



# GCV-2020 | 21

VII - Congresso Brasileiro sobre **Gestão do Ciclo de Vida**  
28/09/21 a 01/10/21 | Gramado

## Anais do VII Congresso Brasileiro sobre Gestão do Ciclo de Vida

Promoção



Organização e Realização



Patrocínio



Apoio



Cooperação



### Volume I

Gramado  
2020



**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**

Editoração

**Vinícius Gonçalves Maciel**

Volume I

UFRGS  
Gramado  
2020

# 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

Cássia Maria Lie Ugaya (UTFPR) – Coordenadora Comitê Científico

Yuki Kabe (BRASKEM) – Coordenador Comitê Técnico

Jaylton Bonacina de Araujo (UTFPR) – Apoio Comitê Científico

Aldo Roberto Ometto (USP)

Assed Naked Haddad (UFRJ)

Breno Barros Telles do Carmo (URFN)

Clandio Favarini Ruviano (UFGD)

Diogo Aparecido Lopes Silva (UFSCAR)

Ênio 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)

## 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)

### Catálogo na Publicação (CIP)

C749 Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida (7. : 2021 : Gramado, RS)

Anais do VII Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida : volume 1 [recurso eletrônico] / Organização do evento Ana Carolina Badalotti Passuello; editoração Vinícius Gonçalves Maciel. – Gramado : UFRGS, 2020. 672 f. : il.

Data do evento: 28 de setembro a 01 de outubro de 2021.  
Modo de acesso: [www.ufrgs.br/qcv2020](http://www.ufrgs.br/qcv2020).

ISBN 978-65-86232-90-5

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, coord. II. Maciel, Vinícius Gonçalves, edit. III. Título.

CDU 504

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

# Índice

Sessão 1: Avaliação do Ciclo de Vida na Construção e Edificações .....	10
Avaliação do desempenho ambiental de sistema de isolamento térmico externo tipo EIFS em fachada de edificação em Light Steel Frame .....	11
Environmental Impact Assessment in the Urban Life Cycle: Systematic review to identify knowledge gaps .....	18
Desempenho ambiental dos forros de Policloreto de Vinila e Gesso .....	24
Nível de maturidade ambiental de indústrias brasileiras de tintas para a construção civil .....	30
Aplicação Automatizada de Declarações Ambientais de Produtos (DAP) na Modelagem da Informação da Construção (BIM) .....	36
Avaliação do ciclo de vida de edificações e sua integração em BIM: compilação de estudos de caso .....	42
Consideração do desempenho ambiental em Compras Públicas com viés sustentável: análise de casos do setor da construção civil .....	48
The German experience on the Life Cycle Assessment of buildings and reflections for Brazil .....	54
Case study of LCA application of a Warehouse Building .....	60
Análise da Produção Científica sobre a Avaliação do Ciclo de Vida de Painéis Fotovoltaicos Utilizando Methodi Ordinatio .....	68
Einstein's insanity concept revisited: why different results for the same whole building LCA are acceptable? .....	74
Evaluation of performance-aware internal vertical sealing systems: a case study comparing two types of walls using life cycle assessment for the same acoustic performance .....	80
Avaliação comparativa do Ciclo de Vida (ACV) de blocos cerâmicos e blocos de concreto utilizados na construção civil .....	86
Diagnóstico da produção científica sobre o consumo energético na etapa operacional no Inventário do Ciclo de Vida de edificações .....	92
Sessão 2: Avaliação do Ciclo de Vida no setor agropecuário .....	98
Avaliação dos impactos ambientais da produção de forragens para caprinos e ovinos no Semiárido brasileiro. ....	99
Impactos da Política Nacional de Biocombustíveis nos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável .....	105
Avaliação do Ciclo de Vida: O Desempenho Ambiental das Florestas Plantadas de Eucalyptus e Pinus .....	111
Performance ambiental da obtenção de acerola (Malpighia emarginata DC) desidratada por liofilização e spray-drying .....	117
Estratégias para redução de impactos ambientais no ciclo de vida da produção de leite .....	122
Comparação entre incertezas de inventário para irrigação e fatores de caracterização AWARE para escassez hídrica no semiárido .....	128
Avaliação do ciclo de vida de produtos derivados de umbu .....	134
Estudo bibliométrico da avaliação da pegada de escassez hídrica .....	140
O uso de energia na produção de leite oriundo de agroindústrias familiares do estado de São Paulo .....	146
Revisão sistemática para fator de emissão de N <sub>2</sub> O de solos fertilizados no Brasil: contribuição para estudos de ACV e Inventário Nacional. ....	149
Iniciativas de Sustentabilidade do setor alimentício: Revisão Bibliográfica Sistemática (RBS) .....	155

Desafios para construção de inventário de ciclo de vida da produção de leite no Brasil .....	161
Avaliação ambiental de sistemas de cultivos propostos para renovação da cacauicultura no sul da Bahia .....	167
Avaliação do Ciclo de Vida da carne de frango como subsídio de compra sustentável .....	173
Sessão 3: Estudos de caso .....	178
Proposta de avaliação do ciclo de vida do processo produtivo da cerveja artesanal pilsen – estudo em uma cervejaria no sul do brasil .....	179
Estudo do Life Cycle Cost de aeronaves operando em linhas aéreas.....	185
Avaliação do Ciclo de Vida em Fibras Ópticas .....	190
O estado da arte da avaliação do ciclo de vida aplicada a baterias de íon de lítio.....	196
Revisão Bibliográfica da Avaliação do Ciclo de Vida dos Eletrônicos no Brasil .....	202
Simulação e avaliação de impactos ambientais de processos de extração de amido da amêndoa da manga .....	208
Impactos ambientais de amplificadores ópticos EDFAs por meio da ACV: estudo sobre a fase de uso e consumo energético .....	214
Impacto de diferentes modelos de caracterização na escassez hídrica: estudo de caso do coco verde .....	220
Panorama da implementação das Declarações Ambientais de Produto (DAPs) em países da América Latina .....	226
Ciclo de Vida de painel fotovoltