidade de São Paulo.
- International Organization for Standardization – ISO. (2015a). *ISO 14001:2015: environmental management systems: requirements with guidance for use*. Geneva: ISO.
- International Organization for Standardization – ISO. (2015b). *ISO 9000:2015: Quality management systems — Fundamentals and vocabulary*. Geneva: ISO.
- Kirchherr, J.; Reike, D.; Hekkert, M. (2017) <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.09.005>
- Lüdeke-Freund, F.; Gold, S.; Bocken, N. M. P. (2019) <https://doi.org/10.1111/jiec.12763>
- Mas-Machuca, M.; Marimon, F. (2019) Still implementing ISO 14000 for the same reasons? *International Journal for Quality Research*, 13, 115–130.
- Merli, R.; Preziosi, M. (2018) <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.11.031>
- Pesce, M. Shi, C.; Critto, A.; Wang, X.; Marcomini, A. (2018) <https://doi.org/10.3390/su10093196>
- Sanches, R. (2011) doi:10.11606/D.18.2011.tde-25042011-103032
- Smith, D.; Fothergill, J.; Payne, R.; Baxter, M. (2017) *Driving Sustainable Resource Management through ISO 14001:2015*.
- Sousa, R.; Voss, C. A. (2002). *Quality management: universal revisited: a reflective review and agenda for future research*. *Journal of Operations Management*, 20, 91-109.
- Voss, C.; Tsiriktsis, N.; Frohlich, M. (2002) 10.1108/01443570210414329
- Yin, R. K. (2005) *Estudo de caso: planejamento e métodos*. 3 ed., Porto Alegre: Bookman.

Atualização e regionalização dos datasets de produção de energia elétrica do Brasil no Ecoinvent 3.6

Henrique Rogerio Antunes de Souza Junior ^{1,2,3}

Edivan Cherubini ³

Guilherme Marcelo Zanghelini ³

Sebastião Roberto Soares ¹

¹ Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC);

² Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC);

³ EnCiclo Soluções Sustentáveis.

henrique.junior@posgrad.ufsc.br

Resumo

O desenvolvimento de uma Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) dificilmente é possível sem o auxílio de bases de dados previamente estabelecidas. Não seria trivial, por exemplo, inventariar os aspectos da produção de energia elétrica toda vez que esse recurso fosse utilizado em um sistema de produto. Ao mesmo tempo, a robustez dos resultados de uma ACV está diretamente relacionada com a qualidade e representatividade dos dados, tanto primários quanto secundários, utilizados durante a sua execução. Assim, é primordial que bases de dados sejam continuamente atualizadas. Este artigo apresenta os resultados do processo de atualização dos datasets da produção de energia elétrica brasileira para a versão 3.6 do ecoinvent, sendo parte constante do projeto “Life Cycle Inventories of Electricity Production in Latin America”. O procedimento consistiu em três etapas: levantamento de informações, tratamento e submissão na plataforma do banco de dados. Para o levantamento foram realizadas buscas em órgãos como Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL) e Ministério de Minas e Energia (MME), em empresas como Eletrobrás e Itaipu, bem como em artigos, dissertações e teses. Já o tratamento e a submissão se deram com o auxílio de planilhas e do ecoEditor, específico para a submissão de datasets ao ecoinvent®. A principal modificação da versão atualizada é a regionalização dos datasets com dados específicos de geração e transmissão para as cinco regiões do país,

sendo: BR-Northern, BR-North-eastern, BR-Mid-western, BR-South-eastern, e BR-Southern. Além da regionalização, as emissões das diferentes matrizes energéticas também foram atualizadas. Na versão anterior as emissões de Gases de Efeito Estufa representavam 0,220 kg CO₂eq./kWh. Na versão 3.6 representam 0,517 kg CO₂eq./kWh., um aumento de 235% puxados pela contabilização de certas emissões antes não levantadas nos reservatórios de hidrelétricas, aumento da parcela de biomassa na produção energética nacional, bem como condições do ano base 2014 (maior parcela de termelétricas). Por fim, embora a atualização conte com dados regionalizados, destaca-se que estes devem ser utilizados somente para análises de sensibilidade, uma vez que o a rede nacional é interligada entre as diferentes regiões, ou seja, a energia gerada em uma região, pode ser consumida em outra.

Palavras-chaves: Matriz elétrica brasileira; Inventário do Ciclo de Vida; Atualização de datasets; ecoEditor; ecoinvent 3.6.

Introdução

A ACV tem recebido cada vez mais atenção da indústria e das autoridades como uma metodologia importante para, por exemplo, desenvolvimento de política integradas de produtos, avaliações tecnológicas ou design para o meio ambiente. Paralelamente a essa tendência crescente nas aplicações de ACV, a demanda por dados de alta qualidade, confiáveis, transparentes, independentes e consistentes também aumentou (ECOINVENT, 2020).

Para atender a demanda supracitada, na década de 90 surgiram diferentes instituições dispostas a desenvolverem *datasets*, dentre estas, o

ecoinvent®, que no ano de 2003 lançou sua primeira versão de banco de dados para ACV. Após a versão 1.0, esforços sucessivos continuaram sendo empregados para ampliar e revisar os conteúdos dos bancos de dados. Sendo assim, as versões 2.0 e 3.0, foram disponibilizadas nos anos de 2007 e 2012, respectivamente. Desde então, a versão 3 tem sido atualizada anualmente, chegando em 2019, à sua versão 3.6.

A sétima atualização da versão 3 do banco de dados do ecoinvent conta com mais de 2.200 conjuntos de dados novos e 2.500 atualizados, relacionados à agricultura, materiais de construção, produtos químicos, eletricidade, pesca, metais, refinarias, têxteis, turismo, transporte, tratamento e reciclagem de resíduos e abastecimento de água (ECOINVENT, 2020).

O objetivo deste artigo é apresentar o processo de atualização dos datasets de geração e transmissão de eletricidade na matriz brasileira para a versão 3.6 do ecoinvent, sendo parte constante do projeto “Life Cycle Inventories of Electricity Production in Latin America”. Tal projeto é financiado pelo ecoinvent® Association via parceria com a iniciativa sueca Sustainable Recycling Industries (SRI) e foi desenvolvido pelo ALEC consortium, composto por Gaia (Colômbia), Südesco Energy (Peru), CONICET (Argentina), CADIS (México) e EnCiclo/CICLOG (Brasil).

A matriz elétrica brasileira

O Brasil possui 5.568 municípios que correspondem a uma área total de 8.515.759.090 km² (IBGE, 2018). Tamaña dimensão posiciona o país como o quinto maior do planeta, influenciando diretamente na complexidade da rede de energia elétrica. Em 2016, por exemplo, a rede brasileira contava com 134.765 km de extensão (3,36 vezes a circunferência da Terra) para distribuir a eletricidade produzida por mais de 3.600 usinas (MME, 2015).

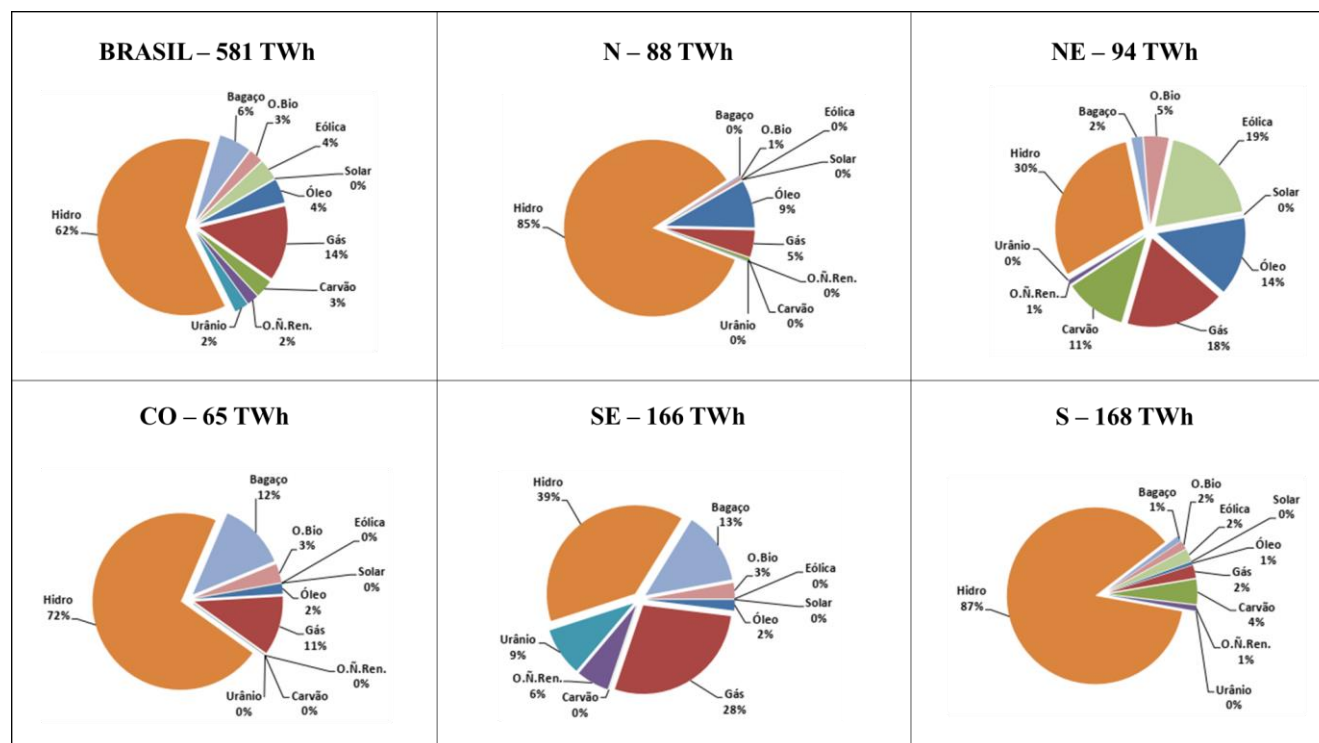
A população atual de 209 milhões de pessoas (IBGE, 2018) exige constantemente um aumento na produção de eletricidade. Segundo o *Global Energy Statistical Yearbook* (2018), o Brasil é responsável por 2,2% da produção mundial de energia, ocupando o 8º lugar em termos de TWh produzido (585 TWh) estando também entre os maiores consumidores (9º lugar) com 522 TWh.

A matriz elétrica brasileira (Figura 1) é considerada uma das mais limpas do mundo, principalmente devido ao alto potencial de produção de energia a partir de fontes hídricas.

A participação de fontes renováveis na matriz elétrica brasileira em 2014 representou 65,2%, um valor baixo, quando comparado com outros anos (84,5% em 2012 e 80,2% em 2017 (EPE, 2018)). Um dos motivos foram as condições climáticas desfavoráveis durante o período mencionado. Por outro lado, a produção de energia eólica teve um aumento de 85,6%, o que indica a estratégia brasileira de aumentar a participação de fontes renováveis na produção de energia.

O aumento da demanda por eletricidade associado à variação da composição da matriz elétrica brasileira, legitimam a necessidade da atualização dos bancos de dados relacionados a produção e distribuição de energia elétrica para o Brasil.

Figura 1: Matriz elétrica brasileira (MME, 2016a)



Metodologia

O procedimento de atualização consistiu basicamente em três etapas: o levantamento de informações, o tratamento dos dados e a submissão destes. É importante ressaltar que, diferentemente das versões anteriores, esta atualização contou com a regionalização dos *datasets*, ou seja, as entradas e saídas que antes eram generalizadas para todo o Brasil, passaram a ser especificadas para as cinco regiões brasileiras (Norte, Nordeste, Centro-oeste, Sudeste e Sul). O horizonte temporal abrangeu majoritariamente os anos de 2014 a 2017, sendo complementado por outros anos, quando na ausência de informações para o período.

Coleta dos dados

Os dados coletados para este projeto seguiram uma abordagem *top-down* com base nas estatísticas publicadas pelo Escritório de Pesquisa Energética (EPE) e disponibilizados por diferentes empresas/instituições ligadas ao MME (ANEEL, ONS, SPE, entre outros). Dados específicos sobre emissões e outros parâmetros relacionados ao consumo de recursos e à eficiência das usinas foram coletados por meio de relatórios de sustentabilidade das empresas responsáveis pelo gerenciamento das usinas, bem como em trabalhos científicos (e.g. dissertações, teses e artigos científicos). Os dados atualizados (Tabela 1), bem como o detalhamento das fontes, são apresentados a seguir.

Carvão

Os dados sobre emissões atmosféricas foram obtidos no Relatório de Sustentabilidade da ELETROBRAS (ELETROBRAS, 2015). Para estimar as emissões fósseis de CH₄ e N₂O, foram utilizados os fatores de emissão do relatório AR4 do IPCC (IPCC, 2007). Como não foram encontrados dados para as usinas da região Nordeste do Brasil, os dados foram extrapolados com base nas usinas da região Sul.

Gás Natural

Os dados sobre emissões atmosféricas foram obtidos no estudo de Coelho (2014). O autor estimou as emissões de algumas das principais usinas de gás natural por meio da metodologia

descrita no AP-42 - Compilação de fatores de emissão de poluentes atmosféricos da USEPA.

Tabela 1: Dados atualizados por fonte de energia.

Fonte	Dados
Carvão	- Annual Production Volume - Carbon dioxide, fossil - Methane, fossil - Dinitrogen oxide - Nitrogen oxides - Sulfur dioxide
Gás Natural	- Annual Production Volume - Carbon dioxide, fossil - Carbon monoxide, fossil - Methane, fossil - Nitrogen oxides - Dinitrogen oxides - Sulfur dioxide - Particulates >10 *
Óleo	- Annual Production Volume - Carbon dioxide, fossil
Hidrelétrica	- Annual Production Volume - Carbon dioxide - Dinitrogen monoxide - Methane non-fossil - Transformation, from forest - Transformation, to lake - Volume occupied - Water, turbine use
Nuclear	- Annual Production Volume - Cooling water consumption
Eólica	- Annual Production Volume - Installed capacity
Biomassa	- Production Volume - Biomass input

* somente para usinas convencionais

Óleo

Para a produção de energia das usinas a óleo, a única atualização foi em relação as emissões de CO₂ baseadas em Colossi (2012).

Hidrelétrica

Para estimar as emissões de CO₂ e CH₄ na geração hidrelétrica, foram aplicadas médias ponderadas com base nos dados de emissão de Scherer e Pfister (2017). Para o uso de água nas turbinas, os dados são baseados na usina de Itaipu e extrapolados para as demais regiões (Itaipu, 2014). Por fim, as emissões de N₂O foram obtidas em Brasil (2014).

Nuclear

Para a geração por fonte nuclear, somente o consumo de água de resfriamento foi atualizado. Tal parâmetro foi obtido no Relatório Anual de Sustentabilidade da Eletrobrás (ELETROBRAS, 2014).

Eólica

Os dados atualizados incluíram apenas o tipo de tecnologia utilizada, a quantidade de energia produzida e a capacidade da turbina. Os dados de produção de eletricidade e capacidade da turbina foram baseados em MME (2016a) e MME (2016b), respectivamente.

Biomassa

Para produção de energia a partir de biomassa, o único parâmetro atualizado foi o volume anual de produção. A estimativa atualizada foi baseada no volume de produção do produto de referência

calculado considerando a quantidade de eletricidade produzida a partir do bagaço (ou outra fonte de biomassa) em 2015, de acordo com o MME (2016a), mantendo a razão kg/KWh do conjunto de dados ecoinvent original.

Perdas (Transformação)

Perdas de energia são aquelas que ocorrem entre a geração nas usinas e os sistemas de distribuição. Segundo a IEA (2015), de forma geral as perdas brasileiras de transmissão/distribuição em 2014 foram de 93,17 TWh, valor que representa quase 16% da produção bruta, porém, na atualização dos datasets esse valor foi adequado de acordo com cada região.

Tratamento dos dados

O tratamento dos dados se deu pela adequação dos diferentes aspectos para o fluxo de referência de 1 KWh. Algumas emissões foram parametrizadas de acordo com a eficiência de cada tipo de geração, ou ainda com os diferentes fatores de capacidade (Equação 1).

$$\left(\text{once_through_andCP_CS_fractio_from_allCS}\right) * \left(\frac{3199000}{15000000000}\right) \quad (1)$$

Figura 2: Matriz Pedigree para ajuste de incerteza.

Indicator Score	1	2	3	4	5
Reliability	<input type="radio"/> Verified data based on measurements	<input type="radio"/> Verified data partly based on assumptions OR nonverified data based on measurements	<input type="radio"/> Non-verified data partly based on qualified estimates	<input checked="" type="radio"/> Qualified estimate (e.g. by industrial expert)	<input type="radio"/> Non-qualified estimate
Completeness	<input type="radio"/> Representative data from all sites relevant for the market considered over an adequate period to even out normal fluctuations	<input type="radio"/> Representative data from >50% of the sites relevant for the market considered over an adequate period to even out normal fluctuations	<input type="radio"/> Representative data from only some sites (<<50%) relevant for the market considered OR >50% of sites but from shorter periods	<input type="radio"/> Representative data from only one site relevant for the market considered OR some sites but from shorter periods	<input checked="" type="radio"/> Representativeness unknown or data from a small number of sites AND from shorter periods
Temporal Correlation	<input type="radio"/> Less than 3 years of difference to the time period of the dataset	<input checked="" type="radio"/> Less than 6 years of difference to the time period of the dataset	<input type="radio"/> Less than 10 years of difference to the time period of the dataset	<input type="radio"/> Less than 15 years of difference to the time period of the dataset	<input type="radio"/> Age of data unknown or more than 15 years of difference to the time period of the dataset
Geographical Correlation	<input type="radio"/> Data from area under study	<input type="radio"/> Average data from larger area in which the area under study is included	<input type="radio"/> Data from area with similar production conditions	<input type="radio"/> Data from area with slightly similar production conditions	<input checked="" type="radio"/> Data from unknown OR distinctly different area (north america instead of
Further Technological Correlation	<input checked="" type="radio"/> Data from enterprises, processes and materials under study	<input type="radio"/> Data from processes and materials under study (i.e. identical technology) but from different enterprises	<input type="radio"/> Data from processes and materials under study but from different technology	<input type="radio"/> Data on related processes or materials	<input type="radio"/> Data on related processes on laboratory scale or from different technology

Após o processamento dos dados, de maneira a garantir os requisitos de qualidade dos mesmos em acordo com a norma ISO 14044 (ISO, 2006), a incerteza associada foi ajustada por meio da Matriz Pedigree (Figura 2), a qual envolve confiabilidade, completudeza, cobertura temporal, cobertura geográfica e cobertura tecnológica. Tanto a parametrização, quanto os ajustes de incertezas foram realizados no software ecoEditor versão 3.8.600.15190.

Submissão dos dados

Além da submissão das informações para disponibilização na versão 3.6 propriamente dita, esta etapa contou com um importante processo iterativo de revisão e validação entre os desenvolvedores do banco de dados do ecoinvent® e a equipe de projeto de atualização em vias de atender os requisitos de qualidade de dados do ecoinvent®.

Resultados e Discussão

Ao todo 56 datasets foram atualizados/criados (Tabela 2). Para as gerações em Usinas Hidrelétricas e Térmicas a Óleo, foram criados datasets para todas as regiões. A geração em Usinas Térmicas com Gás Natural pode ocorrer com duas tecnologias diferentes (convencional ou ciclo combinado), logo, foram criadas as duas modalidades de datasets. Como as regiões Norte e Sul não possuem usinas convencionais, os referidos datasets não foram criados para essas regiões.

A geração em Usinas Térmicas a Carvão e em Usinas Eólicas só acontecem nas regiões Nordeste e Sul, logo, somente 2 *datasets* destes tipos de geração foram criados. Quanto às Usinas Nucleares, como no Brasil só existem as usinas de Angra dos Reis-RJ, somente 1 *dataset* foi criado (região Sudeste).

Os *datasets* de transformação consistem basicamente em coeficientes de perdas nas transformações de alta para média tensão, e de média para baixa tensão. Como essas transformações acontecem em todas as regiões, 10 *datasets* foram criados. Os *datasets* ‘market for’ consistem na composição do mix tecnológico de geração para cada região, sendo estabelecidos para alta, média e baixas tensões, resultando em 15 datasets. Por fim, 4 datasets ainda foram atualizados com dados de importação de países vizinhos.

Tabela 2: Datasets atualizados.

Tipo	Regiões	Qtd.
Carvão	Nordeste e Sul	2
Gás Natural	Todas*	8
Óleo	Todas	5
Hidrelétrica	Todas	5
Nuclear	Sudeste	1
Eólica	Nordeste e Sul	2
Biomassa	Nordeste, Centro-oeste, Sudeste e Sul	4
Transformação	Todas	10
‘Market for’	Todas	15
Importação	Argentina, Paraguai, Uruguai e Venezuela	4
	TOTAL	56

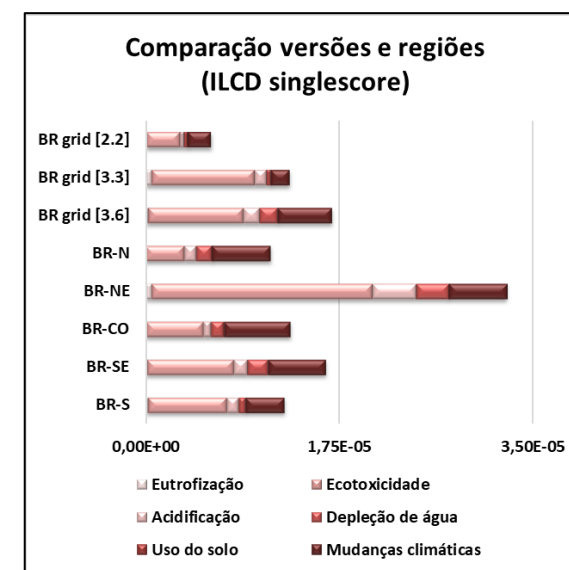
* exceto Norte e Sul para usinas convencionais

Uma vez que, o processo de atualização dos *datasets* perante oecoinvent não conta com a etapa de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV), as informações a seguir não foram consideradas como ‘metodologia’ neste artigo. Porém, para efeitos de comparação entre os *datasets* atualizados (3.6) e versões anteriores (2.2 e 3.3), uma AICV foi executada com o método ILCD 2011. Inicialmente os resultados foram agrupados por meio do *single score* do ILCD e em um segundo momento, em categorias de impacto *midpoint*.

Analisando as três primeiras barras da Figura 3, pode-se observar o aumento dos impactos ambientais associados a matriz energética brasileira, os quais, passaram de 5,95E-06 (BR grid [2.2]) para 1,68E-05 pontos (BR grid [3.6]). Visto que o acesso as fontes e composições dos dados das versões anteriores é restrito, a compreensão dos resultados se torna limitada.

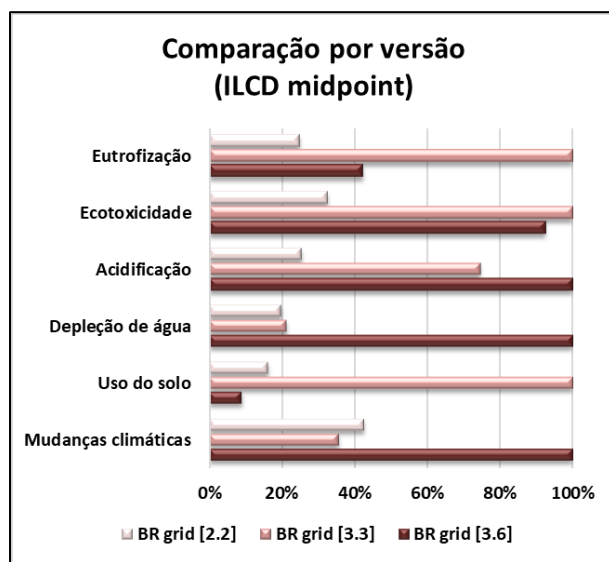
Porém, se pode inferir que o aumento da disponibilidade de dados específicos (por exemplo, emissões constantes em relatórios de sustentabilidade), bem como a inclusão de novas substâncias (por exemplo, considerar emissões de N₂O dos reservatórios), estão diretamente ligados ao aumento dos impactos observados.

Figura 3: AICV dos datasets atualizados (*single score*).



Os resultados dos *datasets* regionalizados (Figura 3) demonstram uma significativa variação em termos de *single score*, principalmente da região NE frente as demais. Quando relacionado este resultado à característica da matriz da região (Figura 1), pode-se observar o efeito do maior *share* de fontes térmicas, com importantes contribuições para categorias como Acidificação e Ecotoxicidade.

Figura 4: AICV dos datasets atualizados (*midpoint*).



A Figura 4 apresenta a comparação dos conjuntos de dados no nível de *midpoint* e normalizados internamente. Pode-se observar um aumento considerável (58%) nos impactos da categoria de mudanças climáticas para a matriz brasileira atualizada. Este aumento ocorre devido à uma série de fatores relacionados à atualização e completeza dos dados, incluindo: aumento das emissões de CO₂ da transformação da terra, inclusão de emissões de N₂O das fontes hidrelétricas, aumento de emissões de CO₂ de fontes fósseis e de emissões biogênicas de CO₂ de fontes de biomassa (e.g. cana-de-açúcar), e da menor captação de carbono, consequência da contribuição da biomassa das aparas de madeira que é menor do que na versão anterior.

Na categoria de impacto de acidificação, contribuíram as emissões mais elevadas de SO₂ devido ao aumento da produção de energia a partir de carvão e óleo. A drástica redução na categoria de Uso do solo, é decorrente de valores negativos (impactos positivos) nas matrizes BR-CO e BR-SE, os quais, estão relacionados à energia produzida no coprocessamento do bagaço de cana, o qual evita biomassa dedicada. Por outro lado, tal situação reflete no aumento significativo da depleção de água.

Por fim, considerando que o sistema de transmissão de energia no Brasil é inteiramente interligado (com exceção ao estado de Roraima), não é possível afirmar com absoluta certeza se determinado consumo de eletricidade em um sistema de produto é específico de uma determinada região. Sendo assim, sugere-se que a aplicação dos *datasets* regionalizados sejam aplicados somente a título de sensibilidade em relação ao *dataset* médio ‘BR Grid’.

Conclusões

Este artigo apresentou o processo de atualização e regionalização dos datasets da matriz elétrica brasileira junto ao ecoinvent®. Os resultados da AICV demonstram que o valor médio da energia produzida no Brasil gera maior impacto do que as versões anteriores. Esta condição é reflexo de uma maior completeza na cobertura de parâmetros-chave nos datasets, mas também em virtude do ano base 2014 ter sido um ano com maior dependência de fontes térmicas na produção nacional. Por fim, embora a

atualização conte com dados regionalizados, estes devem ser utilizados somente para análises de sensibilidade.

Referências bibliográficas

- Brasil (2014). Projeto BALCAR: Emissões de Gases de Efeito Estufa em Reservatórios de Centrais Hidrelétricas. Agência Nacional de Energia Elétrica – ANEEL.
- Coelho S.O. (2014). Avaliação das Emissões Atmosféricas das Principais Termelétricas Brasileiras a Gás Natural – Ano Base 2013. UFJF. 2014.
- Colossi B.R. (2012). Avaliação Ambiental de Uma Usina Termoeletrica a Óleo Combustível Utilizando Análise do Ciclo de Vida. UFRGS. 2012.
- ecoinvent (2020). Ecoinvent 3.6. Disponível em: <<https://www.ecoinvent.org/database/ecoinvent-36/ecoinvent-36.html>>.
- ELETOBRAS (2014). Relatório Anual e de Sustentabilidade 2014 – Água – ELETOBRAS. Disponível em <http://www.eletobras.com/relatorio_sustentabilidade_2014/desempenho-ambiental/agua/>.
- ELETOBRAS (2015). Relatório de Sustentabilidade 2014. ELETOBRAS CGTEE. Disponível em: <<http://cgtee.gov.br/Files/SustentabilidadeCGTEE2014.pdf>>.
- EPE (2018). Relatório síntese do Balanço Energético Nacional: ano base 2017. Empresa de Pesquisa Energética, Ministério de Minas e Energia.
- Global Energy Statistical Yearbook (2018). Enerdata. Disponível em: <<https://yearbook.enerdata.net/>>.
- IBGE (2018). População. Projeção da população do Brasil e das Unidades da Federação. Instituto Brasileiro de Geografia Estatística. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/apps/populacao/projecao/>>.
- IEA. 2015. Electricity Information 2014. ISBN 978-92-64-21692-1. International Energy Agency (IEA), Paris Cedex (FR).
- IPCC (2007) Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC Fourth Assessment Report (AR4) – Climate Change 2007.
- ITAIPU (2014) Relatório de Sustentabilidade 2014. Itaipu Binacional.
- MME (2015). Capacidade Instalada de Geração Elétrica Brasil e Mundo (2014): Ano Referência 2014. MME.
- MME (2016a) Matrizes Elétricas Estaduais: Ano Referência 2015. MME.
- MME (2016b) Energia Eólica no Brasil e Mundo: Ano de referência 2015. MME.
- Scherer L., Pfister S. (2016) Hydropower's Biogenic Carbon Footprint. PLoS ONE 11(9):e0161947. doi:10.1371/journal.pone.0161947.



Modelagem em Avaliação do Ciclo de Vida



GCV-2020 | 21

Influência de informação de incerteza de parâmetro na variância total de processos adaptados de bases de dados

Arthur Gusson Baiocchi¹

Vanessa Gomes da Silva¹

¹ Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo
a192223@dac.unicamp.br; vangomes@unicamp.br

Resumo

É usual encontrar avaliações do ciclo de vida (ACV) com resultados determinísticos, desacompanhadas de análises de incertezas. Embora exista um crescente interesse pelo tema, os poucos estudos que conduzem esse tipo de análise costumam utilizar métodos distintos, que prejudicam a comparabilidade. Observa-se maior enfoque nas incertezas de parâmetro – oriundas dos dados utilizados na avaliação – comumente quantificadas por meio da simulação de Monte Carlo, que demanda grande quantidade de dados, por vezes indisponíveis. Esta matriz gera um valor de variância para cada fluxo elementar dos processos da base. Entretanto, sua utilidade como ferramenta de contextualização está intimamente ligada à disponibilidade de informações referentes à incerteza dos processos na base, basilares para o cálculo da variância. Este trabalho investiga a influência da disponibilidade de tais informações sobre a variância total de processos de inventário de um caso ilustrativo, passo necessário para a realização de análise de incertezas de parâmetro em ACVed. Dentre os processos com maior contribuição para mudança climática, dois deles - oriundos da base EcoInvent v3.4 - foram avaliados segundo três cenários: original, com a variância calculada a partir das informações das

matrizes Pedigree disponíveis na base; contextualizado, ajustando a matriz Pedigree original de cada fluxo para o contexto do estudo de caso; e estimado, que simula a completa ausência de informações de incerteza na base de dados. Curvas das funções densidade de probabilidade representam o comportamento da variância de cada processo nos cenários estudados. Os resultados indicam que alterar os fatores da matriz incorre em variações apenas discretas, enquanto estimar completamente os seus fatores resulta em variâncias muito menores do que seria esperado. Os fatores quantitativos da matriz Pedigree parecem insuficientes para distinguir grandes mudanças contextuais. Como consequência, os processos oriundos de bases de dados com ausência de informações são privilegiados, transmitindo a falsa impressão de que são menos incertos, o que pode induzir a erros importantes na tomada de decisão.

Palavras-chaves: *Avaliação do ciclo de vida, incerteza de parâmetro, variância, adaptação de processos, matriz Pedigree.*

Introdução

Na última década, observou-se um crescente interesse em análises de incerteza em avaliações do ciclo de vida (ACV) (Huijbregts et al., 2001; Noshadravan et al., 2013). Tal análise se mostra especialmente importante em avaliações muito complexas, uma vez que a incerteza pode representar uma limitação crucial na interpretação dos resultados (Sonnemann et al., 2003).

De modo geral, os resultados são afetados por incertezas nos dados (incerteza de parâmetro), nos cenários desenvolvidos para a avaliação, e em modelos - matemáticos, computacionais, de impactos - utilizados. Destas, a literatura sugere que incertezas de parâmetro afetam mais o resultado do que incertezas de modelo ou de cenário (Huijbregts et al., 2003). Ainda assim, é usual encontrar avaliações do ciclo de vida (ACV) com resultados determinísticos, e sem incertezas declaradas.

Adicionalmente, para viabilizar a avaliação do ciclo de vida de edificações inteiras (ACVed) em contextos com escassez de inventários próprios, a adaptação de processos extraídos de bases de dados internacionais torna-se inevitável. Esta macroadaptação, quando feita, tipicamente se atém ao ajuste da matriz energética e de fontes de água para o contexto da avaliação. As incertezas originalmente atreladas aos processos raramente são adaptadas, e as implicações de tal procedimento sobre as incertezas de parâmetro totais e sua influência na interpretação dos resultados de uma ACVed não são claras.

Observa-se na literatura de ACVed maior enfoque nas incertezas de parâmetro – oriundas dos dados utilizados na avaliação – comumente quantificadas por meio da simulação de Monte Carlo, que demanda grande quantidade de dados, por vezes indisponíveis. Uma das formas de superar essa dificuldade é consultar bases de dados, e contextualizar e aumentar artificialmente o número de amostras utilizando

a matriz *Pedigree*. De fato, as diretrizes para análise de incerteza de parâmetro de processos da base de dados EcoInvent (Weidema et al., 2013) aliam estratégias semi-quantitativas (matriz *Pedigree*) e quantitativas (simulação de Monte Carlo) para a obtenção de resultados probabilísticos.

Na matriz *Pedigree*, desenvolvida por Weidema e Wesnaes (1996), cinco indicadores descrevem a qualidade dos dados: confiabilidade e completeza – relacionados ao processo de colheita dos dados – e correlação temporal, geográfica e tecnológica, relacionados ao contexto no qual os dados são utilizados. Cada indicador recebe uma nota de 1 a 5, onde 1 representa a maior qualidade de dados possível (Baek et al., 2018). Estes indicadores – qualitativos – são tabulados e convertidos em fatores de incerteza adicional – quantitativos (Noshadravan et al., 2013). Qualquer dado cujo resultado da matriz *Pedigree* seja diferente de (1, 1, 1, 1, 1) terá uma incerteza adicional associada (Weidema; Wesnaes, 1996). Esta incerteza adicional é, então, somada a uma incerteza básica, obtida a partir da mensuração de erros e flutuações inerentes ao processo de amostragem do dado (Weidema; Wesnaes, 1996), ou da opinião de especialistas (Baek et al., 2018). A soma das incertezas básica e adicional resulta na variância total do dado. A variância é, então, utilizada como dado de entrada em *softwares* que realizam a simulação de Monte Carlo e geram resultados probabilísticos.

Apesar de oferecerem um caminho para artificialmente derivar variâncias a partir de informações qualitativas dos dados, pairam as críticas sobre os fatores da matriz *Pedigree* terem sido originalmente determinados de forma genérica, baseados na opinião de especialistas, e sem fundamentação empírica documentada (Ciroth et al., 2013); resultando generalistas e iguais para quaisquer tipos de ACV, de quaisquer setores industriais (Muller; Lesage; Samson, 2016).

Em que pesem todas as ressalvas pertinentes, a EcoInvent sempre atrela informações de incerteza aos seus processos. Mas nem todas as bases o fazem, o que torna a tarefa de analisar incertezas de parâmetro em ACVed ainda mais desafiadora, já que a combinação de bases de dados – ainda que não ideal – torna-se, muitas vezes, inevitável na prática.

Diante disto, este trabalho tem como objetivo investigar a influência da disponibilidade de informações de incerteza sobre o estabelecimento da variância total de processos, passo necessário para a realização de análise de incertezas de parâmetro em ACVed. Para os dois únicos processos – dentre os maiores contribuintes para mudanças climáticas associadas a um caso ilustrativo – que tiveram incerteza declarada pela base de dados, contrasta-se três cenários de reações do analista que interferem na derivação de variâncias e posterior cálculo das incertezas de parâmetros. Em particular, observa-se (1) o quanto a recontextualização da matriz *Pedigree* altera a

variância de um processo já com incertezas declaradas pela base de dados; e (2) nos casos de incerteza não declarada, qual a funcionalidade da matriz *Pedigree*, apoiada em seus fatores de incerteza atuais, para a geração artificial das variâncias necessárias para completar a análise da incerteza de parâmetros no âmbito de uma ACVed.

Métodos

O inventário de uma ACVed engloba dezenas de processos, por sua vez compostos por inúmeros fluxos elementares. Isto torna a caracterização de todos os fluxos por meio da matriz *Pedigree* inviável, e impõe uma limitação ao estudo. Assim, elegeu-se a categoria de impacto em mudanças climáticas e aplicou-se a regra de corte prevista nas diretrizes da norma europeia EN 15978 (CEN, 2011) e na parte B do EeBGuide (Gantner et al., 2015) para analisar apenas os processos somando mais de 95% do impacto da edificação naquela categoria.

A seleção dos processos utilizados neste trabalho se baseou no inventário de um estudo de caso ilustrativo de ACVed, o *'minimum lifecycle embodied energy and emissions' (minLCee) Living Lab* (Gomes et al., 2018), desenvolvido para a Universidade Estadual de Campinas. Apenas dois processos, dentre os seis retidos pela regra de corte aplicada (Tabela 1), apresentam incerteza declarada pela base de dados, e ensejam o exercício pretendido: *Flat glass, uncoated, at plant* (vidros) e *Window*

frame, aluminium, U=1.6W/m2K, at plant (alumínio). Seus fluxos elementares, incertezas básicas e matrizes *Pedigree* foram extraídos da base de dados EcoInvent 3.4., utilizando o software SimaPro 8.5.0, sob a licença *Faculty*.

Na base de dados EcoInvent, a emissão de um fluxo elementar no processo sob análise é a combinação de suas próprias emissões com as emissões de toda a cadeia de processos a montante. Sendo assim, a cadeia de fluxos elementares – e, conseqüentemente, de matrizes *Pedigree* e incertezas básicas – pode chegar à casa dos milhares, tornando inviável a contextualização de todas elas. Para o estudo de caso, porém, afora poucas exceções, um único processo a montante era responsável por quase toda a emissão do processo em primeiro plano. Portanto, estabeleceu-se colher a matriz *Pedigree* e a incerteza básica do processo cuja emissão mais contribui para o valor final do fluxo em primeiro plano.

Tabela 1 – processos mais impactantes no estudo de caso na categoria de impacto mudanças climáticas

Materiais	Massa		Emissão	
	kg	tCO _{2eq}	%	%acumulado
Estrutura metálica	562.769	799	53,36	53,36
Chapas de aço galvanizadas	177.861	510,4	34,08	87,44
Chapas de aço enroladas a quente	30.547	47,54	3,17	90,61
Vidros	38.159	36	2,40	93,02
Alumínio	2.849	25,77	1,72	94,74
Vergalhão de aço CA50	9.520	16,31	1,09	95,83

Para cada processo foram estipulados três cenários para estudo das variâncias dos dados logtransformados. No primeiro, simula-se uma situação onde o analista acessa a base de dados e utiliza as incertezas básicas e as matrizes *Pedigree* originais da base (cenário 1, original). Neste caso, incertezas básicas e matrizes *Pedigree* – e conseqüentemente incertezas adicionais – não foram alteradas para o cálculo das variâncias.

No segundo cenário, simula-se uma situação onde o analista coleta informações referentes a incerteza básica e matriz *Pedigree* da base de dados, e contextualiza essas informações de incerteza para a sua realidade (cenário 2, contextualização parcial). Neste caso, incertezas básicas mantiveram-se iguais às da base de dados, porém os fatores da matriz *Pedigree* foram alterados, visando representar o contexto do *Living Lab* (localizado em Campinas-SP), distante do contexto europeu, para o qual os dois processos sob análise são representativos.

No terceiro e último cenário, simula-se uma situação onde a base de dados não disponibiliza quaisquer informações acerca da incerteza do processo, cabendo ao analista estimar todas incertezas básicas e matrizes *Pedigree* (cenário 3, completamente estimado, diante de ausência total de dados). Neste caso, tanto incertezas básicas quanto incertezas adicionais foram estimadas, tomando como base as tabelas referência, disponíveis nas diretrizes oficiais da base de dados EcoInvent (Weidema et al., 2013). As funções densidade de probabilidade

(PDF) foram construídas no *software Microsoft Excel*, fazendo uso da distribuição normal.

Resultados

Incertezas básicas, adicionais, matrizes *Pedigree* e variâncias dos processos vidros e alumínio se encontram nas Tabelas 3 e 4, respectivamente. Devido a limitação de espaço, as tabelas foram truncadas, mas sua versão completa está disponível em [https://drive.google.com/file/d/15_FHJfSKs3_C_1XUcX7cpt_NmMRkOG4z/]. A média e o desvio padrão das variâncias de cada processo em cada cenário estão apresentados na Tabela 2, que embasou as PDF das variâncias dos vidros (Figura 1) e do alumínio (Figura 2).

Tabela 2: média e desvio padrão da variância dos fluxos em cada cenário

Variância	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3
Vidros			
Média	0,18	0,21	0,13
Desvio padrão	0,18	0,17	0,03
Alumínio			
Média	0,18	0,21	0,09
Desvio padrão	0,20	0,19	0,03

Nos dois processos, o comportamento das três curvas é muito semelhante. Na ausência total de informações prévias, as variâncias estimadas com a matriz *Pedigree* tendem a ser menores e mais homogêneas, em notável contraste relativamente às curvas abatidas formadas quando a incerteza é fornecida. Como se faz necessário estimar uma mesma matriz para todos os fluxos elementares do processo,

Tabela 3: incertezas básicas, adicionais, matrizes pedigree e variâncias para os 13 primeiros fluxos elementares do processo “vidros”, em todos os cenários. A tabela completa está disponível em [https://drive.google.com/file/d/15_FHJfSKs3_C_1XUcX7cpt_NmMRkOG4z/]

Fluxos elementares	<i>Vidros</i>											
	Cenário:	Incerteza básica		Matriz Pedigree			Incerteza adicional			Variância		
		1 e 2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Carbon dioxide, fossil	0,0006	0,0006	4 5 5 1 5	4 5 5 5 5	5 3 1 5 4	0,1760	0,1780	0,0826	0,1766	0,1786	0,0832	
Methane, fossil	0,1200	0,1200	1 1 5 1 1	1 1 5 5 4	5 3 1 5 4	0,0400	0,0820	0,0826	0,1600	0,2020	0,2026	
Dinitrogen monoxide	0,0500	0,0400	3 2 3 5 3	3 2 5 5 4	5 3 1 5 4	0,0141	0,0841	0,0826	0,0641	0,1341	0,1226	
Methane, biogenic	0,1100	0,1200	1 1 5 5 4	1 1 5 5 4	5 3 1 5 4	0,0820	0,0820	0,0826	0,1920	0,1920	0,2026	
Sulfur hexafluoride	0,0010	0,0400	3 2 2 2 2	3 2 2 5 4	5 3 1 5 4	0,0029	0,0443	0,0826	0,0039	0,0453	0,1226	
Carbon dioxide, land transformation	0,0100	0,0006	5 3 5 3 3	5 3 5 5 4	5 3 1 5 4	0,0887	0,1226	0,0826	0,0987	0,1326	0,0832	
Methane, tetrafluoro-, CFC-14	0,0400	0,0400	2 3 3 2 1	2 3 3 5 4	5 3 1 5 4	0,0032	0,0452	0,0826	0,0432	0,0852	0,1226	
Ethane, hexafluoro-, HFC-116	0,1300	0,0400	2 4 5 3 1	2 4 5 5 4	5 3 1 5 4	0,0427	0,0846	0,0826	0,1727	0,2146	0,1226	
Ethane, 1,2-dichloro-1,1,2,2-tetrafluoro-, CFC-114	0,0100	0,0400	1 1 5 1 1	1 1 5 5 4	5 3 1 5 4	0,0400	0,0820	0,0826	0,0500	0,0920	0,1226	
Methane, chlorodifluoro-, HCFC-22	0,0400	0,0400	2 3 3 5 1	2 3 3 5 4	5 3 1 5 4	0,0052	0,0452	0,0826	0,0452	0,0852	0,1226	
Methane, bromotrifluoro-, Halon 1301	0,6500	0,0400	2 2 3 5 5	2 2 3 5 5	5 3 1 5 4	0,1247	0,1247	0,0826	0,7747	0,7747	0,1226	
Methane, bromochlorodifluoro-, Halon 1211	0,0400	0,0400	2 3 3 5 1	2 3 3 5 4	5 3 1 5 4	0,0052	0,0452	0,0826	0,0452	0,0852	0,1226	
Methane, trifluoro-, HFC-23	0,0500	0,0400	3 4 5 5 1	3 4 5 5 4	5 3 1 5 4	0,0460	0,0860	0,0826	0,0960	0,1360	0,1226	

Tabela 4: incertezas básicas, adicionais, matrizes pedigree e variâncias para os 13 primeiros fluxos elementares do processo “alumínio”, em todos os cenários. A tabela completa está disponível em [https://drive.google.com/file/d/15_FHJfSKs3_C_1XUcX7cpt_NmMRkOG4z/]

Fluxos elementares	<i>Alumínio</i>											
	Cenário:	Incerteza básica		Matriz Pedigree			Incerteza adicional			Variância		
		1 e 2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Carbon dioxide, fossil	0,6500	0,0006	1 1 5 1 1	1 1 5 5 4	2 3 1 5 4	0,0400	0,0820	0,0432	0,6900	0,7320	0,0438	
Carbon dioxide, land transformation	0,0100	0,0006	5 3 5 4 3	5 3 5 5 4	2 3 1 5 4	0,0892	0,1226	0,0432	0,0992	0,1326	0,0438	
Chloroform	0,1200	0,0400	3 3 4 5 3	3 3 4 5 4	2 3 1 5 4	0,0206	0,0526	0,0432	0,1406	0,1726	0,0832	
Dinitrogen monoxide	0,0400	0,0400	2 3 2 5 3	2 3 2 5 4	2 3 1 5 4	0,0114	0,0434	0,0432	0,0514	0,0834	0,0832	
Ethane, 1,1-difluoro-, HFC-152a	0,0400	0,0400	5 3 4 5 1	5 3 4 5 4	2 3 1 5 4	0,0506	0,0906	0,0432	0,0906	0,1306	0,0832	
Ethane, 1,1,1-trichloro-, HCFC-140	0,1200	0,0400	3 3 4 5 3	3 3 4 5 4	2 3 1 5 4	0,0206	0,0526	0,0432	0,1406	0,1726	0,0832	
Ethane, 1,1,1,2-tetrafluoro-, HFC-134a	0,1200	0,0400	1 1 4 1 1	1 1 5 5 4	2 3 1 5 4	0,0080	0,0820	0,0432	0,1280	0,2020	0,0832	
Ethane, 1,1,2-trichloro-1,2,2-trifluoro-, CFC-113	0,0000	0,0400	5 5 5 5 5	5 5 5 5 5	2 3 1 5 4	0,2100	0,2100	0,0432	0,2100	0,2100	0,0832	
Ethane, 1,2-dichloro-1,1,2,2-tetrafluoro-, CFC-114	0,0100	0,0400	1 1 5 1 1	1 1 5 5 4	2 3 1 5 4	0,0400	0,0820	0,0432	0,0500	0,0920	0,0832	
Ethane, 2-chloro-1,1,1,2-tetrafluoro-, HCFC-124	0,1200	0,0400	5 5 5 5 5	5 5 5 5 5	2 3 1 5 4	0,2100	0,2100	0,0432	0,3300	0,3300	0,0832	
Ethane, hexafluoro-, HFC-116	0,0400	0,0400	2 3 3 2 1	2 3 3 5 4	2 3 1 5 4	0,0032	0,0452	0,0432	0,0432	0,0852	0,0832	
Methane	0,0006	0,1200	2 2 4 4 1	2 2 4 5 4	2 3 1 5 4	0,0093	0,0507	0,0432	0,0099	0,0513	0,1632	
Methane, biogenic	0,0100	0,1200	5 3 5 3 3	5 3 5 5 4	2 3 1 5 4	0,0887	0,1226	0,0432	0,0987	0,1326	0,1632	

Figura 1: função densidade de probabilidade da variância do processo “vidros”, nos três cenários

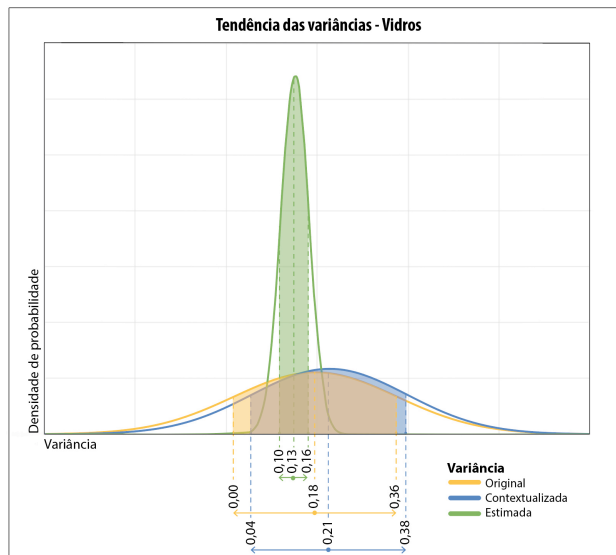
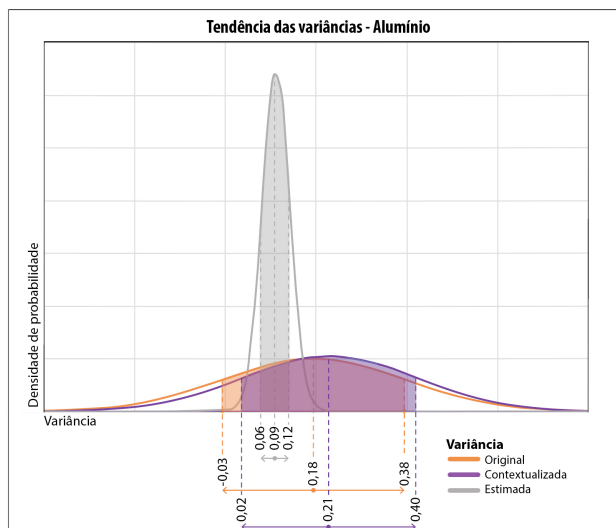


Figura 2: função densidade de probabilidade da variância do processo “alumínio”, nos três cenários



a partir de sua documentação, a média das variâncias estimadas (cenário 3) é consideravelmente menor do que as das originais e contextualizadas (cenários 1 e 2, respectivamente); com valores concentrados em torno da média. Ademais, como as variâncias recontextualizadas são maiores do que os originais as curvas referentes ao cenário 2 deslocam-se ligeiramente para a direita em relação à curva do cenário 1.

Já nos casos em que a matriz *Pedigree* original está disponível na base de dados, não há necessidade de alterar os fatores de confiabilidade e completeza, uma vez que eles são referentes ao processo de coleta conduzido pelo provedor dos dados. Sendo assim, a ausência de informações preliminares da matriz *Pedigree* de um processo na base de dados é refletida em fatores de incerteza adicionais iguais para todos os seus fluxos.

Além disto, os fatores de incerteza básica parecem ser muito conservadores quando comparados àqueles originalmente atribuídos por fornecedores de dados. No cenário 3 do processo ‘vidros’ (Tabela 3), os valores de incerteza básica variaram entre 0,0006 e 0,12, com média aritmética de 0,05 e mediana 0,04. Como a incerteza básica não é alterada durante a contextualização, tanto no cenário 1 quanto no 2, tais valores giraram entre 0,0006 e 0,65, com média 0,11 e mediana 0,05. Já para o processo ‘alumínio’ (tabela 4), os valores no cenário 3 ficaram entre 0,0006 e 0,12, com média 0,05 e

mediana 0,04; nos cenários 1 e 2, ficaram entre 0 e 0,65, com média 0,13 e mediana 0,05.

Ao combinar essas análises com o resultado das PDF, percebe-se que, no cenário 3, os valores de incerteza básica e adicional atribuídos foram genéricos, gerando variâncias homogêneas e, conseqüentemente, curvas mais concentradas, com desvio padrão menor. Nos cenários 1 e 2, incertezas básicas, adicionais, e os resultados da variância são mais heterogêneos, gerando curvas abatidas.

Dessa forma, nos casos em que o fornecedor de dados inclui valores de incerteza básica e adicional na base de dados, tais valores são específicos, calculados (no caso da incerteza básica) e atribuídos (no caso da incerteza adicional) ao longo do processo original de coleta de dados. Neste contexto, um usuário da base pode utilizar o processo em sua ACV conduzindo apenas ajustes contextuais de incerteza (correlações temporal, geográfica e tecnológica), já que os valores de incerteza básica, confiabilidade e completeza dos parâmetros não são alterados, mantendo sua especificidade e representatividade.

Entretanto, quando o fornecedor ou a base de dados omite informações referentes a incertezas básicas e adicionais de um processo, cabe ao usuário da base atribuir todos os fatores de incerteza a partir do seu juízo de valor, culminando em variâncias genéricas, homogêneas, que tendem a minorar as incertezas e valorizar dados fracos.

A abordagem conceitual da combinação de incerteza básica com incertezas adicionais por meio da matriz *Pedigree* de fato gera variâncias artificialmente, porém abaixo do esperado de uma adequação a contexto descolados da situação original de obtenção dos dados.

Para o cenário de ausência total de informações acerca da incerteza de um processo (cenário 3), a curva resultante da estimativa mostrou variâncias homogêneas e substancialmente minoradas. Ainda que se esperasse um resultado mais homogêneo nesta situação, esperava-se, neste contexto, que as curvas guardassem alguma semelhança – ainda que vagamente – com as do cenário 2, tendo em vista que representariam uma mesma situação, mas com disponibilidade de dados diferente; a discrepância em relação às incertezas declaradas para dados coletados parece excessivamente distante da tendência das variâncias que ocorrem na realidade, e podem ser causadas por incertezas básicas insuficientes combinadas a incertezas adicionais iguais para todos os fluxos.

Nota-se ainda que, ao partir das informações de incerteza disponíveis na base de dados e recontextualizá-las, a diferença encontrada é mínima. Na prática, o resultado dessa recontextualização – que é lenta e trabalhosa – gerou um deslocamento desprezível na curva do cenário 2 com relação a curva do cenário 1 (Figuras 1 e 2), ainda que se refiram a contextos reconhecidamente distintos.

A combinação dos dois pontos supramencionados corrobora com a literatura (Ciroth et al., 2013; Yang et al., 2018), e indica que esse procedimento tem pouca relação com a realidade, gerando variâncias menores do que o esperado e sem produzir alterações relevantes na variância total dos processos.

Conclusões

Este estudo revela as implicações que diferentes condutas de adaptação ou derivação de variâncias têm sobre as incertezas de parâmetro totais de processos. As PDF construídas apresentam consistentemente o mesmo padrão, e evidenciam que a contextualização da matriz *Pedigree* de processos extraídos de uma base de dados tem efeito mínimo no resultado final, mesmo diante de um investimento significativo de tempo e trabalho.

Estimar esses fatores sem quaisquer informações prévias, leva a variâncias genéricas e minoradas relativamente às variâncias registradas para processos para os quais a base disponibiliza os fatores de incerteza dos dados, o que se entende como mais condizente com a realidade de coleta.

Essa conjunção de conclusões sugere que, de modo geral, os fatores quantitativos da matriz *Pedigree* sejam insuficientes para distinguir grandes mudanças contextuais. Como consequência, os processos oriundos de bases de dados com ausência de informações são privilegiados, transmitindo a falsa impressão de

que são menos incertos, o que pode induzir a erros importantes na tomada de decisão.

Agradecimentos

Agradecemos aos revisores, pelas valiosas contribuições, e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq – pelas bolsas de mestrado e produtividade em pesquisa (processo PQ #306048/2018-3).

Referências bibliográficas

- Baek, C.-Y.; Tahara, K.; Park, K.-H. Sustainability (2018). <https://doi.org/10.3390/su10040922>
- British Standards Institution (2011). BS EN 15978:2011. Sustainability of construction works: assessment of environmental performance of buildings: calculation method. London.
- Ciroth A, Muller S, Weidema B, Lesage P. Int J Life Cycle Assess (2013). <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1388-6>
- Ciroth, A.; Muller, S.; Weidema, B. et al. Int J Life Cycle Assess (2016). <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0670-5>
- Gantner, J.; Wittstock, B.; Lenz, K. et al. (2015). EeBGuide Guidance Document Part B: Buildings. Operational guidance for life cycle assessment studies of the Energy Efficient Building Initiative. Stuttgart: Fraunhofer Verlag.
- Gomes, V.; Saade, M.; Lima, B. et al. Energy & Buildings (2018). <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2018.04.063>
- Huijbregts, M. A. J.; Norris, G.; Bretz, R. et al. Int J Life Cycle Assess (2001). <https://doi.org/10.1007/BF02978728>
- Huijbregts, M. A. J.; Giljames, W.; Ragas, A. J. et al. Environ Sci Technol (2003). <https://doi.org/10.1021/es020971+>
- Muller, S.; Lesage, P.; Samson, R. Int J Life Cycle Assess (2016). <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1098-5>
- Noshadravan, A.; Wildnauer, M.; Gregory, J. et al. Transportation Research Part D (2013). <https://doi.org/10.1016/j.trd.2013.10.002>
- Sonnemann, G. W.; Schuhmacher, M.; Castells, F. J Clean Prod (2003). [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(02\)00028-8](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(02)00028-8)
- Weidema, B. P.; Bauer, C.; Hirschier, R. et al. Overview and methodology. Ecoinvent, 2013.
- Weidema, B. P.; Wesnæs, M. S. J Clean Prod (1996). [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(96\)00043-1](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(96)00043-1)
- Yang, Y., Tao, M. & Suh, S. Int J Life Cycle Assess (2018). <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1388-6>

Avaliação do Ciclo de Vida do Descomissionamento de Dutos Rígidos de Produção de Petróleo Off-shore

Dejair de Pontes Souza¹

Ana Carolina Maia Angelo²

¹Universidade Federal do Rio de Janeiro, UFRJ

²Universidade Federal Fluminense, UFF
angeloana@id.uff.br

Resumo

O fim de vida das plataformas de petróleo tem se tornado uma preocupação mundial, sendo ainda uma atividade pioneira em processo de desenvolvimento. No Brasil, alguns campos de petróleo da década de 60 estão chegando ao final da vida útil e os órgãos reguladores, empresas e entidades governamentais têm se articulado para discutir e definir estratégias para o descomissionamento dessas estruturas. A estrutura de plataformas de óleo e gás offshore é composta por topside, jaqueta e estruturas subsea, as quais permitem o controle e operação dos sistemas de produção. Dentre os equipamentos e instalações que compõem a estrutura subsea, estão os dutos, que podem ser rígidos ou flexíveis (incluindo umbilicais), apresentando composições distintas e necessitando de diferentes operações e equipamentos para o descomissionamento. Para a remoção parcial ou total dos dutos, há uma grande quantidade de material gerado que necessita receber uma destinação final adequada, incluindo grande consumo de energia para reciclagem. O objetivo deste artigo é avaliar os potenciais impactos ambientais das opções de descomissionamento de dutos rígidos usados na produção de petróleo no Brasil. Um estudo de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) atribucional com expansão do sistema foi conduzido, considerando diferentes cenários de descomissionamento e gestão de resíduos para os materiais removidos. Como os dutos rígidos não podem ser reutilizados, os cenários avaliados foram, para 1 tonelada de duto descomissionado limpo: disposição final em aterro sanitário (AS) (cenário 1), disposição do aço

em AS e incineração do PE (cenário 2), aço para reciclagem e PE para incineração (cenário 3), aço para reciclagem e PE para AS (cenário 4), aço para AS e PE para reciclagem (cenário 5), reciclagem dos materiais (cenário 6). Os resultados evidenciaram a relevância da aplicação da ACV frente à Hierarquia de Resíduos, além da necessidade de se considerar a expansão do sistema para análise de alternativas de tratamento de resíduos.

Palavras-chaves: Economia Circular, Avaliação do Ciclo de Vida, Reciclagem, Dutos Rígidos, Descomissionamento.

Introdução

O fim de vida das plataformas de petróleo tem se tornado uma preocupação mundial, sendo ainda uma atividade pioneira em processo de desenvolvimento. No Brasil, alguns campos de petróleo da década de 60 estão se tornando improdutivos por estarem exauridos e as estruturas offshore estão chegando ao final da vida útil precisando serem descomissionadas.

Dentre a multidisciplinaridade do processo de descomissionamento, é importante destacar o contexto ambiental que pode potencialmente apresentar *trade-offs* entre os impactos e, portanto, requerer análises por parte dos tomadores de decisão. Os impactos ambientais das atividades vão desde impactos locais e temporários, como a perturbação do *habitat* devido ao ruído dos equipamentos utilizados, até impactos globais, como emissões de gases de efeito estufa (GEE) que contribuem para as mudanças climáticas.

Dentre os equipamentos e instalações que compõem a estrutura submarina estão os dutos, que podem ser rígidos ou flexíveis (incluindo umbilicais), apresentando composições distintas e necessitando de diferentes operações e equipamentos para o descomissionamento.

Inicialmente, as rotas possíveis de fim de vida dos dutos incluem abandono *in situ* e remoção total ou parcial, havendo diferentes desdobramentos de opções para destinação final dos materiais a partir desse ponto. Desse modo, não se trata de uma escolha óbvia, já que cada uma dessas rotas apresenta potenciais impactos ambientais distintos. Com isso, o objetivo deste artigo é identificar o tratamento de resíduo mais adequado do ponto de vista ambiental para os materiais de dutos submarinos descomissionados do sistema de produção de petróleo *off-shore*.

Revisão bibliográfica

Gastos de energia e emissões de dióxido de carbono (CO₂) foram quantificados na análise da remoção de plataformas no Mar do Norte, avaliando diversas técnicas de corte e remoção. Foram incluídos na análise: o transporte do material até o aterro sanitário (AS) ou central de reciclagem, as emissões devido a reciclagem dos materiais e a fabricação de novos, além do consumo com embarcações devido ao monitoramento das estruturas em caso de remoção parcial ou abandono *in situ* (Brindley & Corcoran, 1995).

Fluxos de energia e emissões de CO₂-eq, SO₂ e óxido de nitrogênio (NOx) foram quantificados para análise das opções de descomissionamento total e parcial da plataforma Heather, localizada no mar do Norte. Além disso, foram contabilizadas a reciclagem dos materiais removidos e a fabricação de novos materiais para a substituição daqueles abandonados no oceano, a fim de comparar as opções de fim de vida de abandono *in situ* e remoção para reciclagem. A fabricação de equipamentos e embarcações que não foram construídas exclusivamente para a atividade de descomissionamento não foram incluídas na análise. Uma das conclusões é que nem sempre a remoção da estrutura é vantajosa devido aos gastos energéticos de transporte e do próprio processo de reciclagem (Kerr et al., 1999).

Emissões de NOx, óxido de enxofre (SOx), ozônio, monóxido de carbono (CO) e material particulado foram analisadas para remoção parcial e total de uma plataforma em águas profundas na Califórnia. Foram consideradas apenas as emissões de navios e equipamentos utilizados na remoção *in situ*, excluindo da análise das alternativas de fim de vida dos materiais (ex. reciclagem e envio para aterro), transporte dos materiais removidos para a base, remoção de dutos, umbilicais e conectores. A justificativa dada para a exclusão dessas análises é a ausência de dados e processos com emissões similares que acabam por não diferenciar as alternativas (Cantle & Bernstein, 2015).

A avaliação comparativa das emissões atmosféricas das alternativas de descomissionamento de umbilicais em Windermere foi feita de modo subjetivo por intermédio de uma matriz de risco contendo níveis de impacto e probabilidade de ocorrência do mesmo, assim como os demais critérios (INEOS UK SNS Limited, 2018). As emissões atmosféricas das alternativas de remoção completa ou abandono *in situ* também foram avaliadas de modo qualitativo, porém por meio de escala de cores variando de menos até mais preferível/ aceitável (SPIRIT ENERGY, 2018).

Os critérios energia, emissões e consumo de recursos foram avaliados de modo qualitativo, porém baseado em emissões de CO₂-eq, considerando as alternativas de abandono *in situ*, cobrir com rochas e remoção total. Foram analisados os processos de operação das embarcações, operação de enrocamento, reciclagem dos materiais e produção dos materiais para o caso de abandono *in situ* (BG Group, 2016).

Emissões de CO₂, N₂O, CH₄, SO₂, CO, NOx e VOC das operações das embarcações e reciclagem do aço, contabilizando emissões da manufatura de novos materiais em caso de abandono *in situ* também foram avaliadas quantitativamente, considerando a reutilização e reciclagem de todo aço removido (Ithaca Energy (UK) Limited, 2018). Adicionalmente, tem-se a necessidade de considerar na análise que os potenciais materiais abandonados *in situ*

são altamente passíveis de serem reciclados e poderiam ser destinados para outros fins. Em contrapartida, é preciso considerar o gasto energético e as emissões com relação ao recolhimento dos dutos e ao transporte em terra (Hartley Anderson Limited, 2018).

A revisão bibliográfica também evidenciou a construção de uma metodologia para avaliar a melhor opção de descomissionamento das plataformas do campo de Brent considerando múltiplos interesses conflitantes, com a quantificação do consumo de energia e emissões de CO₂, NOx e SOx (Shell U. K. Limited, 2017). Além de tais estudos, existem os guias de boas práticas (ex. Mei, 2018; Oil & Gas UK, 2015; DMIRS, 2017) que indicam possíveis critérios a serem adotados na tomada de decisão em descomissionamento. Normalmente, são poucos critérios e abordam apenas emissões relacionadas aos GEE, podendo tornar a tomada de decisão um processo enviesado. Embora a ACV possibilite considerar diversas categorias de impactos ambiental na tomada de decisão, como mudanças climáticas e depleção de recursos minerais, muitos estudos ainda assim optam por avaliar uma ou poucas categorias de impacto a fim de evitar a dificuldade na escolha da alternativa mais adequada. No entanto, apesar de facilitar a interpretação dos resultados, pode desconsiderar aspectos importantes na análise (Angelo et al., 2017).

Tabela 1: Classificação dos artigos/ relatórios/teses de tomada de decisão em descomissionamento de óleo e gás

Tipo	Referência	País	Categorias de Impacto	Sistema submarino?	Cenários de fim de vida			
					Reciclagem	Disposição em aterro	Abandono in situ	Reutilização
Artigo	Cantle e Bernstein, 2015	EUA	NOx, SOx, ozônio, CO e material particulado (PM)					
	Kerr et al., 1999	Reino Unido	Energia, GHG (CO ₂ eq), Acidificação (SO ₂ e NOx)		✓		✓	
	Brindley e Corcoran, 1995	Reino Unido	Energia e CO ₂		✓	✓	✓	✓
Relatório	BG Group, 2016	Reino Unido	CO ₂ -eq	✓	✓		✓	
	Shell, 2017	Reino Unido	Energia, CO ₂ , NOx, SOx	✓	✓	✓	✓	✓
	INEOS UK SNS Limited*, 2018	Reino Unido	Avaliação qualitativa	✓				
	Ithaca Energy (UK) Limited, 2018	Reino Unido	CO ₂ , N ₂ O, CH ₄ , SO ₂ , CO, NOx, VOC	✓	✓		✓	✓
	SPIRIT ENERGY**, 2018	Reino Unido	Avaliação qualitativa	✓				
Tese	Terpou, 2017	Suécia	GEE, eutrofização e acidificação		✓			✓
	Jia, 2013	Malásia	Energia, CO ₂ , SO ₂ e NOx		✓	✓	✓	

*Avaliação qualitativa dos critérios uso de energia e emissões atmosféricas, considerando as diferentes alternativas técnicas e remoção e abandono in situ;

**Avaliação qualitativa dos critérios uso de energia e emissões atmosféricas, considerando as alternativas de abandono in situ e remoção total.

Metodologia

Para a realização do estudo de ACV, adotou-se a unidade funcional (UF) referente ao tratamento de 1 t de duto submarino limpo. A UF considera duto limpo, uma vez que a limpeza é uma operação obrigatória independente da alternativa de descomissionamento realizada.

Como 98% dos dutos rígidos são metal (aço) e 2%, polímero (polietileno de alta densidade – PEAD) que corresponde ao revestimento, o fluxo de referência adotado é a quantidade de massa de cada componente para cumprimento da UF: 980 kg de aço + 2 kg de PEAD.

A fronteira do sistema adotada abrange o fim de vida dos dutos, que considera as opções de fim de vida dos materiais descomissionados, representados por seis cenários: disposição final em aterro sanitário (AS) (cenário 1), disposição do aço em AS e incineração do PE (cenário 2), aço para reciclagem e PE para incineração (cenário 3), aço para reciclagem e PE para AS (cenário 4), aço para AS e PE para reciclagem (cenário 5), reciclagem dos materiais (cenário 6) (Tabela 2).

Foi utilizado o software Umberto® NXT para modelagem dos cenários. Adotou-se o método de AICV ReCiPe v1.08 (perspectiva hierárquica) para classificação e caracterização das emissões ambientais em categorias de impacto *midpoint*. Foi utilizado o banco de dados Ecoinvent v3.5 para o inventário do ciclo de vida, com adaptações para o contexto

brasileiro (ex. mix de produção de energia elétrica).

Tabela 2. Cenários avaliados

Cenário	Material	
	Aço	Polímero
Cenário 1	AS	AS
Cenário 2	AS	Incineração
Cenário 3	Reciclagem	Incineração
Cenário 4	Reciclagem	AS
Cenário 5	AS	Reciclagem
Cenário 6	Reciclagem	Reciclagem

Resultados e discussão

A normalização dos resultados consiste em calcular a magnitude dos resultados dos indicadores relativamente a informações de referência. No presente estudo, utilizou-se o valor máximo como valor de referência. Embora as normas ISO 14040 e 14044 considerem a normalização como um elemento opcional de um estudo de ACV, ela permite a representação gráfica dos resultados para análise dos cenários analisados.

Ao observar os resultados (Figura 1), o cenário 1, que considera o aço e o PE destinados ao aterro sanitário, apresentou o melhor desempenho ambiental para a maioria das

categorias de impacto analisadas quando comparado aos demais cenários analisados. Os cenários 3 e 4 apresentaram os piores resultados para a maioria das categorias de impacto analisadas. Destaque para a categoria de impacto mudanças climáticas, onde o cenário 4 apresenta grande contribuição devido às emissões da reciclagem do aço e da incineração do PE (Figura 2).

Figura 2. Emissões em kg CO₂-Eq por alternativa de tratamento do cenário 4

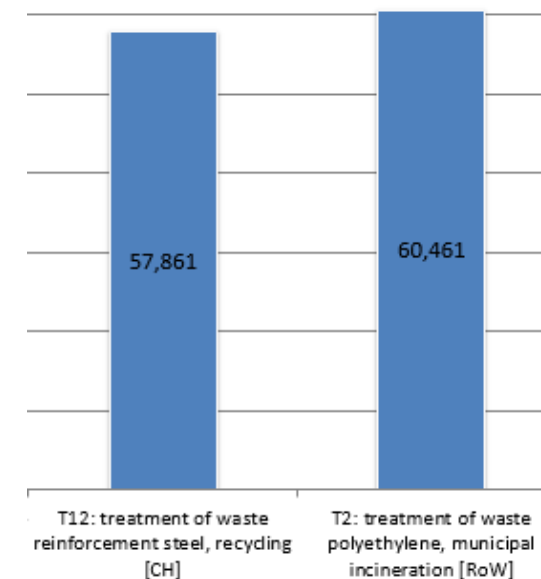
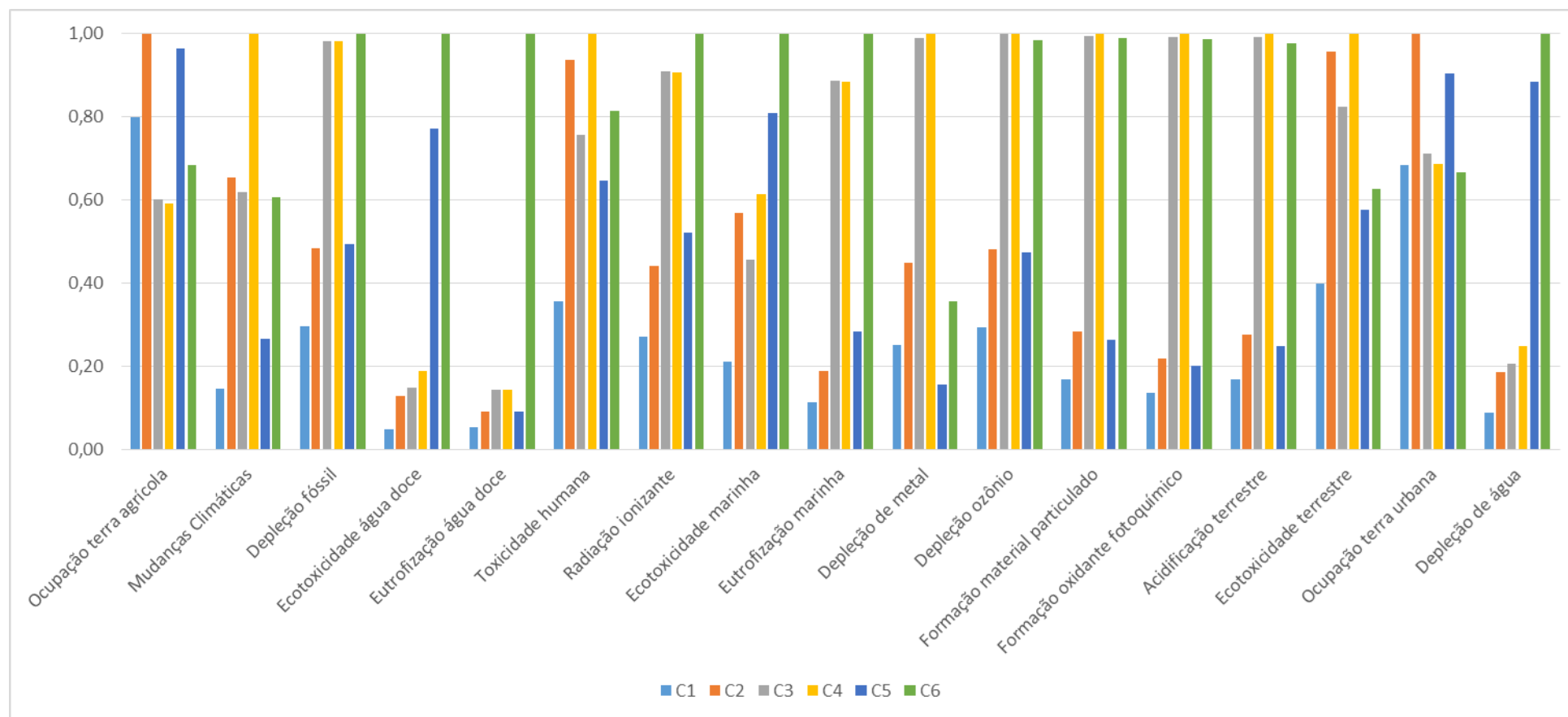


Figura 1: Resultados da ACV para o tratamento de 1 t de duto submarino rígido limpo



- C1: disposição dos materiais em AS;
 C2: aço para AS e PE para incineração;
 C3: aço para reciclagem e PE para AS;
 C4: aço para reciclagem e PE para incineração;
 C5: aço para AS e PE para reciclagem;
 C6: materiais para reciclagem.

Conclusão

A revisão da literatura evidenciou que os poucos estudos focados no descomissionamento de plataformas de óleo e gás e estruturas submarinas consideram poucas categorias de impacto, tendo como maior foco aquelas relacionadas às emissões de GEE. Para evitar a dificuldade de escolha da alternativa mais adequada, muitos estudos optam por avaliar uma ou poucas categorias de impacto. No entanto, apesar de facilitar a interpretação dos resultados, pode desconsiderar aspectos importantes na análise para tomada de decisão.

É necessário avaliar os potenciais impactos ambientais de cada uma das alternativas de tratamento desses materiais descomissionados. Os resultados mostraram o AS como alternativa ambientalmente preferível para os materiais dos dutos rígidos descomissionados. Entretanto, é importante salientar que se tratando de alternativas de tratamento de resíduos, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) indica uma ordem de priorização, chamada Hierarquia de Resíduos. De acordo com a Hierarquia, deve-se priorizar a não geração do resíduo (prevenção), seguida pela reutilização (reuso), reciclagem, tratamento e, finalmente, a

disposição final em aterro sanitário (Brasil, 2010). Isso significa que o AS é ambientalmente menos preferível que as demais alternativas de tratamento.

Seguir a Hierarquia de Resíduos nem sempre resulta na escolha da melhor opção em termos ambientais. Por esta razão, a metodologia de ACV possui um papel importante nas análises de gerenciamento de resíduos, pois é capaz de atuar de maneira complementar à Hierarquia, uma vez que possibilita analisar as opções baseando-se no desempenho ambiental de cada alternativa de tratamento no contexto analisado. Todavia, tal resultado reflete a modelagem atribucional sem expansão do sistema, em que as emissões evitadas pela utilização de materiais reciclados não estão sendo contabilizadas na análise, ou seja, não estão sendo subtraídas as emissões da produção de aço e polímero nos cenários de reciclagem, o que pode alterar significativamente o resultado. Recomenda-se, portanto, a expansão do sistema em estudos de ACV de alternativas de tratamento de resíduos.

Referências bibliográficas

A. C. M. Angelo, A. B. Saraiva, J. C. N. Clímaco, C. E. Infante, and R. Valle, "Life Cycle Assessment and Multi-criteria Decision Analysis: Selection of a strategy for domestic food waste management in Rio de Janeiro," *J. Clean. Prod.*, vol. 143, pp. 744–756, 2017.

A. N. P. Jia, "LCA for Offshore Installations Decommissioning: Environmental Impact Assessment," *Universiti Teknologi Petronas*, 2013.

A. Terpou, "Applying circular economy principles in the oil & gas industry: An LCA study in the decommissioning process of offshore platforms," *Chalmers University of Technology*, 2017.

B. B. Bernstein, A. Bressler, P. Cantle, M. Henrion, D. John, S. Kruse, D. Pondella, A. Scholz, T. Setnicka, S. Swamy, L. Fink, and B. McCann, "Evaluating Alternatives for Decommissioning California's Offshore Oil and Gas Platforms: a technical analysis to inform state policy," *California*, 2010.

BG Group, "Atlantic & Cromarty fields - Decommissioning programmes and comparative assessment report," *UK*, 2016.

BRASIL, 2010. Lei nº 12.305, de 02 de Agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasil. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>.

DMIRS, "Petroleum Decommissioning Guideline," *Western Australia*, 2017.

Hartley Anderson Limited, "Jacky Decommissioning - Environmental Impact Assessment," 2018.

INEOS UK SNS Limited, "Windermere Decommissioning Project Comparative Assessment," *UK*, 2018.

Ithaca Energy (UK) Limited, "Jacky Decommissioning Pipelines and Power Cable Comparative Assessment," *UK*, 2018.

MEI, "Brunei Darussalam Decommissioning and Restoration Guidelines for Onshore and Offshore Facilities - Issue for Industry Use. Volume 9: Decommissioning and restoration guidelines," *Negara Brunei Darussalam*, 2018.

Oil & Gas UK, "Guidelines for Comparative Assessment in Decommissioning Programmes," no. 1. pp. 1–49, 2015.

P. Cantle and B. Bernstein, "Air emissions associated with decommissioning California's offshore oil and gas platforms," *Integr. Environ. Assess. Manag.*, vol. 11, no. 4, pp. 564–571, 2015.

P. D. Brindley and M. Corcoran, "Offshore Abandonment Activities: The Energy and Environmental Impacts," in *SPE*, 1995, pp. 149–163.

S. A. Kerr, J. C. Side, and R. Gamblin, "The Quantification of Energy Consumption and Gaseous Emissions Associated With Decommissioning Offshore Oil and Gas Installations," *Civ. Eng. Environ. Syst.*, vol. 15, no. 4, pp. 251–273, 1999.

Shell U. K. Limited, "Brent Field Decommissioning: Comparative Assessment Procedure," 2017.

SPIRIT ENERGY, "Bains Decommissioning Comparative Assessment," 2018.

Estimativa de lixiviação de nitrato utilizando modelos de diferentes TIERS, ressaltando a importância das variáveis climáticas

Edilene Pereira Andrade^{1,2}

Laureano Jimenez²

Erica Montemayor¹

August Bonmati¹

Assumpcio Anton¹

¹ Institut de Recerca i Tecnologia Agroalimentària

² Universitat Rovira i Virgili

edileneperandrade@hotmail.com

Resumo

Na Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) não há um consenso em relação ao cálculo de emissões de nitrogênio. Nemecek et al.(2014) e a FAO (FAO, 2018) propõem guias com abordagens metodológicas que devem ser usados em estudos agrícolas. No entanto, por se tratar de recomendações, fica a cargo dos usuários leva-las em consideração ou não. Em geral, modelos menos complexos, classificados como Tier 1 e Tier 2 pelo IPCC (2006), são mais utilizados na ACV, o que pode implicar em emissões incoerentes, especialmente, devido à limitada inclusão de dados climáticos que afetam diretamente as emissões. Modelos Tier 3, no entanto, podem fornecer estimativas mais assertivas ao considerar todo o ciclo do nitrogênio e incluir diversas variáveis climáticas diárias nas estimações. Nesse trabalho, comparou-se os modelos Tier 1 Product Environmental Footprint (EC-PEFCR, 2017), Tier 2 SALCA (Richner et al., 2014) e SQBC (Faist Emmenegger et al., 2009), e Tier 3 DAISY (Hansen et al., 2002) para a estimativa da lixiviação de nitrato em cultivos de milho no Brasil e na Espanha, entre 1998 e 2015, alterando apenas dados climáticos. Os resultados mostraram as maiores lixiviações de nitrato, 156,5 kg N/ha (Brasil) e 99,3 kg

N/ha (Espanha) sendo estimadas com os modelos Tier 2. As menores, 41,5 kg N/ha (Brasil) e 33,1 (Espanha) sendo estimadas com o modelo Tier 3. O modelo Tier 1 estimou o mesmo valor para lixiviação, 51 kg N/ha, no dois cenários. A variação nos valores estimados no SQCB foi de 26%, 51% no SALCA, 54% no Daisy (BR) e 94% no Daisy (ES). Portanto, à medida que variáveis climáticas são incluídas no modelo, há uma maior variação nos resultados obtidos, ajustando-os melhor à realidade do estudo. Em relação à correlação entre as estimativas dos modelos e as variáveis climáticas (temperatura e precipitação), SQCB e precipitação, e Daisy (ES) e precipitação tiveram melhor correlação, 1 e 0,93, respectivamente. Assim, mostra-se necessário o uso de modelos que incluam variáveis climáticas em seus cálculos. Portanto, modelos Tier 3 devem ser aplicados na ACV, quando possível, devido a sua capacidade de ajuste ao cenário e seu nível de detalhamento nas emissões.

Palavras-chaves: ICV, emissões de nitrogênio, variáveis climáticas, Tiers IPCC

Introdução

A fase de coleta de dados para o Inventário de Ciclo de Vida (ICV) é uma etapa fundamental para que se possa obter uma Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) coerente. Construir esse inventário em sistemas agrícolas requer um esforço adicional por se tratar da etapa em que se reúnem dados de maquinário utilizado, pesticidas, uso de fertilizantes que implicam a inclusão diversos outros inventários no sistema. Em relação aos fertilizantes, a principal preocupação está relacionada ao impacto causado pelas emissões de nitrogênio (nitrato, amônia, óxido nitroso e dióxido de nitrogênio)

em solos, ar e água. Os íons de nitrato (NO_3^-) dissolvidos na água, por exemplo, podem se acumular no perfil do solo ou serem lixiviados, sendo a eutrofização a consequência dessa exposição de sistemas aquáticos às emissões de nitrogênio (Wolf, 2010). Assim, estimar a lixiviação do nitrato de maneira precisa auxiliaria no manejo dos fertilizantes, contribuindo para diminuição da poluição causada devido às atividades agrícolas.

O IPCC (2006) classifica em três níveis diferentes - de acordo com a necessidade de dados de entrada e o grau de complexidade - os modelos utilizados para estimar as emissões de nutrientes. Os modelos Tier 1 usam fatores de emissão (em inglês *emission factor*, EF) desenvolvidos, por exemplo, pelo próprio IPCC. Os modelos Tier 2 também aplicam fatores de emissão, porém, esses EF são ajustados para as condições climáticas do país. Já os modelos Tier 3 são os mais detalhados, requerem uma maior quantidade de dados, calibração e validação do modelo e, conseqüentemente, podem estimar as emissões com maior certeza do que modelos Tiers 1 e 2, uma vez que buscam aproximar o máximo possível à realidade do campo.

Atualmente, na ACV, não há um consenso quando se trata do cálculo de nitrogênio. Há, na realidade, orientações em diferentes documentos para essa estimativa. Por exemplo, a FAO desenvolveu um guia *Guidelines for environmental quantification of nutrient flows*

and impact assessment in livestock supply chains (FAO, 2018) que traz recomendações para escolha de modelos de acordo com o objetivo do estudo. Assim, modelos Tier 1 são recomendados para um diagnóstico superficial do sistema, Tier 2 quando se trata de uma etapa da cadeia de suprimentos de uma avaliação regional, e Tier 3 quando se trata de um sistema de produção específico que se quer avaliar. Já o documento *Methodological Guidelines for the Life Cycle Inventory of Agricultural Products* (Nemecek *et al.*, 2014) traz modelos Tiers 1 e 2 que podem ser utilizados para estimativa de emissões (nitrogênio e fósforo), e que, atualmente, vêm sendo utilizados com grande frequência em estudos de ACV.

No entanto, ao incluir modelos somente de Tiers 1 e 2, o documento de Nemecek *et al.* (2014) considera muito pouco os dados climáticos que são extremamente importante para as emissões de nitrogênio. Por exemplo, nas emissões de óxido nitroso (N₂O), a temperatura é um dos fatores que mais afeta essa emissão (Signor e Perri, 2013). A volatilização da amônia (NH₃) é influenciada pela temperatura e umidade do ar (Fan, Li e Alva, 2011). Já as emissões de nitrato são influenciadas por qualquer fator que altere a umidade do solo, por exemplo, precipitação, irrigação, temperatura, evaporação e transpiração (Jabloun *et al.*, 2015). Portanto, modelos Tier 2, e principalmente, Tier 1, devido a precária consideração de variáveis climáticas, podem estar estimando de maneira equivocada

as emissões de nitrogênio no solo, água e ar, dependendo da complexidade do sistema agrícola a ser analisado.

É importante avaliar as variações causadas nas emissões calculadas ao utilizar modelos de diferentes Tiers para entender a relevância do uso de modelos mais complexos no cálculo de emissões agrícolas para o inventário da ACV.

Para este estudo, o foco se deu no cálculo da lixiviação do nitrato - devido a influência de mais fatores climáticos - em diferentes considerações climáticas (Brasil e Espanha), através da criação de cenários para o cultivo de milho considerando dados climáticos de 1998 a 2015.

Objetivos

- Comparar os modelos Product Environmental Footprint (PEF) (EC-PEFCR, 2017), SALCA (Richner *et al.*, 2014), SQCB (Faist Emmenegger *et al.*, 2009) e Daisy (Hansen *et al.*, 2001), respectivamente, Tiers 1, 2, e 3 destacando suas diferenças metodológicas para o cálculo da lixiviação de nitrato;
- Comparar a variação da lixiviação de nitrato a partir das abordagens utilizadas alterando apenas os dados climáticos em diferentes anos;
- Verificar possíveis correlações, utilizando a Correlação de Pearson, entre variáveis climáticas e lixiviações estimadas.

Metodologia

Por questões de vocabulário, as abordagens selecionadas para este trabalho serão chamadas de modelos. Portanto, os modelos selecionados para o cálculo de emissões de nitrato foram:

- Tier 1: PEF
- Tier 2: SALCA e SQCB
- Tier 3: Daisy

A escolha do SQCB para o Brasil ao invés do SALCA é devido a recomendação de Nemecek *et al.* (2014). No entanto, uma futura regionalização do modelo para condições climáticas brasileiras é viável. A calibração do modelo Daisy foi feita apenas para o cenário espanhol devido à ausência de dados para o cenário brasileiro.

A PEF é o modelo mais simples, a lixiviação do nitrato é calculada utilizando apenas quantidade e tipo de fertilizante utilizado e um fator de emissão (FE), nenhuma variável climática é levada em consideração.

O SQCB calcula a emissão de nitrato a partir de uma equação que considera, entre outros parâmetros, precipitação, captação de nitrogênio, porcentagem de argila no solo e fertilizante aplicado.

O SALCA calcula um balanço entre entradas (p.e., irrigação, precipitação, fertilização etc.) e saídas (p.e., captação de nitrogênio pela planta, lixiviação etc.) do sistema. O modelo também utiliza valores padrões, por exemplo, para o

coeficiente de lavagem do solo, captação de nitrogênio pela planta e disponibilidade de nitrogênio do fertilizante.

O Daisy é um modelo mecanicista robusto complexo, bem validado em diferentes tipos climáticos, que considera todo o ciclo do nitrogênio. Variáveis climáticas diárias de precipitação, temperatura, radiação global e evapotranspiração também são alguns dos dados de entrada do modelo. Conseqüentemente, é um modelo que requer maior esforço de aplicação, além da maior quantidade de dados de entrada em relação aos modelos Tier 1 e 2, o que pode ser um obstáculo para o profissional da ACV.

É importante ressaltar que o objetivo do trabalho não é comparar as lixiviações estimadas para cultivos de milho entre os dois países, Brasil e Espanha. No caso, o trabalho visa exemplificar como as emissões em dois cenários climáticos diferentes podem variar de acordo com o modelo utilizado para a estimação de emissões do inventário.

O cenário espanhol proposto foi criado a partir dos resultados de Montemayor *et al.* (2019). Desse modo, utilizou-se a mesma quantidade de fertilizante mineral (nitrito de amônio com cálcio) aplicado, 170 kg de N/ha (limite máximo permitido na Europa) em todos os cenários, além das operações de manejo. Assumiu-se para o cenário brasileiro o mesmo valor e tipo de fertilizante usado no cenário espanhol. Os ajustes do cultivo foram em

relação aos dados climáticos – foco do estudo – e de solo.

Os dados de solo para os cenários foram obtidos do *Harmonized World Soil Database* da FAO, a partir de localização aproximada (Tabela 1).

Tabela 1: Resumo dos dados de solo para Brasil e Espanha

<i>Parâmetro</i>	<i>Brasil</i>	<i>Espanha</i>
Textura do solo	Argila (clara)	Barro
Fração de areia (%)	29	34
Fração de silte (%)	15	48
Fração de argila (%)	56	18
Densidade do solo (kg/dm ³)	1,23	1,39

Para Espanha foi considerado um sistema irrigado para o cultivo do milho. Já os cultivos de milho no Brasil não costumam ser irrigados.

Dados do Clima Savânico de Sorriso (Brasil) foram coletados no Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2020), e do Clima Mediterrâneo de verão quente em Girona (Espanha) foram obtidos da estação experimental meteorológica de Más Badia, em Girona.

No período entre 1998 a 2015 foram selecionados cinco anos para o cálculo das emissões de nitrito:

- Ano base genérico escolhido para o estudo;
- Ano de maior temperatura média (°C);

- Ano de menor temperatura média (°C);
- Ano de maior precipitação anual (mm);
- Ano de menor precipitação anual (mm).

Não foram selecionados os mesmos anos para o estudo de caso nos dois países, pois o objetivo era mostrar a variação que ocorre em condições climáticas distintas.

Para o Brasil e Espanha, os anos selecionados foram (Tabela 2):

Tabela 2: Resumo dos dados climáticos para Brasil e Espanha

<i>Brasil</i>			<i>Espanha</i>		
<i>Ano</i>	<i>Prec</i>	<i>Temp</i>	<i>Ano</i>	<i>Prec</i>	<i>Temp</i>
1999	1123	24,0	2002	506	15,3
2001	2496	24,4	2003	836	15,5
2003	2001	26,1	2005	556	15,0
2014	2191	25,2	2014	704	15,4
2015	1155	25,3	2015	378	15,5

Posteriormente, realizou-se a ferramenta de correlação do Excel para verificar a existência de correlação entre as variáveis climáticas selecionadas e as emissões calculadas.

As equações utilizadas e um detalhamento dos modelos utilizados não foram incluídas no texto, porém, os documentos relacionados estão incluídos nas referências.

Resultados e discussão

Em ordem crescente de complexidade, cada modelo requer dados específicos, em relação ao cultivo realizado, para o cálculo de lixiviação do nitrato. A PEF requer apenas a quantidade de fertilizante utilizada no cultivo e aplica um fator de emissão (FE) padrão. Já o SQCB e SALCA incluem dados de precipitação de maneira simplificada, para o SQCB é utilizada a precipitação média anual e para o SALCA os dados de precipitação média mensais mais a irrigação são associados a coeficientes de lixiviação. Já o Daisy, por ser um modelo mais complexo, leva em consideração fatores diários de precipitação, umidade, temperatura (mínima, média e máxima), radiação solar e velocidade dos ventos.

Para Brasil e Espanha os resultados obtidos, respectivamente, foram (Gráficos 1 e 2):

Gráfico 1: Lixiviação de nitrato (kg N/ha) estimada calculadas pelas metodologias PEF, SQCB e Daisy em cinco anos (Cenário hipotético brasileiro)

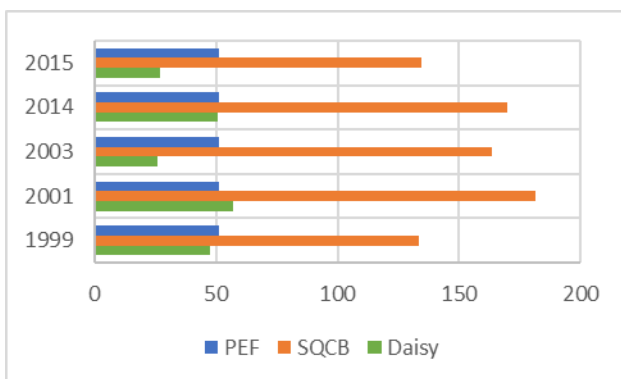
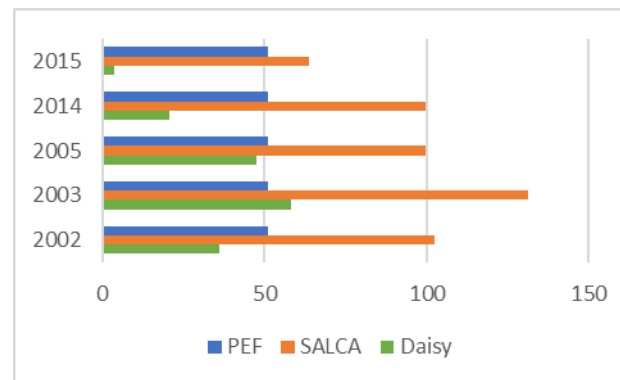


Gráfico 2: Lixiviação de nitrato (kg N/ha) estimada pelas metodologias PEF, SALCA e Daisy em cinco anos (Cenário espanhol)



A partir dos gráficos 1 e 2, é possível perceber que para a PEF a lixiviação do nitrato é sempre a mesma nos cenários propostos para os países, mesmo em anos de pouca chuva ou muita chuva, anos mais quentes ou menos quentes, sempre um terço do nitrogênio que entrou no sistema será lixiviado. Portanto, não seria eficiente criar cenários para a lixiviação do nitrato considerando as variáveis climáticas, ou até mesmo irrigação, com a PEF. Assim, a PEF não representa uma boa alternativa para comparação de cultivos, devendo se restringir o seu uso ao que foi recomendado no Guia da FAO (2018).

O SQCB, em sua equação, já determina que sempre haverá uma lixiviação de no mínimo 21,37 kg N/ha. Precipitação e irrigação afetarão a segunda parcela da equação. Desse modo, as lixiviações para o cenário brasileiro foram as maiores quando se utilizou esse modelo,

creditando uma superestimação do valor. As lixiviações calculadas com o modelo variaram em 26%, sendo a maior (181,2 kg N/ha) no ano com maior precipitação média, e menor (133,3 kg N/ha) no ano de menor precipitação. Desse modo, a precipitação é a variável climática que mais afeta o modelo. O SQCB, por ser um modelo simples, é bastante utilizado em estudos agrícolas na ACV fora da Europa, em que o SALCA é o modelo recomendado. Além disso, o SQCB é recomendado por uma instituição internacionalmente reconhecida, o World Food LCA Database (WFLDB).

Com o SALCA foram calculadas as maiores lixiviações para o cenário espanhol. A variação entre maior (131,2 kg N/ha no ano de maior precipitação média) e menor (63,6 kg N/ha no ano menor precipitação média) lixiviação calculada com o SALCA foi de 51%. Os anos de 2005 e 2014 obtiveram o mesmo valor de lixiviação, pois como a precipitação está associada a um coeficiente de lavagem do solo, as emissões podem se repetir, uma vez que apenas fatores climáticos foram alterados. A precipitação também é o único fator climático levado em consideração no modelo, justificando a maior variação relacionada aos anos de maior e menor precipitação, muito embora o SALCA seja um modelo mais complexo que o SQCB. O SALCA também considerada no cálculo da lixiviação do nitrato as emissões de amônia e óxido nitroso que ocorrem durante o ciclo do nitrogênio. O modelo também é recomendado WFLDB, e regionalizações, por exemplo, em

Montemayor *et al.* (2019), vem sendo feitas para outros países que não apresentam clima semelhante para o qual o modelo foi desenvolvido.

A lixiviação estimada pelo Daisy (BR) apresentou uma variação de 54% entre o maior (50,5 kg N/ha no ano de maior precipitação média) e o menor (25,8 kg N/ha no ano de maior temperatura média) valor. Para o Daisy, como a precipitação não é a única variável levada em consideração, a lixiviação do nitrato não teve o mesmo comportamento que a do SQCB. Assim, por exemplo, embora a menor precipitação média tenha sido em 1999, a temperatura média foi a mais baixa, o que contribui para diminuição da evapotranspiração e, conseqüentemente, influencia na lixiviação do nitrato. Além disso, por requerer dados precisos de manejo (data de preparação do solo, fertilização, irrigação e colheita) os cálculos não consideram uma média do período, mas sim os dados climáticos exatos para o dia, trazendo mais precisão ao resultado.

Já a lixiviação estimada pelo Daisy (ES), apresentou uma variação de 94% entre o maior (58 kg N/ha no ano de maior precipitação) e o menor (3,6 kg N/ha no ano menor precipitação anual). No caso do cenário espanhol, o conjunto (precipitação + irrigação) seguiu o mesmo comportamento que no SALCA.

Na hipótese de que os cinco anos representassem um ciclo de produção de milho,

para o cenário brasileiro, a estimativa de lixiviação média de nitrato seria de 51 kg N/ha com a PEF, 156,5 kg N/ha com o SQBC e 41,5 kg N/ha, apresentando uma variação de 73% no valor. Já no cenário espanhol, essa estimativa média seria de 51 kg N/ha com a PEF, 99,3 kg N/ha com o SALCA e 33,1 kg N/ha com o Daisy, variando em 67%. É importante destacar que variações desse tipo certamente causarão mudanças significativas no cálculo do impacto, especialmente, na eutrofização marinha que tem o nitrato como referência. Desse modo, é fundamental que os dados de inventário sejam estimados de maneira mais assertiva possível, trazendo o máximo da realidade do local para o modelo utilizado.

Com o intuito de avaliar uma correlação entre temperatura, precipitação (variáveis climáticas mais importantes na estimativa da lixiviação do nitrato) e as lixiviações calculadas, foi realizada uma análise de Correlação de Pearson no Excel (Tabelas 3 e 4).

Tabela 3: Análise de correlação entre precipitação, temperatura e emissões de nitrato (Brasil)

	PPT	Temp	PEF	SQBC	Daisy
PPT	1				
Temp	0,17	1			
PEF	-	-	1		
SQBC	1	0,17	-	1	
Daisy	0,48	-0,74	-	0,48	1

Tabela 4: Análise de correlação entre precipitação, temperatura e emissões de nitrato (Espanha)

	PPT	Temp	PEF	SQBC	Daisy
PPT	1				
Temp	-0,57	1			
PEF	-	-	1		
SALCA	0,55	-0,25	-	1	
Daisy	0,93	-0,48	-	0,75	1

Não há correlação entre a PEF e as variáveis climáticas, nem com os outros modelos, uma vez que a PEF só apresentou um único valor para a lixiviação e não considera variáveis climáticas no cálculo da lixiviação do nitrato.

A correlação entre temperatura e precipitação para o Brasil é positiva e é considerada desprezível ($< 0,3$) de acordo com Mukaka (2012). Já para a Espanha essa correlação é negativa e é considerada moderada ($0,5 - 0,70$).

Nas emissões para o Brasil, a maior correlação, em módulo, identificada para o Daisy foi de 0,74 com a temperatura, e é considerada alta ($0,7 - 0,9$). Já para o SQBC, a maior correlação foi 1,00 com a precipitação, é considerada muito alta e é justificada por ser a precipitação o único valor que foi alterado no cálculo da lixiviação do nitrato no período selecionado.

Sobre as emissões para a Espanha, a maior correlação para o Daisy foi de 0,93 com a precipitação, e é considerada muito forte. Já para o SALCA foi de 0,55, também com a precipitação, é considerada moderada. Essa

menor correlação entre precipitação e SALCA é devido a maneira indireta de consideração da precipitação na definição do coeficiente de lavagem do solo.

A correlação entre os valores de lixiviado SALCA-Daisy é mais elevada que a correlação SQCB-Daisy, devido ao SALCA ter sido desenvolvido para ser utilizado na Europa e o Daisy ser validado para Europa. Já o SQCB é uma equação usada para o resto do mundo, e o Daisy ainda não foi validado para o clima savânico brasileiro.

Conclusões

A partir dos cálculos de lixiviação de nitrato utilizando-se diferentes modelos, percebeu-se que resultados bastante distintos podem ser encontrados entre a escolha de uma ou outra metodologia.

No caso das metodologias escolhidas, a PEF calculou a mesma emissão para os dois países, em todos os anos selecionados. Já o SALCA, para a Espanha, e o SQCB, para o Brasil, estimaram as maiores lixiviações de nitrato. O Daisy trouxe os menores valores médios para ambos os países.

O valor padrão do PEF baseado na quantidade de N aportado ao cultivo é muito incerto, pois deixa muitos aspectos de fora dos cálculos (absorção, mineralização, condições climáticas, rendimentos). Assim, provavelmente, pelo fato do Daisy realizar cálculos em uma escala de tempo e espaço mais detalhada, esse modelo

pode oferecer dados mais certos e de acordo com a realidade.

As variáveis climáticas à medida que foram sendo consideradas de modo mais complexo e completo nos modelos, estimaram valores mais variados. Desse modo, mostram que têm um peso importante nas estimações da lixiviação do nitrato. Portanto, deve ser consideradas nos cálculos, sempre que possível.

Na falta de dados de campo, modelos calibrados e validados, como o Daisy, representam a melhor opção, embora não seja a mais prática, para a estimativa de nutrientes no ar, solo e água. Além do mais, modelos Tier 3 podem ser utilizados para um ajuste dos modelos de menor complexidade, por exemplo, recalculando fatores de emissão para diferentes condições climáticas e de manejo.

Como trabalhos posteriores, a calibração e validação de modelos Tier 3, e até modelos Tier 2 mais complexos como o SALCA, devem ser feitas para o Brasil para estimar emissões mais aproximadas da realidade em estudos de ACV.

Agradecimentos

We thank the project Nutri2cycle for the full support during this work and the CERCA Programme/Generalitat de Catalunya.

This project has received funding from the European Union's Horizon 2020 research and innovation programme under the Marie Skłodowska-Curie grant agreement No. 713679

and from the Universitat Rovira i Virgili (URV).

Referências bibliográficas

- European Commission, PEFCR Guidance document. (2017) Guidance for the development of Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCRs), v. 6.3.
- Fan, X. H., Li, Y. C. & Alva, A. K. (2011) Effects of Temperature and Soil Type on Ammonia Volatilization from Slow-Release Nitrogen Fertilizers, *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 42:10, 1111-1122.
- FAO (2018) Nutrient flows and associated environmental impacts in livestock supply chains. <http://www.fao.org/partnerships/leap/publications/en/>
- Instituto Nacional de Meteorologia. (2020) Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>. Acessado em: 15 de fevereiro de 2020.
- Hansen, S. (2002) Daisy, a flexible soil-plant-atmosphere system model. Report. Dept. Agric, 615.
- IPCC (2006) Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 4: Agriculture, forestry and other land use; Volume 2: Energy. IGES, Kanagawa, Japan.
- Jabloun, M., Schelde, K., Tao, F., & Olesen, J. E. (2015). Effect of temperature and precipitation on nitrate leaching from organic cereal cropping systems in Denmark. *European Journal of Agronomy*, 62, 55-64.
- Montemayor E, et al. (2019) Environmental accounting of closed-loop maize production scenarios: Manure as fertilizer and inclusion of catch crops. *Resources, Conservation and Recycling*, 146: 395-404
- Mukaka, M. M. (2012) A guide to appropriate use of correlation coefficient in medical research. *Malawi medical journal*, v. 24, n. 3, pp. 69-71.
- Nemecek, T. et al. (2014) Methodological guidelines for the life cycle inventory of agricultural products.
- Richner, W., Oberholzer, H.R., Freiermuth, R., Walther, U. (2006) Modell zur Beurteilung des Nitratauswaschungspotenzials in O' kobilanzen – SALCA-NO3. *Agroscope FAL Reckenholz*, p. 25.
- Signor, D., Cerri, C. E. P.. Nitrous oxide emissions in agricultural soils: a review. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, v. 43, n. 3, p. 322-338, 2013.
- Wolf, M. A. et al. (2010) ILCD handbook-general guide for life cycle assessment-detailed guidance. Joint Research Centre European Commission, Ispra, Italy, p. 1-417.

How inventory and impact assessment uncertainties influence climate change results of a whole building LCA?

Vanessa Gomes¹, José P.P.D. Savioli², Gabriela Dias Guimarães^{1,3}, Arthur Gusson Baiocchi¹, Cássia Maria Lie Ugaya²

¹ School of Civil Engineering, Architecture and Urban Design, University of Campinas – UNICAMP, Brazil

² Federal Technology University of Paraná – UTFPR, Brazil

³ University of South Australia - UniSA, Australia

vangomes@unicamp.br | cassiaugaya@utfpr.edu.br

Abstract

Uncertainties are inherently present in any Life Cycle Assessment (LCA) but are seldom explicitly and adequately considered, and deterministic approaches prevail in results communication. In general, most studies are related to inventories. Uncertainty analysis of impact assessment models is rarely performed by practitioners due to the limited availability of values to input in LCA tools. Moreover, multiple uncertainty sources are scarcely approached simultaneously. Literature on building LCA shows that parameter uncertainty is far more frequently studied than scenario uncertainties and that Life Cycle Impact Assessment (LCIA) related uncertainty is not even considered. For buildings, life cycle inventory uncertainty stems from (parameters in) database and foreground processes and a series of unavoidable estimates and normative choices (scenarios) regarding e.g., future installation, the building reference service life and its end-of-life (EoL) scenarios. In such studies, when uncertainty analysis is included, methods for doing so vary, but Monte Carlo (MC) simulations are ubiquitously used for uncertainty propagation. Despite the growing interest in coupling uncertainty analysis to LCA outcomes, the contribution of different uncertainty sources to the overall uncertainty and their influence on whole building LCA (wbLCA) results is mostly unknown. To bridge this research gap, we hypothesized that inventory uncertainty would dominate overall wbLCA uncertainty and carried

out a simultaneous inventory parameter-scenario and LCIA uncertainty analysis for an office and research facility and illustrated the procedure for the climate change impact category. First, a contribution-driven selection indicated six critical processes to investigate parameter uncertainty. A 31-elementary flow set was tracked according to these critical foreground processes and proceeded to scenario uncertainty analysis using @Risk software and propagated through MC simulation. As for LCIA, uncertainty of the inventoried greenhouse gases followed the guidelines and values from the Intergovernmental Panel for Climate Change Global Warming Potential (IPCC GWP) 100. The impact results showed that parameter uncertainty governs overall wbLCA uncertainty, mostly due to high basic uncertainty values (not Pedigree-related). The second highest contributor was the characterization factor's uncertainty, which is relatively high compared to scenario uncertainties. Our study showed that the priority method to reduce uncertainties in wbLCA is the detailing of elementary flows' values and reduction of their basic uncertainty. Specific contributions of uncertainty types to overall uncertainty might vary with the impact category and product analyzed. Regardless, uncertainty analysis contribution supports improved and reliable LCA results to evolve.

Keywords: Life cycle assessment. Buildings. Uncertainty analysis. Parameter uncertainty. Scenario uncertainty. Model uncertainty

1. Introduction

Uncertainties are inherently present in any Life Cycle Assessment (LCA), although they are seldom explicitly and adequately accounted for.

Uncertainty sources can be essentially random and epistemic. Epistemic uncertainty results from the imperfect description of reality in the models used to represent it, whether due to

insufficient data, inaccuracies of measurement or estimate, or ignorance of the real value. Random uncertainty, on the other hand, refers to the variability (geographical, temporal, technological) in the information observed due to the randomness of the underlying phenomenon (Igos et al. 2019).

As for the type of uncertainty, several classifications can be found in literature, but the most frequently used categorizes uncertainties into parameter, model, and choice – or scenario (Huijbregts, 2001). In the first group are inaccurate, incomplete, or outdated measurements, or the lack of data in the inventory and models. Model uncertainties are introduced, for example, by using simplified or linear models and by disregarding geographical and temporal information in the inventory analysis. Finally, the uncertainties resulting from choices (scenarios uncertainties) refer to normative decisions made by the analyst such as in the definition of functional units, allocation criteria and the adoption of characterization, weighting, and impact assessment methods. Each modeled environmental aspect introduces an inherent uncertainty, and each choice leads to variability in the analysis result.

Input data, model, variability, value choices and scenarios are among the several possible uncertainties sources (UNEP and SETAC, 2016). We have herein categorized them into uncertainty related to the life cycle inventory, which included Parameter and Scenario (LCI-

PS), or to the Life Cycle Impact Assessment (LCIA), more specifically to the Characterization Factor (CF) - LCIA-CF.

Parameter uncertainties are introduced in LCA through its input data (Huijbregts et al., 2003; Baek et al., 2018), arising from incorrect, unreliable, high variable data, or from data absences, creating data gaps in the assessment (Heijungs; Huijbregts, 2004). Either absent or low-quality data and their variability introduce uncertainties in the assessment results (Bojacá; Schrevels, 2010), which can greatly compromise and mislead the LCA interpretation (Huijbregts, 1998).

Scenario uncertainty, also known as “uncertainty due to choices”, refers to the numerous normative choices inherent in LCA, such as functional unit, allocation, system boundaries and variability of scenario characteristics, such as the technological level (Huijbregts et al., 2003). In whole-building LCA, scenario uncertainty is also associated with the temporal evaluation, as most assessments will be conducted before the processes take place, forcing assumptions of unknown values (Sandin, Peters and Svanström, 2014). Assigning probability distributions to the variables, so that each scenario developed has a particular chance to occur, provides a better representation of reality than algebraic sensitivity analysis, which assumes linearity and ignores correlations (Sandin, Peters and Svanström, 2014; Cellura,

Longo and Mistretta, 2011; He et al., 2013; Fouquet et al., 2015).

In turn, the LCIA-CF uncertainty is related to parameters, scenarios, temporal and spatial variability, and modeling to obtain CFs (Verones et al., 2017; Alves et al., 2020; Andrade et al., 2019), and is usually provided by the institutions that modeled them. Due to its complex modelling, LCIA-CF uncertainty is seldom used in LCA, despite its importance for more reliable LCIA results.

Although uncertainties are present in all LCA phases, few studies include them and, even so, most of them consider only those related to the inventory (Alves et al., 2020). But Savioli and Ugaya (2020) found out that water scarcity CF uncertainty surpassed inventory uncertainty for irrigation water, which suggests that analysis of other impact categories might lead to different priorities for data improvement.

In this sense, our hypothesis is that for climate change building inventory dominates the uncertainty results over CFs. Hence, in this paper we assess the environmental impacts of construction considering parameters, scenario, and model uncertainties in the LCI and LCIA phases.

1. Method

To test our hypothesis, the steps of this study were estimation of inventory (parameters and scenario) uncertainties and of LCIA-CF uncertainties, and error propagation.

System boundaries of the wbLCA

European standard BS EN 15978 (CEN, 2011) governs the wbLCA procedure and defines the stages and modules for reporting life cycle impacts. The pre-use stage encompasses raw material extraction, material manufacture (modules A1-A3) and building construction (A4-A5). The use stage includes maintenance, repairs, replacements, and renovations (B1-B5), in addition to the operational energy (B6) and water (B7) consumption throughout the building's reference service life. Finally, the post-use stage considers demolition (C1-C2) and the final disposal of waste (C3-C4).

Embodied impacts of our case study, a steel-framed laboratory facility described in detail by Gomes et al (2018), were modelled from cradle to grave (A1-C4). Operational impacts (B6, B7) were off system boundaries.

Inventory parameter uncertainty estimate

Though parameter uncertainty can occur at any LCA phase, literature indicates that they are mainly found in the LCA inventory (Huijbregts, 1998). Hence, only parameters within modules A1-A3 were computed for this purpose. Only uncertainty in foreground processes was considered.

At the time of modelling, no single database comprised all processes needed to model the building, so processes were extracted from ecoinvent v2.2, ELCD v2.0 and US LCI v1.6 databases using SimaPro 8.5.0. We chose to keep the original inventory modelling and update

Pedigree Matrices of all elementary flows, to properly reflect temporal, geographical and technological correlation. Following BS EN 15978 (CEN, 2011) and EeBGuide part B (Gantner et al., 2015), a cut-off rule was stipulated to retain materials/processes with a combined contribution over 95% in the climate change impact category to proceed to analysis. Foreground elementary flows from all processes adherent to the cut-off rule served as a basis for our subsequent scenario and impact analysis.

Subsequent versions of ecoinvent solved the issue of mixed data sources, and as of version 3.3 some Brazilian data were inserted in the database. However, influence of upgraded data versions on this present study would be still limited, as Brazilian data on the six processes modelled (steel frame, galvanized steel sheet, steel hot rolled coil, architectural glazing, aluminum, steel rebar) are yet to be supplied to the database. But for other building cases, that could reduce uncertainty due to geographical correlation or even due to age of data.

As ecoinvent v2.2 discloses process' uncertainty, foreground processes extracted from it had their original Pedigree Matrix adapted mainly by adjusting the geographical and temporal correlation factors to a different context. For foreground processes extracted from ELCD v2.0 and US LCI v1.6 databases, which lacked uncertainty information, we used the simplified procedure suggested by ecoinvent to derive basic and additional uncertainties (using Pedigree

Matrix). Such procedure presents preset uncertainty factors to be selected according with the assessment's context (Weidema et al., 2013), and is described in more detail in Baiocchi;Gomes (2021).

Lastly, overall parameter uncertainty of the computed foreground processes was calculated by simultaneously running those six processes in the Monte Carlo simulation (MC) tool of the LCA platform. MC generated probabilistic distribution curves that aggregate uncertainties of all parameters in each critical material/process, presenting the total parameter uncertainty involved in it. In line with the ecoinvent suggestions, the uncertainties were assumed to follow a log-normal distribution, meaning that the logarithm of the values follow a normal distribution (Weidema et al., 2013). Following the literature recommendations and best practices, our simulations used 10,000 iterations with a 95% confidence interval.

Inventory scenario uncertainty estimate

Data input for the MC simulation depends on the probabilistic distribution that best represents the model. In our case, triangular distributions were preferred for portraying the current state-of-play of scarce information regarding quotidian decision-making within the construction sector. Hence, three-point estimates (minimum, probable and maximum) were derived for each normative choice investigated: wastage during construction (module A5), building reference life

(modules B1-B5) and end-of-life waste disposal options (modules C1-C2). Production stage and Construction transport were calculated as deterministic points.

In line with Wack (1985) ideal design, composed of a base scenario plus two alternatives focused on critical uncertainties, three plausible alternatives for the Brazilian context were formulated for each normative choice investigated, and resulted in 27 GHG emissions scenarios (Figure 1).

Material wastage encompasses construction and maintenance activities and, since wbLCA are typically carried out before any construction process, input values are estimated. As most wbLCA assume a zero-wastage option as default, this was a scenario considered for the article, together with values from the Brazilian Table of Price Composition – TCPO (Pini, 2013) and from Agopyan et al. (2003), respectively representing average wastage in Brazil or specific data collected in construction sites countrywide.

Lifespan scenarios were based on the Brazilian performance standard minimum compliance level (50 years), as well as lowest and highest values found in the literature review. To meet the stipulated scenarios, the steel frame requires protection against corrosion, meaning that a 200mm-thick alkyd resin surface coating, with a 15-year durability, was imposed to cope with a BS EN ISO 12944-2 corrosivity environment category C3 (ISO, 2017).

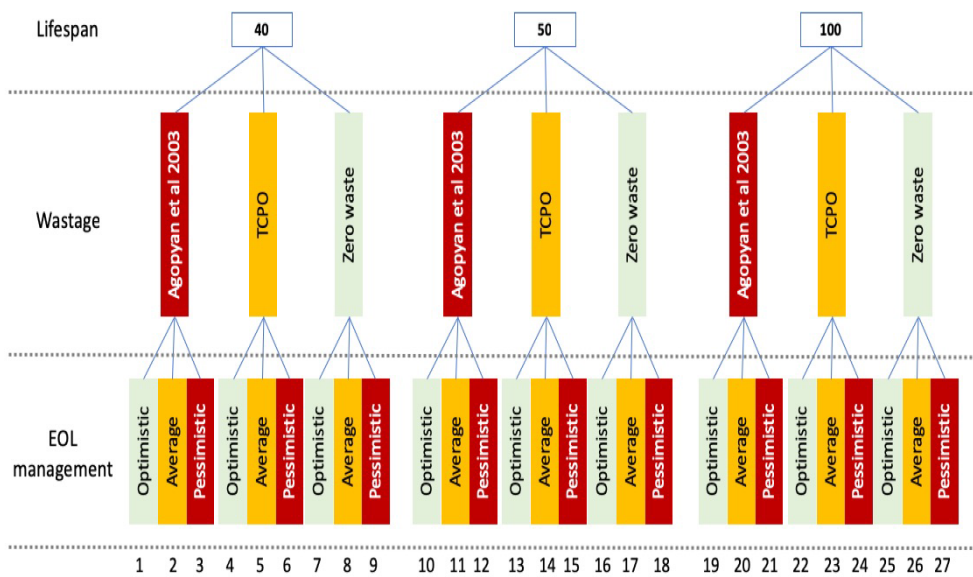


Figure 1: Scenarios considered in the wblCA

End of life management considers different alternatives, hence corresponding transportation distances to suitable facilities (C1-C2). As suggested by Guimaraes et al. (2019), the optimistic scenario follows the European waste policy new directive that targets recycling for 70% of C&D waste; the average scenario acknowledges the current construction practice in Brazil, with 21% of C&D waste being recycled; whilst the pessimistic scenario represents 100% of landfilled waste.

Based on the (27) multi-scenario GHG outputs, stochastic modelling of the uncertainty induced by the selected normative choices used MC sampling with the @Risk Excel plug-in. As for parameter uncertainty estimates, the scenario

MC simulations used 10,000 iterations and limited the values to 95% confidence interval.

CF uncertainty estimate

GWP 100 factors from the IPCC AR5 publication (Myhre et al., 2013) were used to calculate the impact on global warming. To assess its contribution to overall impact uncertainty (in contrast with inventory uncertainty), its parameter uncertainty was considered by means of confidence interval data from the AR5

publication (Myhre et al., 2013). This data has defined confidence intervals for six major greenhouse gases and a standard estimation for other gases based on their lifetime in the atmosphere (Table 1).

Table 1: CF confidence interval (Myhre et al., 2013)

Elementary Flow lifetime	5% to 95% confidence interval
<20 years	+/-40% of CF value
20 to 100 years	+/-35% of CF value
>100 years	+/-30% of CF value

Based on those confidence intervals, the standard deviation of the CFs was calculated using Equation 1 (Myhre et al., 2013):

$$\sigma = \frac{CF \cdot (P95 - P05)}{2 \cdot 1.645} \tag{Equation 1}$$

Where CF is the characterization factor, and P95 and P05 are respectively the percentages for the 95% and 5% confidence interval.

Impact uncertainty

As said, uncertainty propagation was done through Monte Carlo, for inventory, and based on IPCC literature for CF. For assessing the final impact uncertainty, though, error propagation was preferred, for it easily enables separating and comparing contributions from both sources (Equation 2). A spreadsheet with the impact uncertainty calculation is available as supplementary material.

$$\sigma = I \cdot \sqrt{\left(\frac{\sigma_{cf}}{CF}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_{ef}}{EF}\right)^2} \tag{Equation 2}$$

where EF is the elementary flow, and the impact $I = \sum CF \cdot EF$.

3. Results and discussion

Impact uncertainty results calculated for each elementary flow and the combinations of uncertainties are given by means of the coefficients of variation (Figure 2). Carbon dioxide flows had the highest impact values (Figure 2a) and also the highest uncertainty. For most elementary flows, inventory parameter uncertainty contributed more (sometimes >90%) than CFs to the uncertainty values (Figure 2b). CF uncertainty was dominant only for the “methane, land transformation” flow (Figure 2b), which had the lowest inventory parameter uncertainty among all flows tracked.

The global warming results for the whole building confirm our hypothesis and highlight the dominance of inventory parametrization on the overall uncertainty (73.15%, on average) when evaluating GWP100. A complementary study indicated that such contribution stems from high basic uncertainty values for the Pedigree Matrix propagated to the impact (Baiocchi and Gomes, 2021). Improving inventory data and its parameterization for use in wbLCA studies focusing on global warming should be prioritized.

Inventory scenario uncertainty contributed the least when compared to CF uncertainties. Even for the flows in which such contribution stood out, impact uncertainty was around 10% of the impact value. Global warming results for a whole building highlights the relevance of inventory parametrization on impact uncertainties.

4. Conclusions and outlook

Acknowledging uncertainties in LCA is beneficial for improving results reliability and their use as a sustainable decision support tool. Detailing - and appropriate communication – of uncertainties is essential to point out the areas that require further improvement efforts by the technical-scientific community.

In our climate change-focused building study, parameter uncertainty contributed the most to the total impact uncertainty when using GWP 100, either due to its major contribution to the elementary flows studied (except for the “methane, land transformation” flow) or to the

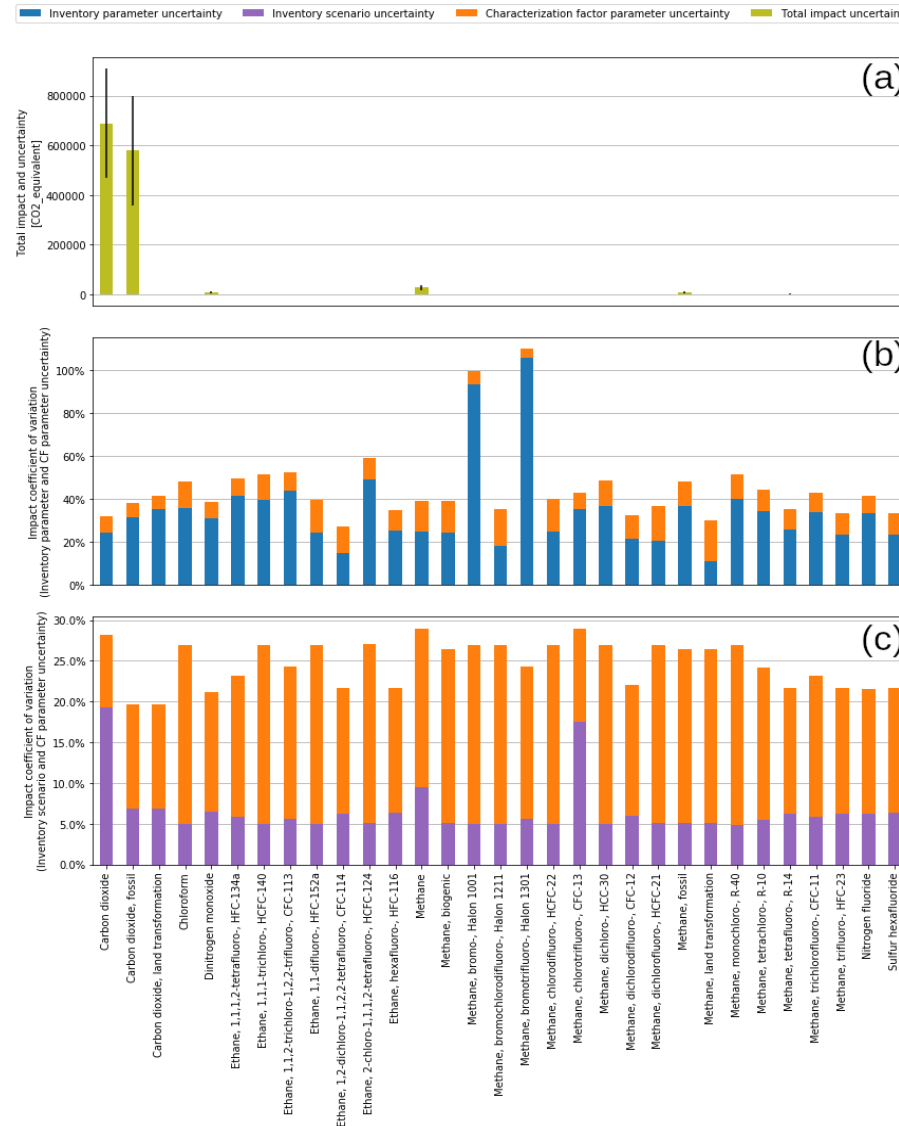


Figure 2: Uncertainty outlook: (a) Total impact calculated and respective uncertainty. (b) Inventory parameter uncertainty vs. CF parameter uncertainty. (c) Inventory scenario uncertainty vs. CF parameter uncertainty. An enlarged version of this image is available as [supplementary material](#).

high values of basic uncertainty for calculating its Pedigree matrix. The study therefore suggests a strategic need to prioritize actions that reduce parameter uncertainties used in the inventory for improved LCA practice.

Further studies should include CF uncertainties due to different GWP timeframes to identify the contributions of different models and LCA phases.

Our study has as limitation the uniqueness of examining a building for which 95% of the impact is caused by few processes, in turn majorly described by a few flows. This singularity enabled estimation of parameter uncertainty from all processes through a relatively crude solution (i.e. by running a fictitious building consisting of the six critical processes), but for most buildings, the substantial description of the impacts would require at least 10 processes, which might multiply the number of flows to estimate uncertainty, and ultimately prevent that performing uncertainties analysis within the wbLCA becomes mainstream practice.

An improved approach would be to consider both inventory uncertainty sources and run the Monte Carlo built in the LCA software, taking advantage of its calculation structure that allows a larger number of modeled flows and could counterbalance the challenge of modelling many processes and flows. In that case, the entire analysis would be performed in the LCA software, dismissing specific knowledge and external software. However, even this enhanced procedure might become unfeasible when many scenarios must be considered simultaneously and using external software would be unavoidable.

Such an approach is further explored in ongoing research, focused on the challenge of describing uncertainty in LCA studies of buildings with complex inventories.

Acknowledgments

The authors thank Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) for the generous support to AGB (process #165777/2017-6, funding code 001) and VGS (process#306048/2018-3).

References

Agopyan, V. et al. (2003). Alternativas para redução do desperdício de materiais nos canteiros de obra. In: Coletânea Habitar – Vol. 2 – Inovação, Gestão da Qualidade e Produtividade e Disseminação do Conhecimento na Construção Habitacional. p. 224-249.

Alves, K. F. et al. (2020). Water scarcity in Brazil: part 2: uncertainty assessment in regionalized characterization. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 25, p. 2359–2379.

Andrade EP et al. (2019) Water scarcity in Brazil: part 1— regionalization of the AWARE model characterization factors. *Int J Life Cycle Assess*:1–17

Baiocchi, A.G. and Gomes, V. (2021). Análise de incertezas de parâmetro em ACV de edificações com base em processos críticos. *PARC Pesq. em Arquit. e Constr.*, Campinas, SP, v. 12, 2021, ISSN 1980-6809 (in press).

Baek, C-Y.; Tahara, K.; Park, K-H. Parameter Uncertainty Analysis of the Life Cycle Inventory Database: Application to Greenhouse Gas Emissions from Brown Rice Production in IDEA. *Sustainability*, v. 10, n. 4, p. 922, 2018.

Bojacá, C. R.; Schrevels, E. Parameter uncertainty in LCA: Stochastic sampling under correlation. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 15, n. 3, p. 238–246, 2010.

Cellura, M.; Longo, S. and Mistretta, M. (2011). Sensitivity analysis to quantify uncertainty in Life Cycle Assessment: The case study of an Italian tile Renew. *Sustain. Energy Rev.* 15 4697–705

CEN – European Committee For Standardization. EN 15978 – Sustainability of construction works — Assessment of environmental performance of buildings — Calculation method. [s.l.]. London: British Standards Institution, 2011.

Fouquet, M. et al. (2015). Methodological challenges and developments in LCA of low energy buildings: Application to biogenic carbon and global warming assessment *Build. Environ.* 90 51–9

Gantner, J. et al. (2015). EeBGuide Guidance Document Part B: Buildings. Operational guidance for life cycle assessment studies of the Energy Efficient Building Initiative. Stuttgart: Fraunhofer Verlag.

Guimaraes, G.D. et al. (2019). Scenario uncertainties assessment within whole building LCA. In: SBEGraz - Sustainable Built Environment D-A-CH Conference 2019: Transition Towards a Net Zero Carbon Built Environment. TUGraz, Graz.

He, X. et al. (2013). Does the rapid development of China's urban residential buildings matter for the environment? *Build. Environ.* 64 130–7

Huijbregts, M. A. J. Application of uncertainty and variability in LCA. Part I: A General Framework for the Analysis of Uncertainty and Variability in Life Cycle Assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 3, n. 5, p. 273–280, set. 1998a.

Huijbregts, M. A. (2001). Uncertainty and variability in environmental life cycle assessment. *Universiteit van Amsterdam*.

Heijungs, R.; Huijbregts, M. A. J. A review of approaches to treat uncertainty in LCA. *iEMSs 2004 International Congress*, v. 2004, p. 8, 2004.

Huijbregts, M. A. J. et al. (2003). Evaluating Uncertainty in Environmental Life-Cycle Assessment . A Case Study Comparing Two Insulation Options for a Dutch One-Family Dwelling', *Environmental Science & Technology*, 37(11), p. 2600–2608.

ISO - International Organization for Standardization. BS EN ISO 12944 -2:2017, Paints and varnishes - Corrosion protection of steel structures by protective paint systems-Part 2: Classification of environments. London: British Standards Institution, 2017.

Igos, E. et al. (2018). How to treat uncertainties in life cycle assessment studies? *Int. J. Life Cycle Assess.* 1–14.

Myhre, G. et al. (2013). Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*.

Pini (ed.). Tabela de composições de preços para orçamentos – TCPO / (The Brazilian Table of Price Composition). São Paulo: Editora Pini. 2013.

Sandin, G., Peters, G. M. and Svanström, M. (2014). Life cycle assessment of construction materials: The influence of assumptions in end-of-life modelling. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 19(4), p. 723–731.


Savioli, J.P.P.D. and Ugaya, C.M.L. Comparação entre incertezas de inventário de irrigação e de fatores de caracterização AWARE para escassez hídrica no semiárido. *Anais do GCV 2020*. 6p.

UNEP, SETAC. (Org.). *Global Guidance for life cycle impact assessment indicators*. 1ed. Paris: UNEP, 2016.

Veronesi, F. et al. (2017). LCIA framework and cross-cutting issues guidance within the UNEP-SETAC Life Cycle Initiative. *Journal of Cleaner Production*, v. 161, p. 957-967.

Wack, P. Scenarios: Uncharted waters ahead. *Harvard Business Review*, September, 1985.

Weidema, B. P.; Bauer, C.; Hirschier, R. et al. Overview and methodology. *Ecoinvent*, 2013.



Novos métodos e modelos para Gestão do Ciclo de Vida



GCV-2020 | 21

Oportunidades de operacionalização da Economia Circular por meio do Design for Excellence: um estudo de caso em uma montadora no sul do Brasil

Anna Carolina Nascimento de Brito ¹

Fabio Neves Puglieri ²

Murillo Vetroni Barros ^{3*}

Mariane Bigarelli Ferreira ⁴

Cassiano Moro Piekarski ⁵

¹ Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) Câmpus Ponta Grossa

² Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) Câmpus Ponta Grossa

³ Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) Câmpus Ponta Grossa

⁴ Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) Câmpus Ponta Grossa

⁵ Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) Câmpus Ponta Grossa

*E-mail: murillo.vetroni@gmail.com

Resumo

A economia circular é apresentada como um princípio orientado a substituir o modelo econômico linear de produção por um modelo circular, tendo por objetivo, entre outras, a reutilização de materiais e componentes empregados para a fabricação de um produto. Trata-se de um modo eficiente de produzir e consumir, a partir de uma abordagem de ciclo de vida, uma vez que os benefícios gerados vão da extração da matéria-prima à disposição final, isto é, de 'de berço ao túmulo'. Em razão disso, a economia circular permite minimizar os impactos ambientais dos produtos e serviços, uma vez que diminui a extração de recursos da natureza, estende a vida útil do produto e reduz o descarte de resíduos no meio ambiente. No entanto, para colocar em operação a economia circular, abordagens diversas precisam ser adotadas pelas empresas, sendo algumas delas orientadas a mudanças no projeto do produto. Uma forma sistemática de desenvolver produtos de modo que atendam determinadas características desejadas, como aquelas de

melhoria do desempenho ambiental, pode ser encontrada no design for excellence (DfX), permitindo trazer vários benefícios à economia circular. Assim, o objetivo deste trabalho é identificar oportunidades de economia circular em um produto a partir de abordagens de DfX. Para isto, foram selecionados seis deles, sendo o design para a remanufatura, design para o meio-ambiente, design para a durabilidade, design para a manutenção, design para a desmontagem e design para a reciclagem por meio de uma revisão sistemática da literatura sobre economia circular e DfX. Posteriormente foi realizado um estudo de caso sobre produção de motores em uma montadora localizada no sul do Brasil. Como resultado, para o caso estudado, foi indicada uma lista de ações relacionadas a como cada DfX pode ser desenvolvido na montadora de modo que possa permitir o aumento da circularidade do motor. Esses resultados permitiram identificar oportunidades de melhorias a serem aplicadas do projeto do produto à jusante da produção, aumentando sua vida útil e reduzindo impactos potenciais em todo o ciclo de vida do produto. Conclui-se que o DfX pode ser uma metodologia empregada nas empresas para promover maior circularidade de produtos, trazendo benefícios ambientais em todo o ciclo de vida.

Palavras-chaves: Avaliação do Ciclo de Vida, Economia Circular, Design For Excellence, Sustentabilidade.

Introdução

Atualmente a geração de resíduos está cada vez maior devido ao aumento da população mundial. Diante disso, surge a necessidade em buscar maneiras eficientes de manter o produto por mais tempo dentro do ciclo de vida.

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma técnica utilizada para verificar, avaliar e

quantificar o potencial impacto ambiental de determinada atividade, processo ou produto, utilizando duas normas (ABNT NBR ISO 14040, 2009 e ABNT NBR ISO 14044, 2009).

A abordagem de economia circular pode ser interessante, a qual tenta manter seus produtos e materiais com alto desempenho e valor todo tempo durante seu ciclo, e, para que aconteça, o projeto do produto é voltado para que tanto materiais quanto componentes permaneçam circulando e colaborando com a economia (Fundação Ellen MacArthur, 2015). Além disso, a economia circular permite minimizar os impactos ambientais dos produtos e serviços, uma vez que diminui a extração de recursos da natureza, estende a vida útil do produto e reduz o descarte de resíduos no meio ambiente.

Por um lado, atualmente a economia linear é a mais usual em termos de produtos. Por outro lado, a transição para uma economia circular vem criando destaque em todo mundo e pode criar oportunidades para que produtos sejam reutilizados e reciclados no pós-uso. É uma forma sistemática de desenvolver produtos de modo que atendam determinadas características desejadas, como aquelas de melhoria do desempenho ambiental, pode ser encontrada no *design for excellence* (DfX), permitindo trazer vários benefícios à economia circular. O desafio está em abandonar os modelos tradicionais e pensar em formas de incluir os princípios circulares, que podem ser apoiadas por abordagens de projeto de produtos, como os DfX (Van Den Berg e Bakker, 2015).

Um dos setores interessantes que pode ser aplicação o DfX é em montadoras. O DfX pode ser desenvolvido por diversas metodologias, tais como, design para manutenção, design para ciclo de vida, design para montagem, design para desmontagem, design para reciclagem, design para remanufatura, design para serviço, design para meio ambiente, e outros.

Para solucionar tal problema, várias oportunidades podem ser identificadas e não somente no produto, mas no aumento da coleta seletiva, da produtividade das fábricas utilizando matéria-prima reciclada ao invés de matéria-prima de extração, além do envolvimento do cidadão em separar os materiais (Kichherr et al., 2017).

Em meio a isso, a economia circular oferece oportunidades para que os produtos sejam desenvolvidos de modo que a sua reutilização no pós-vida seja facilitada, e em outros casos, transformam até produto em serviço. Neste último caso, as empresas que tradicionalmente vendem, transformam a compra em aluguel e o produto em serviço, sendo assim, a forma de fazer o produto é repensada e quem fabrica visa por um produto que dure mais. Em suma, repensar a forma de produzir é uma mudança cada vez mais presente em todo o mundo (Guidat et al., 2014).

Diante dessa contextualização, este estudo parte de uma pergunta de pesquisa: quais princípios de economia circular podem ser incluídos no projeto de um produto por meio do DfX?

Portanto, para tentar solucionar essa lacuna científica, o objetivo deste trabalho é identificar oportunidades de economia circular em um produto a partir de abordagens de DfX.

O trabalho justifica-se pela importância do desenvolvimento da temática de economia circular. Isso pode ser interessante quando aplicado em um sistema produtivo industrial de larga escala, aliado as abordagens de DfX.

Segundo a Lacy (2016), os modelos de negócio para economia circular no setor podem duplicar nos próximos 10 anos, o que significa que a economia circular representa uma grande oportunidade para a lucratividade da indústria automotiva. Além disso, uma cadeia econômica circular de valor gera mais eficiência, melhora a confiança dos clientes, torna o preço mais competitivo, introduz materiais biodegradáveis, renováveis, recicláveis que podem ser usados nos ciclos futuros, além de incluir ações que aumentam a circularidade na produção do setor, como utilizar o produto como um serviço, revender, investir na manutenção e remanufatura das peças.

Por fim, a economia circular é uma temática recente na engenharia da sustentabilidade e que vem adquirindo atenção por parte do meio acadêmico, empresarial e governamental. Com isso, oportunidades de melhoria em um produto do setor automotivo por meio da economia circular pode representar não somente ganhos ambientais, mas também estratégicos para a empresa (Lacy et al., 2016).

As considerações iniciais foram apresentadas nesta seção. Em seguida, as seções de metodologia, resultados, e conclusões dão corpo a este estudo.

Metodologia

A metodologia deste estudo consistiu em caracterizar o produto, o qual é originário de uma empresa do setor automotivo localizada no sul do Brasil, e que por questões de discrição, foi nomeada como Empresa X. A unidade de montagem produz 7 diferentes tipos de veículos, em 5 linhas de montagem: duas de chassi, duas de cabine e uma de motor. Além dessas áreas, existem as áreas de logística, pintura e testes. A partir disso, o motor do veículo foi escolhido como prioritário para o estudo.

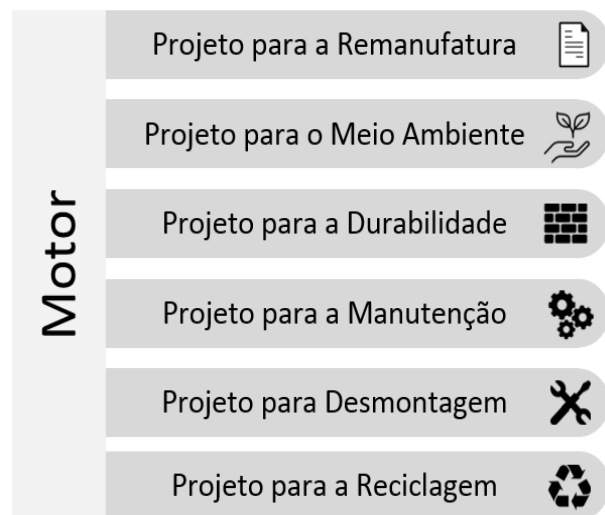
Para o desenvolvimento deste trabalho, selecionou-se seis DfX: design para a remanufatura, design para o meio-ambiente, design para a durabilidade, design para a manutenção, design para a desmontagem e design para a reciclagem. Como resultado do estudo de caso, foi indicada uma lista de ações relacionadas com cada DfX que pode ser desenvolvido na montadora de modo a permitir o aumento da circularidade do motor. Isso pode ser visto na próxima seção (resultados).

Resultados

De acordo com o conhecimento adquirido durante o desenvolvimento deste estudo, foi possível eleger seis DfX que podem ser

desenvolvidos na montadora, como pode ser visto na Figura 1.

Figura 1: DfX alinhados às oportunidades de circularidade no motor (Autoria própria, 2020).



Os DfX mencionados permitem o aumento da circularidade na linha do motor, mediante oportunidade que são apresentadas uma lista de ações relacionadas com cada uma.

(I) Projeto para a Remanufatura: Montadoras de veículos apresentam maior potencial de criar circularidade através da remanufatura de peças, por trabalhar com componentes de grande valor agregado, como o motor. A remanufatura busca conservar a maior parte do motor, onde há menor de outros materiais comparado com a reciclagem, por exemplo. Assim, o projeto para a remanufatura apresenta grande interface com outros DfX, como o projeto para a desmontagem, reparo, durabilidade e meio ambiente.

(II) Projeto para o Meio Ambiente: As oportunidades podem envolver desde a utilização de novos materiais alternativo, até a adoção de atitudes relacionadas ao fim de vida do produto, como a remanufatura, redução do uso de diversas matérias primas, priorizar processos com maior eficiência energética, e adotar o uso de componentes modulares durante a montagem para facilitar a desmontagem do motor.

(III) Projeto para a Durabilidade: Priorizar a escolha por materiais mais duráveis, estendendo sua vida útil, e, por consequência, diminuir a manutenção do produto, relacionando-os com uso eficiente dos recursos, como por exemplo, aqueles que possam ser renováveis/reciclados no final da vida. Para o motor, uma melhoria está no uso de materiais mais resistentes à corrosão, atritos, altas temperatura e contato com líquidos inflamáveis. Outro fator que prejudica durabilidade do produto é o fator humano, onde treinamentos e instruções de manuseio da peça/produto permitem o manuseio e uso corretos, evitando danos. A oportunidade para este DfX está na adoção de um software capaz de simular as ações mecânicas do processo produtivo através do tipo de manufatura, acabamento de superfície e até mesmo temperatura, retornando informações de como e quando o produto pode apresentar falhas durante o uso.

(IV) Projeto para a Manutenção: Este DfX é inserido com a intenção de facilitar a manutenção e evitar falhas, onde o planejamento e o

desenvolvimento do produto permite melhorias quanto ao uso de menor quantidade de recursos possíveis para que haja menos possibilidades de substituições de peças, ou seja, menos possibilidades de algo falhar e mais facilidade para encontrar a causa-raiz da falha. Além desta, outra oportunidade de circularidade que envolve esse DfX está no uso de peças modulares, que facilitam a desmontagem, limpeza e manutenção do produto, práticas importantes, pois refletem não somente nas perdas ambientais devido à redução da vida útil do produto e seus componentes, mas também nos custos e tempo de reparo.

(V) Projeto para Desmontagem: O uso deste DfX auxilia na reciclagem, reutilização e remanufatura dos produtos, três pontos importantes para promover a circularidade, propiciando maior durabilidade dos componentes e aumento do ciclo de vida do produto final. Ainda, para alcançar maior circularidade do motor e demais peças, algumas medidas são necessárias, como evitar conexões com soldas e ligações químicas, optando por conexões mecânicas, que reduzem o número de fixadores. Assim como os outros DfX já apresentados, essas ações podem também beneficiá-los, uma vez que a desmontagem quando realizada de forma eficiente, permite que as peças possam ser acessadas de forma rápida e prática para remanufatura, reparo e reciclagem.

(VI) Projeto para a Reciclagem: As ações para o aumento da circularidade estão relacionadas ao reuso dos materiais utilizados, fazendo que os

mesmos possam voltar ao ciclo com novas funções. Além disso, os moldes plásticos utilizados para moldagem de peças do motor, também são fontes de reciclagem, bem como, algumas peças utilizadas no processo de montagem como capas e tampas de proteção utilizadas principalmente no mascaramento do motor durante a pintura, uma vez que essas peças são utilizadas apenas uma vez e posteriormente descartadas. Análises mostram que algumas destas peças apresentaram condições de serem reutilizados ao menos três vezes, resultando em um ganho econômico para empresa e estendo a vida útil do processo de montagem dos remanufaturados.

Portanto, os seis DfX selecionados para compor este estudo de caso em uma montadora localizada no sul do Brasil foram descritos a fim de alinhar às oportunidades de circularidade no motor do veículo. Adiante, as conclusões deste estudo são descritas.

Conclusões

Este estudo analisou e listou alguns DfX que se enquadram no processo produtivo de um motor de um veículo. Tais DfX apresentam técnicas que permitem que o produto prolongue a vida útil, além de tratamentos pós-vida que facilitam a circularidade do produto. Além disso, benefícios podem ser gerados quando se utiliza a abordagem dos DfX, gerando oportunidades de melhoria ambiental e incremento da circularidade.

Foi apresentado uma lista de oportunidades de relacionar uma técnica DfX com outras, pois a função que uma exerce pode ser potencializada quando trabalhadas em conjunto. As sugestões de melhorias são aplicáveis em todas as áreas da remanufatura, desde a desmontagem até a logística reversa, contribuindo para o retorno adequado dos materiais, facilitando a reutilização e circularidade. As vantagens obtidas por meio das ações dos DfX vão além da esfera ambiental, uma vez que também geram valor econômico, mediante reduções de custos com materiais devido ao reaproveitamento dos mesmos.

Em suma, os desperdícios no âmbito ambiental podem ser evitados por diferentes meios, sejam eles ferramentas, estratégias ou pequenas ações. Contudo, para que todas estas sugestões de melhorias através do design para meio ambiente sejam realizadas com êxito, é importante que sejam gerencialmente coordenadas.

Para pesquisas futuras no caminho da remanufatura baseado neste estudo, recomenda-se estender este processo a outros componentes e linhas de produção da empresa X. Uma pesquisa para o levantamento de outros possíveis núcleos foi realizada e apontou peças, como por exemplo, turbo compressor, caixa de engrenagens, embreagem e tubos injetores como potenciais partes para estudo de viabilidade do processo de remanufatura.

Agradecimentos

De antemão, agradecemos aos revisores do GCV 2021.

Esta pesquisa foi apoiada financeiramente pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), código de financiamento 001, e pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), 312285/2019-1.

Referências bibliográficas

- ABNT NBR ISO 14040: 2009 Versão Corrigida: 2014: Gestão Ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e Estrutura. Brasil, 2009.
- ABNT NBR ISO 14044: 2009 Versão Corrigida: 2014: Gestão Ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e Orientações. Brasil, 2009.
- Fundação Ellen Macarthur. (2015). Fundação. Rumo À Economia Circular: O Racional De Negócio Para Acelerar A Transição.
- Guidat, T., Barquet, A. P., Widera, H., Rozenfeld, H., & Seliger, G. (2014). Guidelines for the definition of innovative industrial product-service systems (PSS) business models for remanufacturing. *Procedia CIRP*, 16(2), 193-198.
- Kirchherr, J., Reike, D., & Hekkert, M. (2017). Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions. *Resources, Conservation and Recycling*, 127, 221-232.
- Lacy, P., Gissler, A., & Pearson, M. (2016). Automotive's latest model: redefining competitiveness through the circular economy. *Accenture Strategy*, 2017-12.
- Van Den Berg, M. R.; Bakker, C. A. (2015). A product design framework for a circular economy. *Product Lifetimes and the Environment*.

Use phase positive social impacts in a local community of a sustainable development center: the case of William R. Sinkin Ecocentro – San Antonio College.

Rafael Batista Zortea¹

Ana Passuello²

Juliana Klas²

Janaine Timm²

João Cassel³

Constanza Martinez⁴

John Strybos⁴

¹ Instituto federal Sul-rio-grandense

² Universidade Federal do Rio Grande do Sul

³ Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul

⁴ Alamo Colleges

rafael@sapucaia.ifsul.edu.br

Abstract

This study aims to demonstrate the potential positive social impacts of a building projected with sustainable premises within the community. The study object is the William R. Sinkin EcoCentro building located in the San Antonio College in San Antonio City-TX, USA. A new approach of life cycle social impact assessment is presented, applied to data inventory collected from specific and primary source. Five subcategories have been evaluated from Local Community Stakeholder. The social impacts are characterized in the Model Type 1, considering the building use phase. However, differently than the traditional S-LCA methodology, this study intends to highlight the positive impacts during the use phase focused to Local Community Stakeholder. Besides Model Type 1 impacts assessment, this study demonstrates the potential coverage resulted of EcoCentro educational events (presentations and workshops) within the neighborhood. Seven events were assessed during February 2019 and the following

information was gathered: number of participants, age range, event frequency, type of audience and the level of influence of these members with the community. It was possible to verify that subcategories such as safe and healthy living conditions and community engagement presented more pronounced positive impacts than others, while the subcategory access to material resources had neutral positive impacts. Finally, it can be observed that the EcoCentro brings benefits to vicinity community, promoting the life quality improvement in a determined area.

Keywords: *social life cycle assessment, local community, positive impacts, specific data, sustainable building.*

Introduction

The William R. Sinkin Eco Centro is a community outreach center for environmental sustainability operated by San Antonio College. The center provides an arena for several local organizations and communities to discuss and promote environmentally related events, such as: organic gardening, composting, sustainable building, low impact development, water conservation, native landscaping, healthy living and developing community partnerships. By partnering with local community, other environmental organizations, private industry, governmental agencies, and sustainability experts, the William R. Sinkin Eco Centro furthers its goals of education and advocacy on a local level and beyond.

Based on the foreword, it is important to measure the center social results within its local

community. This study, therefore, evaluates the social impacts of this building, projected with sustainable premises to provide specific services to the local community.

As defined by UNEP/SETAC (2009) Social impacts indicators are evidences, subjective or objective, qualitative, quantitative or semi-quantitative being collected in order to facilitate concise, comprehensive and balanced judgments about the condition of specific social aspects with respect to a set of values and goals.

Method

The method includes the phases described below:

- Data collection: primary and specific data were collected using questionnaire and on-site observation (by authors following the events).
- Sampling: Questionnaires were applied in 2017 and observation in February of 2019.

Di Cesare et al. (2018) demonstrates that so far, positive social impacts have been evaluated in a multiplicity of contexts, both related to business and to public policies and they are barely covered in literature. The same authors complete saying there is a clear need of streamlining definition and indicators, especially if they should be applied in a policy context complementing traditional. Moreover, they also affirm that inventory indicators provide the most direct evidence of the condition or result they are measuring. Impact

category indicators are quantifiable representation of an impact category During the on-site observation, a graded evaluation was defined, varying between -2 to +2, according to the influence of the event on the topic as presented below:

1. Community Engagement

Method of evaluation - number and quality of meetings with community stakeholders; diversity of community stakeholders group that engage with the organization.

2. Access to Immaterial Resources

Method of evaluation - presence strength of community education initiatives.

3. Access to Material Resources

Method of evaluation -development of project-related infrastructure with mutual community access and benefits by the organization

4. Safe and Healthy Living Conditions

Method of evaluation - Organization efforts to strengthen community health.

5. Promoting social responsibility

Method of evaluation - Analysis of local weather conditions

As depicted in Figure 1, the Social Impacts a characterization model Type-1 S-LCIA (UNEP/SETAC, 2009) was applied only in relation to stakeholder Local Community and during the phase use.

In the case only qualitative information is available, a description of the situation before and after implementation is provided. When this is not possible, an analysis of the status indicator change should be given (i.e. by analysing the effects rather than measuring the indicator levels).

Table 1 – Score for answers.

+2	Ideal performance
+1	Progress beyond compliance
0	Compliance with local laws
-1	Non-compliant situation, improving
-2	No data, or Non-compliant situation

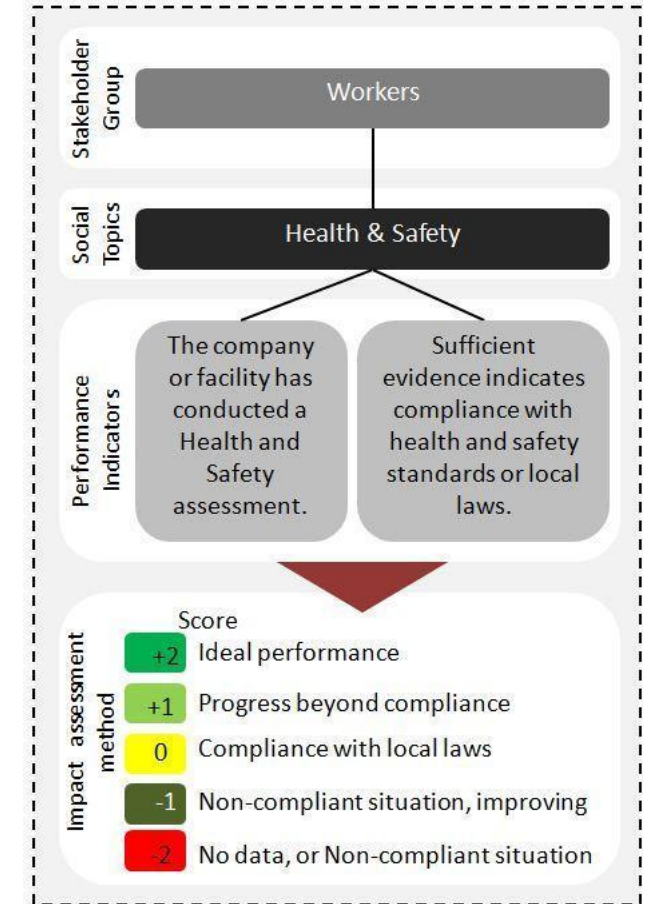
It is proposed to score the indicators relative to a technological analogy so that conclusions can be made about the impacts with relation to a reference state.

For quantitative indicators, he results are translated to a five-point Likert scale (Likert, 1932). This is an ordinal scale in which both, quantitative and qualitative data, can be processed. A key characteristic of the Likert scale is the ability to provide a symmetrical score, with one neutral assessment in the middle of the available options as described in Table 1.

Effects evaluation was concluded as follow: number of actor, actors’ importance, potential influenced geographical coverage, event influence level. It was used these indicators using as reference an approach that remember

fair trade indicators presented by Sala et al. (2015).

Figure 1: Proposal.



Source: Adapted from Handbook for Product Social Impact Assessment (2018).

In the specific case of EcoCentro, were estimated 5 potential subcategories and 6 performance indicators that might be impacted

ACTIVITIES DESCRIPTION

The activities that have been made in the EcoCentro are listed as follows.

Outdoor and Indoor Activities:

- Workshops: Rain Garden Build Out, Make & Take Rain Barrel Workshop, Bat House Workshop, Drip Irrigation Workshop, Composting Workshop, Master Composter Certification, Irrigation Troubleshooting Workshop, Residential Leak Detection Workshop, Medium to Large Scale Rain Water Harvesting Workshop;

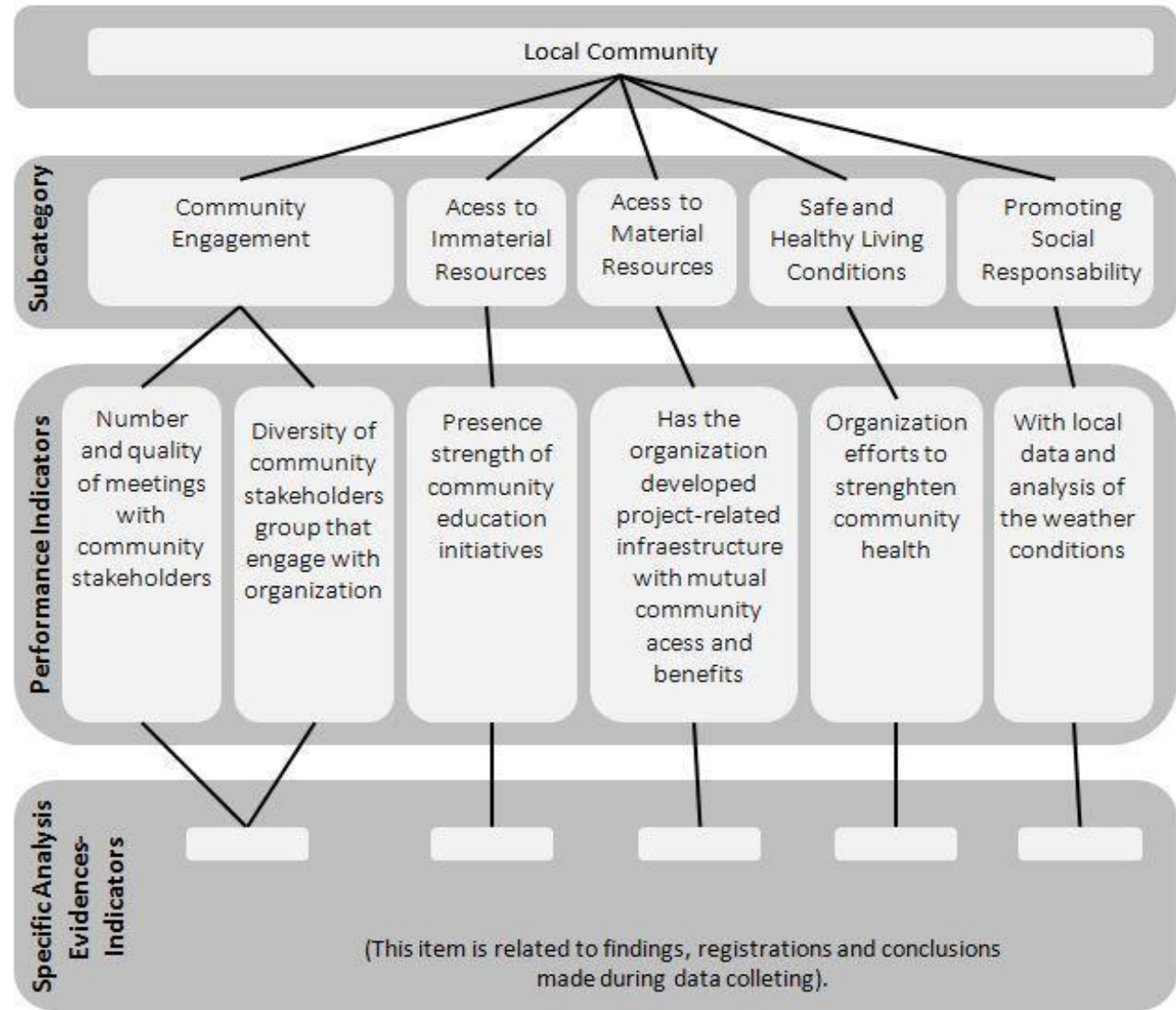
- Presentations: Low Impact Development, Organic Landscapes, Bat Basics, Birding Basics, Air Pollution, Urban Waters, Compost Tea, Value of Water series, Urban Water, and more;

- Events: Garden Work days with Work Out Help Out. Average of 75-100 volunteers per event, at least 4 times annually.

Garden Activities:

- Hand watering or drip irrigating gardens surrounding building;
- Hand watering or drip irrigating large community garden;
- Occasional use of tractor, lawnmower, both gas/diesel-powered;
- Weed eater is electric; but also hand weed in all areas. (limited use of electricity in the garden);

Figure 2: Model used based on the proposal.



Source: Adapted from Handbook for Product Social Impact Assessment (2018)

Number of people involved per activity: anywhere from 8 to 60 people depending on a multitude of factors.

External resources used per activity: roughly 5-10 per event including partnership organizations like the San Antonio River Authority, San Antonio Water Systems, Green Spaces Alliance, and others.

Results

Based on Figures 1 and 2 presented in the methodology, the impacts are presented are following:

1. Live with nature

- Date: 02/07/2019;
 - Participants: 15;
 - Age: 30 – 96;
 - Frequency: One time per month;
 - Observation: Nutrition group meets in EcoCentro once in a month;
 - External event:
- <https://www.facebook.com/events/533684483781952/>

2. Nature buds: living in a tree

- Date: 02/11/2019;
- Participants: 2 (it was raining);
- Age: 2 and 4;
- City: San Antonio (near from Eco Centro);
- Frequency: See calendar;
- Paid event;

- Observation: This event is aimed to children from 18 months to 4 years old accompanied by their parents;

- This event occurred at San Pedro Springs Park, near Eco Centro, and was carried out by EcoCentro

3. Gardening class

- Date: 02/18/2019;
- Participants: 9 (first class) (probably this number will increase);
- Age: 25 – 50;
- City: San Antonio (midtown, near Woodlawn lake, downtown and Alamo heights);
- Frequency: Once a month;
- Observation: Free event carried out by EcoCentro.

4. Alamo Sierra Club General Meeting

- Date: 02/19/2019;
- Participants: 10;
- Age: 50+;
- City: San Antonio (midtown, Westlawn, Monticello Park);
- Frequency: Once a month;
- Observation: External Event;
- See Sierra Club website for more information (<https://www.sierraclub.org/texas/alamo>).

5. Food Policy Council Meeting

- Date: 02/20/2019;
- Age: 25 to 50;
- Participants: 22;

- City: San Antonio;
- Frequency: Once a month;
- Observations: External event;
- See the Food Policy Council website for more details (<https://www.foodpolicysa.org/>).

6. Meditation Class

- Date: 02/20/2019;
- Age: 25 to 40;
- Participants: 6;
- City: San Antonio (midtown, Westfort, Tobin Hill);
- Frequency: Once a month;
- Observation: External paid event;

7. Nature Bud: wildlife is all around us

- Date: 02/25/2019;
- Age: 18 months – 4 years;
- Participants: 6 (6 kids with their mothers);
- City: San Antonio (near from Eco Centro);
- Frequency: See calendar;
- Observation: This event is aimed to children from 18 months to 4 years old accompanied by their parents;
- Paid event carried out by EcoCentro.

Based on the data presented, it was found that 70 members of the community varying from children aged 2 to seniors over 90 years old participated in the sampled events that happened in February 2019. Such an assessment demonstrates the potential that the EcoCentro

has in terms of local community influence, strengthening the social pillar within the three sustainability dimensions.

It is important to say the activities presented in the results encompass three of seven vital areas highlighted by Sala et al. (2015): health, education and development of services (social

community projects). Sala et al. (2015), also affirm that the most important indicators that Fair trade uses to monitor social impacts evolve around these seven vital areas.

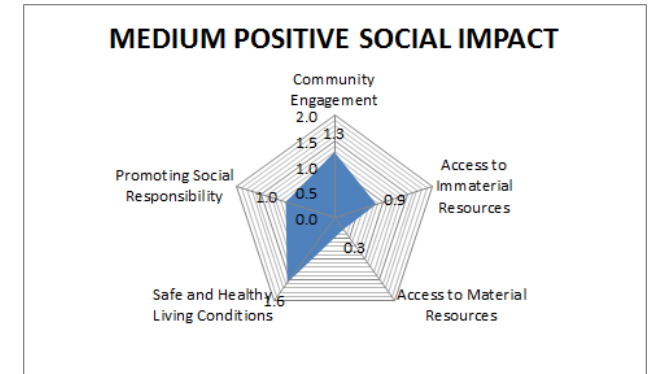
Based in the sampled events, results are tabulated as presents Table 2 and depicted in Figure 3. With regard to the Local Community

stakeholder individually, EcoCentro demonstrates only positive and/or neutral social impacts in relation to the subcategories assessed.

Figure 3: Positive social impacts per stakeholder event.

Subcategory	Community Engagement	Access to Immaterial Resources	Access to Material Resources	Safe and Healthy Living Conditions	Promoting Social Responsibility
Event	Specific Analysis Evidences-Indicators (Score Impacts)				
Live with Nature	+1	+1	0	+1	0
Nature Buds: Living in A Tree	0	+1	0	+1	0
Gardening Class	+2	+2	+2	+2	+1
Alamo Sierra Club General Meeting	+2	0	0	+2	+2
Food Policy Council Meeting	+2	+1	0	+2	+2
Meditation Class	+1	0	0	+1	0
Nature Bud: Wildlife Is All Around Us	+1	+1	0	+2	+2

Table 2: Positive social impacts per event.



According to the methodology adopted, the greatest social benefits were found in the subcategories: Community engagement and healthy and living conditions, while the subcategory Access to material resources ended up showing the closest neutral effects.

Final remarks

This study demonstrates that the Social LCA tool can be used to assess the external positive social impact of an organization. As revealed by Petti et al. (2014 apud Di Cesare, 2018; Sala et al., 2015) the unanimity of the authors believes that to research in the context of positive impacts is useful for the general advancement in social impacts. Therefore, this paper contributes to present a methodology that can be added to

the rationale phase for building construction without taking only into account the economic dimension, bringing information within the social approach. Actually, as said by Petti et al. (2014), there is not shared a deducted concept of positive social impacts as part of the S-LCA methodology.

Therefore, the approach presented in this work contributes to future debates in the context of positive impacts for the general advancement on social impacts. Moreover, Di Cesare et al. (2018) identified two studies cases with positive indicators with existence or presence of activities like observed in this work related to stakeholder local community. They finalize saying that the assessment of positive impacts in the SLCA domain is still in an infant stage considering that they may play a crucial role and also help in addressing negative ones.

Another strong point of this work is related to collected data, because in this case it was made in loco based on observations using also one observer in place of only questionnaires. In this case, questionnaires making use different actors that may cause subjectivity due to the difficult to deal with standardization of positive impact using several sources and perceptions.

Finally, it can be noticed that EcoCentro aims to go beyond environmental issues, also pursuing to expand and cover social issues. For instance, it is possible to say that four of these seven events are related to “education issues” and as said by Di Cesare et al. (2018), in particular, the

midpoint “level of education” affected the economic welfare by the direct impacts of job and working situation via inventory categories like finished apprenticeships or literacy rate. All of this positively influenced social well-being.

As a manner to continue with this work, data triangulation will be carried out through Alamo’s personnel questionnaires in order to further obtain about the social impacts of Eco Centro.

Also, other sustainability dimensions shall be evaluated to verify whether the building accomplishes its objectives.

Acknowledgements

The authors acknowledge the financial support from CAPES (Brazilian Federal Agency for Support and Evaluation of Graduate Education) and CNPq (National Council of Scientific and Technological Development – Brazil).


References

- Di Cesare, S., Silveri, F., Sala, S. et al. Positive impacts in social life cycle assessment: state of the art and the way forward. *Int J Life Cycle Assess* 23, 406–421 (2018).
- Handbook for Product Social Impact Assessment – Roundtable for Product Social Metrics 2018 (version 4.0)
- Petti, Luigia; Ugaya, Cássia Maria Lie and Di Cesare, Silvia. Systematic review of Social-Life Cycle Assessment (S-LCA) case studies. Submitted communication – Social LCA – November 2014 – Montpellier (France).
- Sala, S., Vasta, A., Mancini, L., Dewulf, J., Rosenbaum, E; Social Life Cycle Assessment - State of the art and challenges for supporting product policies; EUR 27624 EN, 2015.

UNEP/SETAC. Guidelines for social life cycle assessment of products. Paris: United Nations Environment Program SETAC Life Cycle Initiative United Nations Environment Programme, 2009.

UNEP/SETAC. The Methodological Sheets for Subcategories in Social Life Cycle Assessment (S-LCA). Paris: United Nations Environment Program SETAC Life Cycle Initiative United Nations Environment Programme, 2013.

UNEP/SETAC (2015) Guidance on Organizational Life Cycle Assessment. Paris/France: Life Cycle Initiative, United Nations Environment Programme and Society for Environmental Toxicology and Chemistry.



Regionalização de avaliação de impactos no ciclo de vida de produtos

Regionalização parcial do fator de efeito para a categoria de impacto formação de material particulado na AICV

Gabriela Roiko Cheil¹

Leticia Yuriko Togawa¹

Gabriela Giusti²

Diogo Aparecido Lopes Silva²

Yara de Souza Tadano¹

¹Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Rua Dr. Washington Subtil Chueire, 330, Jardim Carvalho, Ponta Grossa, 84017-220, Brasil

²Universidade Federal de São Carlos, Rodovia João Leme dos Santos, SP-264, km 110, Itinga, Sorocaba, 18052-780, Brasil

gabriela.giusti@hotmail.com.br

Resumo

A Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) é abordada neste trabalho por meio da categoria de impacto formação de Material Particulado (MP). A maioria dos modelos de caracterização para esta categoria foram desenvolvidos para países que possuem características geográficas e sociais diferentes do Brasil, como Estados Unidos e países europeus. Assim, dificilmente os fatores de caracterização (FC) existentes para esta categoria levam em conta informações do contexto brasileiro na modelagem. O FC para formação de MP é calculado pela multiplicação do Fator de Inalação (FI) pelo Fator de Efeito (FE). Neste sentido, o presente trabalho teve como objetivo realizar uma regionalização parcial, considerando o estado de São Paulo, para o FE do modelo de Fantke et al. (2019). Para tanto foi desenvolvida uma análise de sensibilidade de algumas variáveis do modelo, para cinco cidades e cinco regiões do Brasil. Em seguida, feita uma regionalização parcial, exclusivamente para o estado de São Paulo com dados de população (N_{pop}), mortalidade ($M_{MP2,5}$) e concentração (C) de $MP_{2,5}$ de órgãos brasileiros, como continuidade da regionalização parcial

(para todo o Brasil, considerando os dados de população e mortalidade) realizada por Giusti (2021). A análise de sensibilidade mostrou que, ao aumentar C, o FE teve uma redução em seu valor de forma não linear, enquanto a alteração em N_{pop} e $M_{MP2,5}$, apresentaram variações lineares, respectivamente, inversa e diretamente proporcionais. Os resultados da regionalização parcial mostraram uma redução média no FE, em comparação com o modelo original de Fantke et al. (2019) de 72% em relação aos valores obtidos por Giusti (2021) e 65% em relação ao presente trabalho. Diante dos resultados deste trabalho, observa-se a importância de regionalização de fatores de caracterização para esta categoria de impacto para o Brasil, uma vez que o modelo de Fantke et al. (2019) possui um alto nível de regionalização para o Brasil e, ainda assim, apresentou diferenças significativas ao se usar dados mais próximos à realidade do país. A importância deste trabalho engloba o avanço científico e a redução das incertezas dos resultados de AICV para a realidade do Brasil.

Palavras-chaves: Material particulado, regionalização, fator de efeito, AICV, ACV.

Introdução

A Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV), terceira etapa da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), engloba diferentes categorias de impacto, que têm seus Fatores de Caracterização (FC) calculados por modelos de caracterização, podendo existir mais de um modelo para uma mesma categoria. Uma dessas categorias é a formação de material particulado. O Material Particulado (MP) é um poluente atmosférico composto por partículas de dimensões micrométricas, sendo o $MP_{2,5}$ composto por partículas com 2,5 micrômetros

de diâmetro aerodinâmico ou menos. O $MP_{2,5}$ pode ser classificado como primário, quando é emitido na forma de MP pela fonte, ou secundário, quando é formado na atmosfera por reações químicas de seus precursores, tais como óxidos de nitrogênio (NO_x) ou dióxido de enxofre (SO_2) (CETESB, 2017).

Devido principalmente ao seu tamanho, o $MP_{2,5}$ tem o potencial de causar impactos no meio ambiente e na saúde humana, sendo esse último o foco dos estudos na área de AICV para a categoria de impacto formação de material particulado. Os FC para esta e outras categorias de impacto foram predominantemente desenvolvidos para Europa, Estados Unidos e Japão, sendo o Brasil um país com dados disponíveis escassos (UNEP/SETAC, 2016). Neste sentido, em 2014, foi criada a Rede de Pesquisa em Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (RAICV) no Brasil e, juntamente com todos os outros trabalhos relacionados ao estudo e regionalização na AICV, o presente trabalho visa auxiliar a obtenção de resultados de AICV mais fidedignos e próximos à realidade brasileira (ALMEIDA NETO; LINS; ALVARENGA, 2016).

Os modelos de caracterização têm como finalidade o cálculo do Fator de Caracterização (FC), que para formação de MP é composto pela multiplicação de dois outros fatores: o Fator de Inalação (FI) e o Fator de Efeito (FE). O FI indica o caminho ambiental percorrido pelo poluente, desde a emissão do $MP_{2,5}$ pela fonte até a sua inalação por uma pessoa,

enquanto o FE indica o potencial impacto na saúde humana devido à essa inalação (UNEP/SETAC, 2016).

Após um estudo de 16 modelos de caracterização para formação de MP, Giusti (2021) identificou os modelos de Fantke et al. (2017), para o FI, e Fantke et al. (2019), para o FE, como dois dos mais recomendados para aplicação e regionalização desta categoria no contexto brasileiro.

O cálculo dos FE de Fantke et al. (2019) é apresentado pelas Equações (1) e (2), para as abordagens marginal e média, respectivamente.

$$FE^{marginal} = \frac{dM_{MP2,5j}}{dl_j} \times FS_{l,r} = \frac{\sum_{i,j} [(RR_i(C_j + \Delta C_j) - RR(C_j)) \times \frac{M_{l,r}}{RR_i(C_j) \times N_{pop,r}} \times FS_{l,r}]}{\Delta C_j \times BR \times f_1 \times f_2} \quad (1)$$

$$FE^{médio} = \frac{M_{MP2,5}(C_j) - M_{MP2,5}(C_0)}{l(C_j) - l(C_0)} \times FS_{l,r} = \frac{\sum_{i,j} [(RR_i(C_j) - 1) \times \frac{M_{l,r}}{RR_i(C_j) \times N_{pop,r}} \times FS_{l,r}]}{(C_j - C_0) \times BR \times f_1 \times f_2} \quad (2)$$

As equações 1 e 2 são utilizadas em Fantke et al. (2019) para o cálculo de FE para 127 cidades e 27 regiões (considerando os 27 estados do país) brasileiras. Assim, o objetivo deste trabalho foi desenvolver uma regionalização parcial para dez municípios do estado de São Paulo, utilizando o modelo de Fantke et al. (2019) como base, dados de instituições públicas brasileiras, e observando o impacto de três variáveis nos resultados dos FE para o Brasil.

Metodologia

A metodologia é constituída por duas etapas: a análise de sensibilidade e a regionalização parcial.

A análise de sensibilidade teve como objetivo específico verificar as variáveis utilizadas para o cálculo do FE que possuem maior influência nos valores finais dos fatores. A Tabela 1 apresenta todas as variáveis do modelo de Fantke et al. (2019), com suas respectivas unidades.

Tabela 1: Variáveis utilizadas no modelo de Fantke et al. (2019) (GIUSTI, 2021 - adaptado)

Variável	Unidade
Mortalidade total por cidade	Mortes/ano
Número de pessoas expostas por cidade	n° de pessoas
Taxa de respiração média por pessoa (constante)	m ³ /pessoa/dia
Fator de severidade por grupo etário do país	DALY ou YLL/morte
Concentração de exposição de MP _{2,5} por cidade	µg/m ³
Alfa (obtenção do RR)	Adimensional
Beta (obtenção do RR)	%/ µg/m ³
Delta (obtenção do RR)	Adimensional
Concentração de exposição de risco mínimo (obtenção do RR)	µg/m ³

A taxa de respiração por pessoa é um dado constante na modelagem, os dados para o cálculo do risco relativo foram modelados diretamente por Fantke et al. (2019) para diferentes locais, e os dados de fator de severidade são obtidos para os estados brasileiros em GBD (2017). Assim, essas três variáveis são aplicadas no modelo com dados que apresentam adequabilidade quanto à realidade brasileira. Diante disso, a análise de

sensibilidade foi desenvolvida para três variáveis do modelo: concentração de exposição de MP_{2,5} por cidade (C); número de pessoas expostas por cidade (N_{pop}); e mortalidade total por cidade (M_{MP2,5}). A mortalidade considerada no modelo de Fantke et al. (2019) consiste nas seguintes doenças: doenças isquêmicas do coração, acidente vascular cerebral, infecções respiratórias agudas em crianças, câncer de pulmão, doença pulmonar obstrutiva crônica. Estas variáveis tiveram seus valores alterados aleatoriamente em 10, 50 e 100%, a fim de observar os efeitos no valor do FE. Para a análise por cidades, foram variados os dados dos municípios de Campinas-SP, Curitiba-PR, Montes Claros-MG, Praia Grande-SP e São Paulo-SP). Porém, para a análise por regiões, devido ao modelo considerar uma mesma concentração para todas as regiões, foram analisadas apenas N_{pop} e M_{MP2,5}. Para esta análise de sensibilidade por regiões, os estados do Amazonas, Paraná, Piauí, São Paulo e o Distrito Federal foram considerados.

Essa análise foi realizada para os FE em DALY/kg MP_{2,5} inalado, para as abordagens marginal e média. Utilizou-se a ferramenta de cálculo do próprio modelo de Fantke et al. (2019), que consiste em uma planilha eletrônica com os cálculos do FE automatizados. Nela, foram alterados os valores desejados e coletados os resultados finais de FE.

Após realizar a análise de sensibilidade, foi feita uma regionalização parcial do FE, dando continuidade ao trabalho já iniciado por Giusti

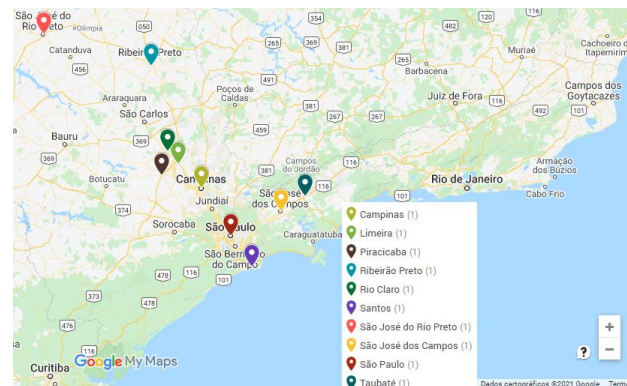
(2021). Giusti (2021) realizou uma regionalização parcial dos FE, adaptando os dados de número de pessoas e de mortalidade por município, que foram coletados nas bases de dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2020) e do Departamento de Informática do Sistema Único de Saúde (DATASUS, 2019), respectivamente. O estudo de Giusti (2021) foi desenvolvido diretamente na planilha de cálculo automatizada no Excel disponibilizada no material suplementar de Fantke et al. (2019). A partir dos resultados de Giusti (2021), o presente trabalho acrescentou na regionalização parcial dados de concentração (C) para o estado de São Paulo, coletados no Sistema de Informações da Qualidade do Ar (QUALAR) disponibilizados pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) (CETESB, 2021).

Devido à desigualdade na disponibilidade de dados de concentração medidos no Brasil, neste estudo foi feita a regionalização parcial para o estado de São Paulo, já que se trata do estado com maior quantidade e qualidade de informações, tornando os resultados mais próximos à realidade.

Assim, foi feito um levantamento de todas as estações de monitoramento de MP_{2,5} do estado de São Paulo da CETESB (2021). Foram excluídas todas as estações de cidades que não são consideradas no cálculo do modelo de Fantke et al. (2019). As cidades restantes foram, então, consideradas neste estudo. A Figura 1 contém as dez cidades englobadas na

regionalização, com suas localizações no estado de São Paulo.

Figura 1: Cidades do estado de São Paulo consideradas na regionalização (Google Maps, 2021)



Para este trabalho, foram coletados dados de concentração fornecidos pela CETESB (2021) e foram priorizados os dados de 2020, por serem os dados mais recentes. O critério de disponibilidade de dados diários utilizado foi considerar dados das estações de monitoramento da qualidade do ar que apresentassem uma quantidade superior à 2/3 de dias de um ano com disponibilidade de dados. Para as estações que não satisfizeram este critério, utilizou-se os dados do ano anterior, sob o mesmo critério. Para a regionalização parcial, foi utilizada a planilha automatizada disponibilizada por Fantke et al. (2019) e modificada por Giusti (2021).

Resultados

A partir das cidades e regiões apresentadas anteriormente, foi feita uma análise de sensibilidade para cada variável (C, N_{pop} e M_{MP2,5}). Os resultados da variação média dos dados de FE estão apresentados na Tabela 2.

Com o aumento de C, o FE teve uma redução no seu valor, e pode-se observar que a relação de C com FE não é linear.

Já para os valores de N_{pop} e M_{MP2,5}, é possível observar uma relação linear com FE, uma vez que uma alteração de mesmo valor no dado de entrada gera uma variação também de mesmo valor no FE para as diferentes cidades. Todavia N_{pop} é inversamente proporcional e M_{MP2,5} diretamente proporcional. Ou seja, com o aumento de N_{pop} observa-se uma diminuição no valor de FE e com aumento de M_{MP2,5} ocorre também um aumento no valor do FE.

Tabela 2: Análise de sensibilidade para as variáveis C, N_{pop} e M_{MP2,5}, para as cidades de Campinas-SP, Curitiba-PR, Montes Claros-MG, Praia Grande-SP e São Paulo-SP, na forma de média geral

% sensibilidade	Média geral da variação do FE para:		
	Concentração (C)	População (N _{pop})	Mortalidade (M _{MP2,5})
10			
FE marginal	-19,29	-9,09	10
FE médio	-23,85	-9,09	10
50			
FE marginal	-40,18	-33,33	50
FE médio	-44,26	-33,33	50
100			
FE marginal	-50,97	-50	100
FE médio	-54,39	-50	100

Os resultados obtidos através da análise de sensibilidade realizada para as regiões do modelo (média geral) podem ser observados na Tabela 3.

Tabela 3: Análise de sensibilidade para as variáveis N_{pop} e M_{M_{PM2,5}}, para os estados do Amazonas, Paraná, Piauí, São Paulo e o Distrito Federal, na forma de média geral

% sensibilidade	Média geral da variação do FE para:	
	População (N _{pop})	Mortalidade (M _{M_{PM2,5}})
10		
FE marginal	-9,09	10
FE médio	-9,09	10
50		
FE marginal	-33,33	50
FE médio	-33,33	50
100		
FE marginal	-50	100
FE médio	-50	100

Ao observar os resultados obtidos através da variação de N_{pop} e M_{M_{PM2,5}} para as cinco regiões, percebe-se que o comportamento da variação do FE ocorre de maneira idêntica aos calculados para as cidades.

Partindo para a regionalização parcial dos dez municípios do estado de São Paulo, inicialmente foram coletados os dados de C através dos dados disponibilizados por estações de monitoramento. É importante ressaltar que, para a cidade de São Paulo, foram considerados dados de 11 estações de monitoramento, sendo feita uma média dos dados destas estações para representar o município. Já para as demais cidades, foram considerados dados de apenas 1 estação de monitoramento (dado disponível). As

médias anuais para as dez cidades consideradas podem ser observadas na Tabela 4.

Tabela 4: Dados de C em (µg/m³) para as 11 cidades do Estado de São Paulo na forma de média geral.

Cidade	Média geral de C (µg/m ³)	Ano dos Dados	Variação percentual em relação à Fantke et al. (2019)
Campinas	19,25	2019	25%
Limeira	15,88	2019	9%
Piracicaba	13,50	2020	-10%
Ribeirão Preto	13,95	2019	1%
Rio Claro	17,96	2020	6%
Santos	12,37	2020	100%
São José do Rio Preto	16,76	2020	25%
São José dos Campos	11,09	2020	-15%
São Paulo	15,27	2019 e 2020	-9%
Taubaté	11,59	2020	-11%

Com os dados reais de C para as 10 cidades do estado de São Paulo, foram recalculados os FE, bem como foi realizada uma comparação entre os FE obtidos para estas cidades por Fantke et al. (2019), Giusti (2021) e o presente estudo. Os resultados dos FE marginal e médio podem ser observados nas Figuras 2 e 3, respectivamente.

Figura 2: Representação do Fator de Efeito Marginal

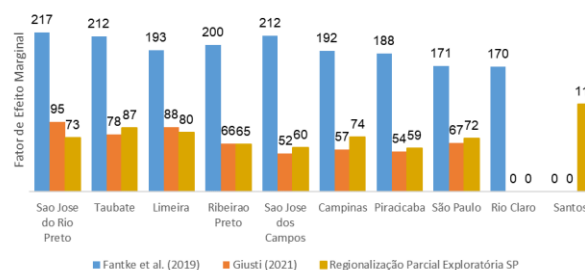
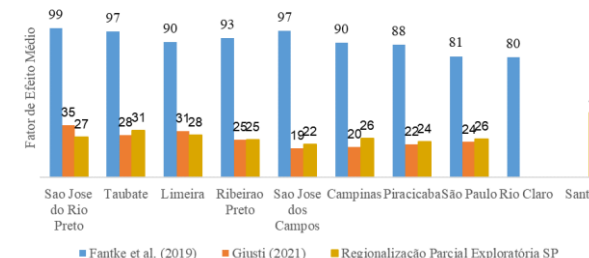


Figura 3: Representação do Fator de Efeito Médio



Ao analisar as Figuras 2 e 3, pode-se perceber que os FE originais de Fantke et al. (2019) são maiores que nos outros dois trabalhos, em média 72% em relação à Giusti et al. (2021) e 65% em relação ao presente trabalho. Tal fato deve-se aos FE encontrados por Giusti (2021), que tiveram maior redução em relação aos dados de Fantke et al. (2019). Essa redução deve-se, principalmente, aos dados de mortalidade coletados no DATASUS (2019) por Giusti (2021), que foram em média 43% menores que os dados originalmente utilizados por Fantke et al. (2019). Como a análise de sensibilidade indicou, a mortalidade é uma variável diretamente proporcional ao FE, de forma que a redução de seus valores, associada à regionalização também dos dados de população, gerou uma redução média nos FE obtidos por Giusti (2021) de 66% e 73%, para abordagem média e marginal, respectivamente, em relação aos dados originais do modelo de Fantke et al. (2019).

Destaca-se ainda, em relação às Figuras 2 e 3 que, Fantke et al. (2019) considera uma

concentração média de MP_{2,5} igual à zero para a cidade de Santos, o que anulou o FE neste modelo e na regionalização parcial de Giusti (2021). Em relação à cidade de Rio Claro, os dados de mortalidade, na base do DATASUS (2019), encontra-se zerados, zerando assim, o FE de Giusti (2021) e do presente trabalho.

Em relação à regionalização dos dados de concentração, para quatro cidades (Piracicaba, São José dos Campos, São Paulo e Taubaté), a concentração no ano de 2020 teve uma redução em relação aos dados de Fantke et al. (2019). Esta redução pode ter ocorrido por conta do início da pandemia mundial da Covid-19. Estudos mostraram que houve redução da concentração de poluentes atmosféricos no início da pandemia, devido à medidas governamentais restritivas que melhoraram a qualidade do ar, o que pode ter alterado a média anual de concentração (TADANO et al., 2020; NAKADA; URBAN, 2020).

Por fim, para entender o comportamento dos resultados de FE obtidos de um trabalho para o outro, foi calculado o percentual de alteração. As Figuras 4 e 5 representam graficamente os resultados obtidos.

Figura 4: Percentuais de variação do Fator de Efeito marginal

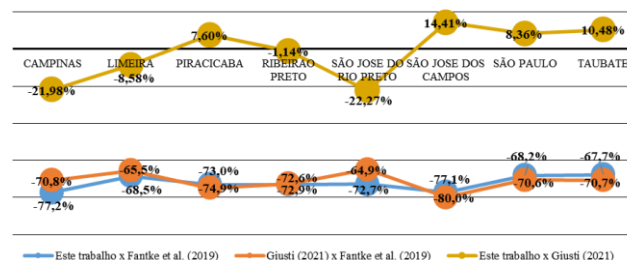
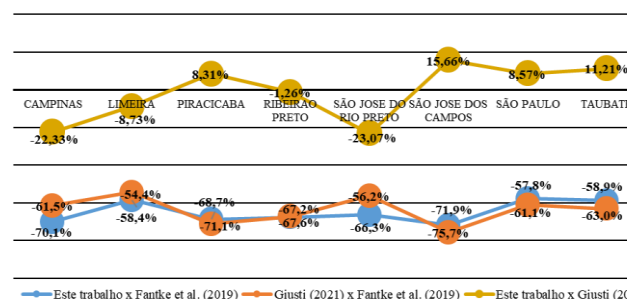


Figura 5: Percentuais de variação do Fator de Efeito médio



As Figuras 4 e 5 mostram que as variações deste trabalho e do trabalho de Giusti (2021) com relação ao modelo de Fantke et al. (2019) foram parecidas. Por outro lado, a diferença entre os resultados de Giusti (2021) e deste trabalho, que contempla principalmente a alteração os dados de C, foi consideravelmente menor. Diante disso, pode-se afirmar que a inclusão dos dados de C na regionalização causou uma menor influência nos FE do que a regionalização dos dados de mortalidade e de população. Esse resultado pode ser justificado devido a uma baixa variação dos dados de C monitorados nos

municípios em relação aos dados utilizados por Fantke et al. (2019), que foi em média 12% (Tabela 4).

Esses resultados convergem ao fato de que os dados aplicados no modelo de caracterização podem causar grandes variações nos resultados, gerando FE muito diferentes da realidade, dependendo da base de dados acessada.

Além de concentração, as alterações feitas para mortalidade e número de pessoas não podem ser descartadas, já que podem causar grandes diferenças nos valores finais de FE. A coleta de dados para esse tipo de análise deve ser minuciosa, pois se houverem grandes discrepâncias com a realidade, a análise resultará em sub ou superestimativa dos impactos para uma cidade ou região em estudos de ACV.

Conclusões

A partir das análises, foi possível concluir que ainda são necessários estudos mais aprofundados voltados à categoria de impacto formação de material particulado no Brasil, uma vez que Fantke et al. (2019) é o modelo com maior nível de regionalização para o Brasil e o uso de dados brasileiros mostrou alta influência nos FE deste modelo. Com o presente estudo, comprovou-se que, ao utilizar dados mais próximos à realidade do país, os valores de FE estarão cada vez mais adequados às condições do Brasil, reduzindo as incertezas do cálculo

dos impactos potenciais, através da ACV, associados à emissão de MP_{2,5} naquele local.

As significativas variações encontradas nos FE comparando Fantke et al. (2019), tanto com este trabalho como com Giusti (2021), destacam a necessidade de uma regionalização específica para o Brasil, cobrindo todas as variáveis de cálculo, principalmente com o uso de bases de dados de instituições brasileiras, o que pode conferir uma menor incerteza para os FE. Tal fato se confirma em virtude do modelo de Fantke et al. (2019) ter sido apresentado como o modelo com dados mais próximos à realidade brasileira (Giusti, 2021) e, mesmo assim, ter apresentado mudanças significativas a partir da regionalização parcial.

Uma análise mais detalhada comparando os FE com uso de dados de concentração de 2020 com anos anteriores é sugerida, devido à potencial redução nas concentrações para o ano de 2020, como consequência do isolamento social no período da pandemia mundial da Covid-19.

Por fim, também é necessário estudar minuciosamente as variáveis para o cálculo do fator de efeito no modelo de Fantke et al. (2019). Essa análise permitiria um melhor entendimento no comportamento de cada uma das variáveis envolvidas, a sua relação com os dados no Brasil e a sua influência no fator de efeito.

A partir deste trabalho, algumas limitações se apresentam para estudos futuros para a categoria de impacto formação de material particulado. Dentre elas, pode-se citar a falta de dados disponíveis devido à escassez de estações

de monitoramento da qualidade do ar para grande parte dos estados brasileiros, assim como observado no estado de São Paulo, em que há uma concentração de estações de monitoramento na sua capital e região metropolitana. Por fim, também pode-se citar a falta de disponibilidade de FE para muitas cidades do Brasil, já que o modelo de Fantke et al. (2019), apesar de apresentar a melhor diferenciação espacial para o Brasil, considera 3% (127) das cidades do país.

Agradecimentos

Agradecimentos são prestados à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), processo no 2019/03287-5, e à Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação (PROPPG) da UTFPR, à Diretoria de Pesquisa e Pós-Graduação (DIRPPG) da UTFPR/Câmpus Ponta Grossa.

Referências bibliográficas

ALMEIDA NETO, J. A., LINS, I. de O., ALVARENGA, R. A. F. **Recomendação de métodos de contabilização de recursos**. In: CONGRESSO BRASILEIRO EM GESTÃO DO CICLO DE VIDA, 5. Fortaleza, 2016.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Relatório de Qualidade do Ar no Estado de São Paulo**. São Paulo, 2017. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/ar/wp-content/uploads/sites/28/2019/05/Relat%C3%B3rio-de-Qualidade-do-Ar-2017.pdf>>. Acesso em 17 maio 2019.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Qualar – Sistema de informações da qualidade do ar**. 2021. Disponível em: <https://qualar.cetesb.sp.gov.br/qualar/reValoresDiarios.do?method=pesquisarInIt>>. Acesso em 13 de fevereiro de 2021.

DATASUS. **Informações de saúde TABNET**, Brasília, 2019. Disponível em: <http://www2.datasus.gov.br/DATASUS/index.php?area=0205>. Acesso em julho 2020.

FANTKE, P. et al. **Environmental Science and Technology** (2017). <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02589>

FANTKE, P. et al. **Environmental Science and Technology** (2019). <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01800>

GIUSTI, G. **Regionalização no contexto brasileiro de modelos de avaliação de impacto do ciclo de vida para a categoria de formação de material particulado**. 2021. 153 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Planejamento de Recursos Renováveis, Universidade Federal de São Carlos. São Carlos, 2021.

GLOBAL BURDEN OF DISEASE STUDY. **Global Burden of Disease Collaborative Network**, Seattle, 2017. Disponível em: <http://ghdx.healthdata.org/gbd-results-tool>

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **População, 2020**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao.html>. Acesso em julho de 2020.

NAKADA, L.Y.K., URBAN, R.C. **Sci. Total Environ.** (2020). Doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.139087

TADANO, Y. S. et al. **Environmental Pollution** (2021). <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115920>

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP); SOCIETY OF ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY (SETAC). **Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators**. Life Cycle Initiative: 1, 2016.

Ponderação na Avaliação do Ciclo de Vida: uma discussão de métodos e critérios para regionalização no contexto brasileiro

Marcell Mariano Corrêa Maceno ¹

Juliana Crippa ^{1 5}

Cássia Maria Lie Ugaya ²

Luciano Brito Rodrigues ³

Henrique Leonardo Maranduba ⁴

Thaís Lana Pilz ²

¹ Universidade Federal do Paraná

² Universidade Tecnológica Federal do Paraná

³ Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia

⁴ Universidade Estadual de Santa Cruz

⁵ Centro Universitário Franciscano do Paraná - FAE
marcell.maceno@gmail.com

Resumo

O desempenho ambiental de produtos, processos e serviços pode ser mensurado através da técnica de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), a qual pode auxiliar a tomada de decisão. A normalização e ponderação, etapas opcionais da AICV, possibilita a agregação dos resultados em indicador único, facilitando a interpretação de resultados para os usuários. Porém estas etapas aumentam a subjetividade e incertezas dos resultados da ACV. Neste sentido, apresenta-se neste trabalho uma discussão inicial sobre métodos de ponderação visando a seleção e utilização destes no contexto de regionalização para o Brasil. Para isso, foram realizados quatro passos. O primeiro passo desta se deu pela busca na literatura dos métodos de ponderação existentes utilizados na ACV. O segundo passo constituiu a definição de critérios para a escolha dos métodos, com base na literatura. Já no terceiro passo, foram realizados testes de aplicação dos critérios em relação aos métodos identificados. Por fim, no último passo, dado a consolidação dos critérios e forma de avaliação dos métodos, estes foram classificados por

prioridade, visando a indicação para uso no contexto de regionalização para o Brasil. A pesquisa na literatura retornou 6 métodos de ponderação, sendo eles: método distância-alvo (alvo normativo), Painel de especialistas ou partes interessadas, ponderação monetária (preferências observadas, reveladas ou declaradas), ponderação binária, mid-to-endpoint e meta-modelos. Para os critérios, foram obtidas 5 abordagens, sendo elas: robustez científica, documentação, cobertura, incerteza e complexidade. Estes critérios foram subdivididos em 22 questões para análise dos métodos de ponderação. Neste contexto, espera-se que, através da aplicação das questões relativas aos critérios em relação a cada método de ponderação, para determinado objetivo da ACV, possa ser realizada a recomendação de método de ponderação a ser utilização no contexto de regionalização para o Brasil.

Palavras-chaves: Métodos de ponderação, AICV, regionalização.

1. Introdução

A Avaliação do Ciclo de Vida tem sido bastante utilizada para auxiliar decisores a melhorar seu desempenho ambiental em processos, produtos, e até mesmo a nível de cidades. Apesar disso, as incertezas na Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida, principalmente nas etapas de normalização e ponderação, acabam por interferir na confiabilidade dos resultados em relação ao desempenho ambiental do escopo de projeto em análise (ROGERS; SEAGER, 2009).

O desenvolvimento e melhoria de métodos de ponderação tem sido encorajado na literatura de modo a aumentar a credibilidade deles (FINNVEDEN *et al.*, 2009), no intuito de

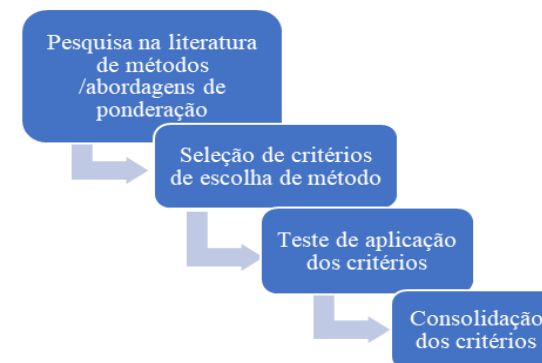
possibilitar a agregação do potencial de impacto para pontuação única.

Neste contexto, em uma nova fase dos estudos da Rede de Pesquisa em Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (RAICV), este estudo busca apresentar os critérios de escolha e métodos de ponderação visando a seleção de métodos no contexto de regionalização para o Brasil.

2. Metodologia

Para o desenvolvimento deste estudo foram realizados quatro passos de pesquisa, conforme a Figura 1.

Figura 1: Estrutura da pesquisa



O primeiro passo do estudo se deu pela busca na literatura dos métodos/abordagens de ponderação existentes utilizados na ACV. Para isso, foram pesquisados artigos científicos na base de dados *Web of Science*, utilizando as palavras-chave *LCA* e “*Weighting approaches*”. Foi utilizado ainda o operador booleano *AND* e as palavras entre “” para encontrar o termo

exato na pesquisa. Através deste passo, foram selecionados dois documentos com abordagem similar ao foco deste estudo, sendo eles: *Normalisation and weighting in life cycle assessment: quo vadis?* (PIZZOL *et al.*, 2017); e *Development of a weighting approach for the Environmental Footprint* (SALA *et al.*, 2018).

O segundo passo constituiu a seleção de critérios para a escolha dos métodos, com base nos dois documentos selecionados, dado que estes documentos já haviam realizado levantamento de critérios. Os critérios selecionados foram então tabulados, com informação de nome do critério e questões aplicadas para cada critério.

O terceiro passo ocorreu através da realização de testes de aplicação dos critérios em relação aos métodos identificados. Para isso, os testes foram realizados utilizando os 6 integrantes do grupo de pesquisas ligadas à normalização/ponderação dentro da RAICV.

Por fim, no último passo, após a realização dos testes, foram realizados ajustes de abordagem, considerando a relação Objetivo de estudo da ACV – método de ponderação – critério de seleção de método, e os critérios foram então definidos e consolidados.

3. Resultados e Discussão

Dada a pesquisa na literatura e a seleção dos dois documentos base para este estudo, foram

identificados os métodos de ponderação existentes com diferentes abordagens, sendo estes:

- Objetivos normativos (*Normative targets*);
- Painel de partes interessadas (*Stakeholder panel*);
- Painel de especialistas (*Expert panel*);
- Preferências observadas (*Observed preferences*);
- Preferências reveladas (*Revealed preferences*);
- Preferências declaradas (*Stated preferences*);
- Ponderação binária (*Equal weighting*);
- Pegada (*Footprinting*);
- Fatores *mid-to-end point* (*factors*);
- Contribution *mid-to-end point* (*contribution*);
- Meta-modelo (*meta model*).

Além disso, foram levantados os seguintes critérios de seleção de métodos de ponderação, conforme a Tabela 1, baseados em Pizzol *et al.* (2017).

Na sequência, com a realização dos testes para analisar a aplicação dos critérios na seleção de métodos de ponderação para a ACV, foram recomendados ajustes pelo grupo de pesquisadores, tais como: adequação de sub-questões considerando a realidade de regionalização do Brasil, inclusão de escala binária para resposta as questões, e justificativa para respostas de magnitude binária. Além disso, foi recomendada a inclusão de

identificação de Objetivos de estudo, quando da aplicação dos critérios para seleção de método de ponderação.

Neste sentido, foram identificados como possíveis Objetivos de estudo de ACV as seguintes:

- Suporte e construção de Políticas públicas;
- Comparação entre produtos;
- Tomada de decisão (produtor - novos produtos ou existentes/consumidor);
- Impacto ao longo do ciclo de vida (processo/produto) - identificação e otimização;
- Marketing ambiental;
- Otimização de sistemas de reciclagem;
- Rotulagem ambiental (tipo I e III).

Após os ajustes já citados, foi possível elaborar a Tabela 2, que apresenta o formato de seleção de métodos de ponderação, considerando o contexto de regionalização brasileiro.

Através do preenchimento desta Tabela 2, para cada método de ponderação, dados os diferentes Objetivos do estudo de ACV, torna-se possível ranquear os métodos de ponderação e consequentemente recomendar um deles, considerando o contexto de regionalização para o Brasil.

Tabela 1: Critérios e questões de pesquisa (Pizzol et al. 2017; Sala et al. 2018)

<i>Critérios principais</i>	<i>Questão de pesquisa</i>	<i>Sub-questões de pesquisa (+ objetivas)</i>
Robustez científica	Qual é a ciência por trás do método?	a) Até que ponto o método é cientificamente robusto (as réplicas fornecem resultados semelhantes) e porquê? b) O método foi revisado? e qual a qualidade da revisão/journal? c) Até que ponto os objetivos do método, hipóteses e princípios são claros e adequados? d) Até que ponto o método pode ser melhorado, refinado e desenvolvido?
Documentação	Os documentos permitem entender e reproduzir o método?	a) Publicação e acessibilidade (o método está acessível gratuitamente? online? em inglês?) b) Qual é o nível de transparência de algoritmos, dados, fatores, escolhas de valor, incertezas? c) Até que ponto o método pode ser reproduzido e ampliado por terceiros?
Cobertura	Qual é o escopo do método?	a) Até que ponto o método permite uma cobertura abrangente de impactos biofísicos e / ou sociais? b) Cobertura extensiva por fatores de normalização / ponderação de categorias de impacto c) Cobertura extensiva por fatores de normalização / ponderação de categorias de danos d) Até que ponto o método inclui diferenciações geográficas e temporais?
Incerteza	Quais as incertezas do método?	a) Quais são as principais incertezas na estrutura teórica do método e das principais premissas e escolhas? b) Quais são as principais incertezas nos parâmetros do método? c) Até que ponto há uma declaração explícita da incerteza nos resultados finais (ex. desvio padrão, etc.)? d) Os parâmetros do modelo com maior influência nos resultados finais foram identificados (sensibilidade)? e) Até que ponto o método fornece resultados acurados (com rigor)? f) Até que ponto o método fornece resultados precisos? g) Até que ponto o método permite contabilizar a variabilidade natural além da incerteza?
Complexidade	Qual conhecimento para aplicar o método?	a) Qual é o nível de conhecimento científico de base necessário (transdisciplinar, interdisciplinar)? b) Qual é o suporte técnico necessário para a executar o método (ex. softwares, modelo matemático, <i>database</i> , etc.)? c) Até que ponto o método foi testado em estudos de caso reais? d) Qual é a quantidade geral e o tipo de dados / informações necessárias (quantitativo x qualitativo)?

Vale ressaltar que este estudo se encontra em desenvolvimento, e que a Tabela 2 refere-se a um resultado parcial do grupo de pesquisadores da RAICV. Possível evolução da forma de ranqueamento deve ocorrer, visando uma recomendação mais assertiva.

Tabela 2: Magnitude e justificativa a serem preenchidas, considerando critérios, questões, sub-questões, para seleção de método de ponderação (Os autores, 2021; baseado em Pizzol et al. 2017 e Sala et al. 2018)

<i>Crítérios principais</i>	<i>Questão de pesquisa</i>	<i>Sub-questões de pesquisa (+ objetivas)</i>	<i>Magnitude (0-1)</i>	<i>Justificativa</i>
Robustez científica	Qual é a ciência por trás do método?	a) Há evidências que réplicas (reaplicação?) do método fornecem resultados semelhantes?		
		b) Há revisão do método publicado em um periódico reconhecido na área?		
		c) Os objetivos do método, hipóteses e princípios são claros e adequados?		
		d) Até que ponto o método pode ser melhorado, refinado e desenvolvido?		
Documentação	Os documentos permitem entender e reproduzir o método?	a) O método está acessível gratuitamente e online?		
		b) O método possui transparência quanto aos algoritmos, dados, fatores, escolhas de valor, incertezas?		
		c) O método é amplamente utilizado por terceiros?		
Cobertura	Qual é o escopo do método?	a) Há evidência que o método considera impactos biofísicos e / ou sociais?		
		b) O método possui cobertura extensiva por fatores de normalização / ponderação de categorias de impacto?		
		c) O método possui cobertura extensiva por fatores de normalização / ponderação de categorias de danos?		
		d) O método inclui diferenciações geográficas e temporais?		
Incerteza	Quais as incertezas do método?	a) Quais são as principais incertezas na estrutura teórica do método e das principais premissas e escolhas?		
		b) Quais são as principais incertezas nos parâmetros do método?		
		c) Há uma declaração explícita da incerteza nos resultados finais (ex. desvio padrão, etc.)?		
		d) Há identificação de parâmetros do modelo com maior influência nos resultados finais (sensibilidade)?		
		e) O método fornece resultados acurados/precisos?		
		f) Idem anterior		
		g) O método permite contabilizar a variabilidade natural além da incerteza?		
Complexidade	Qual conhecimento para aplicar o método?	a) Há necessidade de conhecimento prévio para aplicação do método?		
		b) Há suporte técnico?		
		c) O método foi testado em estudos de caso reais?		
		d) Qual é a quantidade geral e o tipo de dados / informações necessárias (quantitativo x qualitativo)?		

4. Considerações finais

Este estudo compreende uma discussão inicial para seleção de métodos de ponderação no contexto de regionalização do Brasil.

Para isso, foi construída a Tabela 2 para seleção dos métodos, o qual é composto de 5 critérios principais, 5 questões de pesquisa e 22 sub-questões de seleção. A escala inicial de análise de seleção foi a escala binária (0-1). Este estudo preliminar possibilita selecionar os possíveis métodos de ponderação, considerando o objetivo de estudo da ACV e apresenta uma proposta científica para seleção de métodos de ponderação brasileiros.


Com a evolução e posterior consolidação da forma de seleção de método de ponderação, em futuros trabalhos, é esperado a recomendação do método de ponderação de ACV para o contexto brasileiro e a aplicação da proposta para fins de validação. Consequentemente, espera-se auxiliar os estudos de ACV em âmbito nacional a apresentarem maior confiabilidade de resultados de desempenho ambiental.

Agradecimentos

Agradecemos à toda equipe da Rede de Pesquisa em Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (RAICV) pelo suporte no desenvolvimento do trabalho e às instituições colaboradoras UFPR, UTFPR, UESB, UESC e FAE.

Referências bibliográficas

- FINNVEDEN, G. *et al.* Recent developments in Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management*, v. 91, p. 1-21, 2009.
- ROGERS, K.; SEAGER, T. P. Environmental Decision-Making Using Life Cycle Impact Assessment and Stochastic Multiattribute Decision Analysis: A Case Study on Alternative Transportation Fuels. *Environmental Science & Technology*, v. 43, n. 6, p. 1718-1723, 2009.
- PIZZOL, M. *et al.* Normalisation and weighting in life cycle assessment: quo vadis? *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 22, n. 6, p. 853-866, 2017.
- SALA, S.; CERUTTI, A. K.; PANT, R. **Development of a weighting approach for the Environmental Footprint**, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2018, ISBN 978-92-79-68042-7, EUR 28562, doi 10.2760/945290.



Técnico - ACV aplicada nas organizações



GCV-2020 | 21

Experiências da rotulagem tipo III no Brasil – DAP de 3 produtos da ArcelorMittal

Michelle Tereza Scachetti¹

Matheus Henrique Novo Fernandes¹

Leonardo Guimarães Ribeiro²

¹Fundação Espaço ECO

²ArcelorMittal

michelle.scachetti@basf.com

Resumo

A ArcelorMittal é a principal empresa siderúrgica e de mineração do mundo. A companhia e o setor de aço usam há anos a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) para avaliar os impactos ambientais dos seus produtos. Neste contexto, a Fundação Espaço Eco realizou a ACV de 3 produtos da ArcelorMittal Brasil: Bobina Laminada a Quente, Galvanizado e Galvalume, produzidos nas plantas industriais de Tubarão (ES) e Vega (SC). A motivação para realização destas análises é a elaboração de Declarações Ambientais de Produto (DAPs) para serem submetidas junto às demais DAPs da companhia ao operador de programa IBU (Institut Bauen und Umwelt e. V.) Foi utilizado como base para condução do estudo, além das normas ISO 14040 e 14044, a norma EN 15804:2012+A1:2013, considerando os estágios A1-A3 (produto), C3 (fim de vida) e D (benefícios e cargas além das fronteiras do sistema). Os relatórios devem ser publicados no mês de março de 2020. Apesar de longo e trabalhoso, o processo como um todo gerou muitos aprendizados para a companhia, essencialmente no aprofundamento do conhecimento de seus processos e cadeia de valor.

Palavras-chaves: Declaração Ambiental de Produto, DAP, Rotulagem Ambiental, Siderurgia.

Introdução

Segundo a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) o objetivo dos rótulos e declarações ambientais é, através de comunicação e informações precisas e verificáveis, sobre aspectos ambientais de produtos e serviços, promover a demanda e o fornecimento dos produtos e serviços que concorram para a redução dos impactos ambientais através da dinâmica de mercado (ABNT, 2002).

A rotulagem ambiental do tipo III consiste no tipo de rotulagem ambiental mais adequado para relatar o desempenho ambiental de um produto de forma completa e detalhada. Isto se dá porque as DAPs evidenciam o desempenho de um produto a partir de critérios pré-estabelecidos para cada categoria de impacto ambiental a ser analisada ao longo de seu ciclo de vida. Tais critérios pré-estabelecidos correspondem a um conjunto de regras denominado Regra de Categoria de Produto (RCP). A obrigatoriedade de um painel multistakeholder para a construção de RCPs, assim como a verificação por terceira parte independente, garantem maior credibilidade aos estudos.

A norma NBR ISO 14025 afirma que a rotulagem ambiental do tipo III é destinada inicialmente ao uso na comunicação entre empresas (ABNT, 2015), pois demanda conhecimentos técnicos e um determinado nível de conscientização ambiental.

Este trabalho visa apresentar e discutir a experiência da empresa ArcelorMittal Brasil com a rotulagem tipo III.

A experiência da ArcelorMittal

A ArcelorMittal é a principal empresa siderúrgica e de mineração do mundo. Líder nos principais mercados mundiais de aço, incluindo automotivo, construção, eletrodomésticos e embalagens.

Globalmente, na ArcelorMittal, o aumento da conscientização sobre questões ambientais está resultando na motivação para tomar medidas para uma melhor proteção e comunicar de forma transparente o desempenho ambiental de seus produtos. A companhia e o setor de aço empregam há anos a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) para avaliar os impactos e benefícios ambientais dos produtos siderúrgicos em diferentes aplicações.

Na Europa, a ArcelorMittal é bastante ativa nos diferentes grupos de trabalho do CEN / TC 350 (Sustentabilidade na construção), onde a ACV desempenha um papel importante na avaliação do desempenho ambiental de produtos, elementos de construção e edifícios.

No Brasil, a ArcelorMittal tem atuado em muitos fóruns de ACV, sendo inclusive atual presidente da Rede Brasileira Empresarial de ACV. Foi também a primeira empresa siderúrgica brasileira a obter a Declaração Ambiental de Produto (DAP) no Brasil em 2018, para o produto Vergalhão.

Seguindo a motivação desta primeira DAP e visando ampliar o conhecimento e transparência ambiental de seus produtos, a ArcelorMittal Brasil realizou, em parceria com a Fundação Espaço Eco, 3 estudos de ACV visando suportar a publicação de mais 3 DAPs dos seguintes produtos:

- Bobina Laminada a Quente;
- Galvanizado por imersão a quente (revestimento de zinco);
- Galvalume (revestimento de zinco + alumínio)

O principal objetivo destas DAPs é a comunicação B2B (entre empresas), tendo em vista, por exemplo, a crescente necessidade de conduzir ACVs de edificações, as quais necessitam de fontes de dados de entrada confiáveis para tais estudos.

A aplicação pretendida do estudo é comunicar e fornecer informações ambientalmente relevantes e resultados da ACV para apoiar a avaliação do uso sustentável dos recursos.

As ACVs foram realizadas para 1 tonelada de cada produto produzido anteriormente mencionado a partir de dados coletados nas duas plantas produtivas, cobrindo 100% do volume de produção de 2017: Tubarão (planta de produção de bobina de aço laminada a quente) e Vega (planta de produção de galvanização a quente e Galvalume).

Foi utilizado como base para condução das ACVs, além das normas ISO 14040 e 14044, a

norma EN 15804:2012+A1:2013, considerando os seguintes estágios: A1-A3 (produto), C3 (fim de vida) e D (benefícios e cargas além das fronteiras do sistema).

Discussão e Considerações

Apesar de longo e trabalhoso, o processo como um todo gerou muitos aprendizados para a companhia, principalmente no que tange ao aprofundamento do conhecimento de seus processos produtivos e da sua cadeia de valor.

Houve um envolvimento de diferentes áreas da ArcelorMittal (ex. R&D e Comercial) na preparação da DAP uma vez que muitas informações de cunho técnico dos produtos são solicitadas em caráter obrigatório. Isso permite que a importância do trabalho de ACV e geração de DAPs seja transmitida e permeada na companhia, o que tende a reforçar a conscientização interna sobre os aspectos de sustentabilidade.

Houve também bastante interação entre companhia e a Fundação Espaço Eco (responsável pela condução das análises) a qual ocorreu ao longo de todo o processo, onde houve ricas discussões dos resultados preliminares e finais. Esta interação possibilitou à equipe da ArcelorMittal ampliar seus conhecimentos sobre Avaliação do Ciclo de Vida. Foi também realizado um treinamento da equipe interna na modelagem no software GaBi, o qual foi utilizado no processo. O fato da ArcelorMittal possuir uma licença deste software consiste em

um incentivador para a realização de novos estudos de ciclo de vida com mais autonomia.

Referências bibliográficas

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14020: Rótulos e declarações ambientais - Princípios Gerais. Rio de Janeiro. 2002.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14025: Rótulos e declarações ambientais - Declarações ambientais de Tipo III - Princípios e procedimentos. Rio de Janeiro. 2015.

EN 15804:2012+A1:2013, Sustainability of construction works - Environmental product declarations - Core rules for the product category of construction products.

O uso e especificidades da pegada de carbono em diferentes contextos estratégicos do setor agropecuário

Matheus Henrique Novo Fernandes¹

Rebeca Venâncio¹

Eric Geglio²

Patrícia Suguí³

¹Fundação Espaço ECO

²Cargill Agrícola S.A.

³CJ Selecta

matheus-henrique.fernandes@basf.com

Resumo

A Pegada de Carbono (PC) é um método que vem sendo incorporado por várias empresas na gestão da emissão de gases de efeito estufa (GEE) de seus produtos. Produtos brasileiros, principalmente provenientes da cadeia agropecuária, constantemente são alvos de questionamentos sobre as emissões de GEE por estarem associados à supressão de vegetação, o que traz impactos negativos a imagem do produto nacional. Duas empresas que produzem derivados de soja desenvolveram estudos de pegada de carbono – a Cargill, produtos derivados da soja e a CJ Selecta, do concentrado proteico de soja. A diferença na definição de objetivo e escopo implica em maneiras diferentes de conduzir os estudos: o da Cargill está ligado à melhoria de processos e traz um olhar mais individualizado por produtor, focando nos insumos utilizados individualmente para identificar os pontos críticos e onde podem atuar junto a seus fornecedores para diminuir a PC do produto. Com esse propósito, a Fundação Espaço Eco construiu uma ferramenta customizada com base na certificação 2BS, transferindo o conhecimento para a Cargill de como realizar o cálculo da PC. Já a CJ Selecta tem como objetivo principal atender à demanda de clientes europeus, e buscou obter a PC média dos seus fornecedores. O desafio da CJ Selecta foi obter as emissões de mudança de uso da terra, uma vez que questionamentos de seus compradores se concentram

nas emissões provenientes da mudança de estoque de carbono que ocorreu no últimos 20 anos, e para isso se usou, além dos dados primários coletados juntos aos fornecedores, o método BRLUC e mapas georreferenciados. Esse estudo mostrou que a PC, apesar de um recorte da ACV, demanda o conhecimento de ferramentas e bases de dados disponíveis para que os estudos tenham base científica ao mesmo tempo que atendem às necessidades específicas dos clientes.

Palavras-chaves: Pegada de carbono, agronegócio, estratégia empresarial, emissões de GEE.

Introdução

A produção agrícola brasileira é bastante questionada por seus *stakeholders*, por muitas vezes ser associada à supressão de vegetação, e, conseqüentemente, aos impactos ambientais associados a ela, sendo as emissões de GEE um dos mais representativos. Estudos de pegada de carbono analisa as emissões de GEE ao longo de toda a cadeia produtiva de determinado produto, tendo como métrica a emissão de CO_{2eq}. Os resultados dos estudos permitem uma visão detalhada que permite gestão de fornecedores, ainda mais em casos em que há vários fornecedores de uma matéria-prima, muito comum para empresas que trabalham com derivados de produtos agrícolas. A Cargill, empresa do ramo alimentício, produz diferentes produtos derivados da soja comercializado no Brasil, Argentina e Paraguai e a CJ Selecta, empresa dedicada à fabricação de produtos derivados de soja para diversos segmentos,

produz o concentrado proteico de soja (CPS) que é exportado para a Europa. A primeira desenvolveu um estudo com foco na melhoria de processos, e a partir dos resultados obtidos conseguir promover as melhores práticas de produção de forma ampla na cadeia de fornecedores. Já a CJ Selecta precisava responder a demandas de clientes europeus que a questionavam em relação aos altos valores de pegada de carbono associado à soja brasileira quando considerado dados secundários, já que um dos principais parâmetros a ser analisado em estudos dessa natureza é a Mudança de Uso da Terra (MUT), e algumas bibliografias trazem dados generalistas sobre produtos agrícolas brasileiros e incluí-los em estudos acarretam em uma emissão muito alta relacionada à MUT.

Métodos

Foi utilizado como base para condução dos estudos de PC, além das normas ISO 14040 e 14044, a norma PAS 2050 que traz diretrizes específicas para estudos de PC. Para a contabilização de emissões de MUT, foram utilizados dados do BRLUC v.1.2, apoiado na metodologia de Novaes et al., 2017, que traz o estoque de carbono dividido por Estado para diferentes categorias de uso da terra, bem como o uso do mapa georreferenciado contendo o estoque de carbono de diferentes fitofisionomias dos biomas brasileiros, apresentado no terceiro inventário nacional de emissões, para quando o uso da terra 20 anos atrás foi apontado na coleta de dados como vegetação nativa.

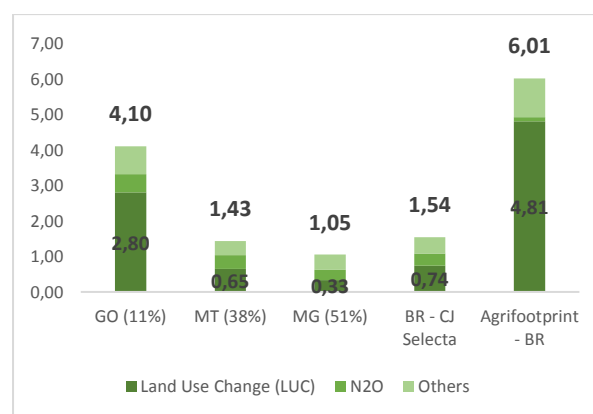
Além disso, se utilizou como base, para o projeto com a Cargill, a metodologia 2BS, que se trata de uma certificação francesa destinada aos produtores de biocombustíveis e seus fornecedores. Esta certificação está pautada no atendimento da Diretiva de Energias Renováveis 2009/28 da União Europeia.

Resultados e Discussão

Para o caso da Cargill foi elaborada uma ferramenta em Excel com fatores de emissão para contabilização da pegada de carbono, com uma análise individualizada dos produtores que permitisse identificar aqueles com maior eficiência no uso de insumos agrícolas e técnicas de cultivo e, a partir disso, disseminar as boas práticas entre seus fornecedores. Tal ação faz parte de um programa voltado à sustentabilidade das fazendas, focado em indicadores sociais, ambientais e de produtividade – Programa 3S. Para o caso da CJ Selecta, trabalhou-se com uma amostra de fornecedores que representou cerca de 10% de toda soja processada anualmente pela empresa e abrangeu os 3 estados fornecedores - Goiás, Mato Grosso e Minas Gerais. Foi elaborado um questionário que foi respondido por cada produtor, com dados sobre práticas agrícolas, uso de insumos e combustíveis, bem como questões relacionadas à MUT. As análises foram com os dados médios divididos nos 3 estados fornecedores. Os resultados são mostrados a seguir. Foi considerado que recebe respectivamente 11, 38 e 51% do montante que processa de cada estado

citado anteriormente. O resultado mostrado em “BR – CJ Selecta” é feito levando em consideração a média ponderada de cada estado, e é comparada com os resultados de um estudo Europeu recém divulgado com dados para o MUT do Brasil.

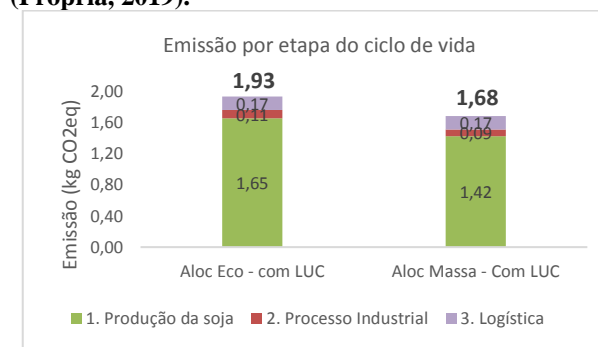
Figura 1: Emissão da produção de 1 kg de soja (Própria, 2019).



A partir dos novos valores de pegada de carbono da matéria-prima, os resultados da pegada de carbono do CPS foram bem menores do que os valores difundidos entre seus clientes, como apresentado na figura 2 para a produção de 1 kg de CPS considerando alocação mássica e econômica. Os resultados do estudo permitiram também que a CJ Selecta tenha uma visão de melhoria de processos, podendo atuar tanto internamente quanto junto aos produtores para melhorar sua pegada de carbono. A partir do estudo procedeu-se ao desenvolvimento de uma calculadora em Excel que será utilizada para atualização dos resultados da empresa com base

em um número maior de fazendas, uma vez que a coleta de dados será ampliada.

Figura 2: Emissão da produção de 1kg de CPS (Própria, 2019).



Conclusões

Com esse estudo foi possível concluir que a PC é um indicador fundamental para os negócios e sua aplicação de forma adequada à estratégia empresarial e usando os métodos regionalizados que reflitam a realidade brasileira, que está mais avançada em relação às técnicas de manejo, gera os benefícios esperados aos produtos e empresas atuando no cenário nacional.

Referências Bibliográficas

NOVAES, R. M. L. et al. Estimating 20-year land-use change and derived CO2 emissions associated with crops, pasture and forestry in Brazil and each of its 27 states. *Global Change Biology*, v. 23, n. 9, p. 3716–3728, 2017.

BSI. PAS 2050: Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services. British Standards Institution (BSI). London, 2011.

MCTI. Third National Communication of Brazil to the United Nations Framework Convention on Climate Change – Volume III. Ministry of Science, Technology, and Innovation, MCTI. Brasília, 2016.

Análise de Ecoeficiência de embalagens: Experiências de uma empresa alimentícia visando uma comunicação transparente

Rebeca Venâncio ¹

Matheus Henrique Novo Fernandes¹

Marcio Barela ²

¹ Fundação Espaço ECO (FEE)

² Cargill Agrícola S.A.
rebeca.venancio@basf.com

Resumo

Em virtude da grande problemática frente as embalagens plásticas e uma maior demanda dos consumidores por produtos que garantam a sustentabilidade, observa-se uma oportunidade ao se adotar a avaliação de ciclo de vida (ACV) como uma ferramenta de suporte à tomada de decisão por permitir externalizar os potenciais impactos ambientais causados como resultado da fabricação e utilização de um determinado produto ou serviço. Assim, este estudo busca compreender como diferentes alternativas de embalagens primárias e terciárias de produtos de uma empresa de produção e processamento de alimentos contribuem para os desempenhos ambiental e econômico (ecoeficiência) do ciclo de vida ao atendimento da função: (a) primária: acondicionar extrato de tomate em 2 tipos de embalagens – lata de aço e uma majoritariamente composta por polipropileno (Napoleão) e (b) terciária: acondicionar óleo de soja transportado em 5 tipos de embalagens – filme plástico biodegradável, filme de plástico virgem, filme de plástico verde, filme de plástico reciclado e caixa de papelão. A comparação do desempenho de ecoeficiência para a embalagem primária demonstrou que a embalagem Napoleão é a mais ecoeficiente, apresentando 6% menos impacto ambiental e 12% menos impacto econômico em relação a alternativa de lata de aço. Em relação as principais categorias de impacto, a embalagem Napoleão apresenta 18% menos emissões de gases de efeito estufa que a lata. Considerando, a embalagem terciária, demonstrou-se que a embalagem de filme plástico verde é

a alternativa mais ecoeficiente, com 59% menos impacto no ambiental e 28% menos impacto econômico. Apresentando também uma redução de 81% das emissões de gases de efeito estufa. Os resultados obtidos permitiram que as áreas responsáveis pela gestão de portfólio de produtos da empresa destacada realizassem um melhor planejamento das alterações a serem realizadas a partir do embasamento científico do estudo e pela incorporação do pensando de ciclo de vida na tomada de decisão da companhia. Além disso, promoveu a melhoria efetiva da sustentabilidade dos produtos da marca e a comunicação com os clientes de forma clara e objetiva.

Palavras-chaves: *Análise de Ecoeficiência. Avaliação de Ciclo de Vida. Ecodesign.*

Introdução

Em virtude do reconhecimento de que os recursos naturais são finitos e dos impactos provocados pelas atividades antrópicas, percebe-se que os indivíduos iniciam uma busca por hábitos de consumo mais consciente e sustentável, como evidencia a pesquisa realizada pelo Instituto Akatu (2018) que identifica um crescimento de 32% (2012) para 38% (2018), no número de pessoas que incorporam mais de cinco práticas sustentáveis em sua rotina diária.

Neste contexto, observa-se que o consumidor busca incluir em suas escolhas o equilíbrio entre suas necessidades e o tripé da sustentabilidade, optando, principalmente, por alternativas que favoreçam o desenvolvimento sustentável (SANTOS et al., 2008). Dessa forma, as empresas precisam analisar os procedimentos e modelos produtivos, visando compreender os impactos ambientais gerados e, assim, repensar e modificar os processos em busca

de reduzir os potenciais impactos das atividades e, consequentemente atrair o consumidor. Para isto, à tomada de decisão e construção de uma mensagem responsável referente ao produto, a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) pode ser apresentada como uma ferramenta de suporte, por permitir mostrar os impactos ambientais causados pelas principais etapas do ciclo de vida do produto.

Portanto, o presente trabalho visa apresentar e debater a experiência de uma empresa de produção e processamento de alimentos na utilização da metodologia de análise de ecoeficiência (avaliação do desempenho ambiental e econômico) na tomada de decisão e na incorporação para gestão de portfólio.

A experiência de uma empresa alimentícia: embalagem primária e terciária

A empresa de produção e processamento de alimentos apresentada neste estudo possui a missão de produzir alimentos de forma segura e sustentável, e, portanto, vem construindo uma consciência ambiental para compreender como diferentes ações em sua cadeia de valor pode contribuir para os desempenhos ambiental e econômico do ciclo de vida de seus produtos, seja no atendimento da função de fornecimento de extrato de tomate ou de óleo de soja.

Foi utilizada como base para a condução das análises de ecoeficiência, as normas ISO 14040 e 14044 e o método BASF EEA 10 (NSF, 2019). Para o primeiro cenário, a empresa citada, em parceria com a Fundação Espaço Eco (FEE), realizou

comparações do desempenho de ecoeficiência de diferentes alternativas em anos de referência (2014 a 2017), permitindo a determinação das condições de operação desta cadeia de fornecimento e identificação de pontos de atenção, como por exemplo, as embalagens. Dessa forma, os resultados obtidos serviram de suporte para se definir ações de pesquisa e desenvolvimento em novas embalagens, como a analisada no estudo de 2019 - Napoleão, visando apresentar alternativas de embalagens primárias com menores impactos ambientais.

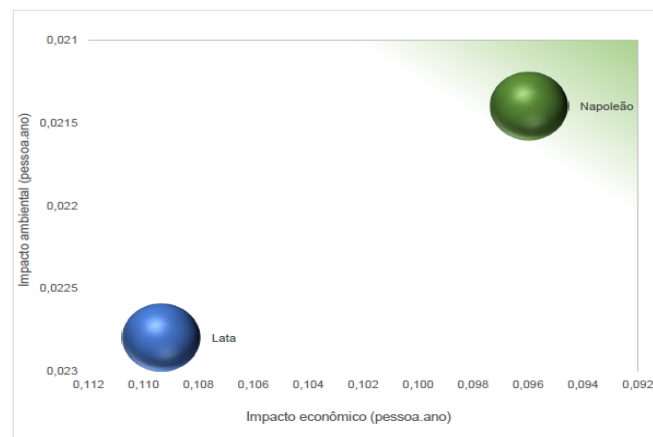
As análises foram realizadas para produção de 1kg de extrato de tomate embalado e pronto para o consumo. O fluxo de referência foi ajustado para atender à UF, sendo a massa considerada de embalagem para a lata de aço de 147g e para a embalagem Napoleão de 49,7g.

A comparação do desempenho de ecoeficiência para a embalagem primária demonstrou que a embalagem Napoleão é a mais ecoeficiente, apresentando 6% menos impacto ambiental e 12% menos impacto econômico em relação a alternativa de lata (Figura 1). Em relação as principais categorias de impacto a embalagem Napoleão apresenta 18% menos emissões de gases de efeito estufa que a lata de aço (categoria de Mudanças Climáticas).

Para o segundo cenário, a empresa citada, em parceria com a FEE realizou comparações do desempenho de ecoeficiência de diferentes alternativas para embalar a quantidade produzida e transportada de óleo de soja (em toneladas) em 2017. A quantidade consumida de embalagem de

papelão foi de 22.350.000 unidades/ano e 74.500.000 unidades/ano para o plástico.

Figura 1: Matriz de Ecoeficiência referente a análise de embalagem primária para tomates (Própria, 2019).



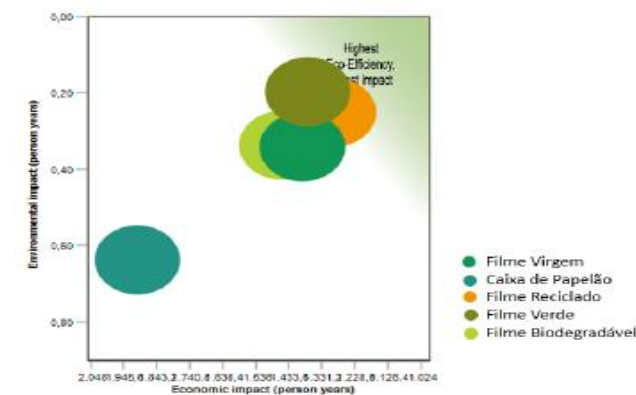
Neste contexto, a embalagem de filme plástico verde se apresentou como a alternativa mais ecoeficiente, com 59% menos impacto ambiental e 28% menos impacto econômico (Figura 2). Também apresenta uma redução de 81% das emissões de gases de efeito estufa (categoria de Mudanças Climáticas).

Discussões e Considerações Finais

Durante o desenvolvimento das análises, observou-se a criação de uma consciência ambiental pela empresa citada, frente a inserção do pensamento de ciclo de vida na tomada de decisão da companhia, por meio de mudanças nos arranjos produtivos e tecnológicos do processo de produção ao longo dos anos de referência avaliado, visando obter produtos de menores impactos ambientais. Os resultados

obtidos permitiram que as diferentes áreas responsáveis pela gestão do produto realizassem um melhor planejamento das alterações a serem realizadas a partir do embasamento científico do estudo. Além disso, promoveu a melhoria efetiva da sustentabilidade dos produtos da marca e a comunicação com os clientes de forma clara e objetiva.

Figura 2: Matriz de Ecoeficiência referente a análise de embalagem terciária para óleo de soja (Própria, 2019).



Referências bibliográficas

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14040: Gestão Ambiental: Avaliação do ciclo de vida: princípios e estruturas. Rio de Janeiro, 2009.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14044: Gestão Ambiental: Avaliação do ciclo de vida: requisitos e orientações. Rio de Janeiro, 2009.
- Instituto Akatu. (2018) Panorama do consumo consciente no Brasil: desafios, barreiras e motivações. 64p.
- NSF. NSF Protocol P352: BASF's Eco-Efficiency Analysis Methodology. 2019.
- Santos, B. V. C. dos., Lemos, A. A. M., Gomes, L. J., Felizola, M. P. M. e Silva, C. E. (2008) Perfil do consumidor ambientalmente consciente no município de Aracaju, Sergipe. Concepções. Ano I, n. 1, p. 125-136.

Anais do VII Congresso Brasileiro sobre Gestão do Ciclo de Vida

 **GCV- 2020 | 21** VII - Congresso Brasileiro sobre Gestão do Ciclo de Vida
28/09/21 a 01/10/21 | Evento On-line

Promoção



Organização e Realização



Patrocínio



Apoio



Cooperação



Secretaria Executiva

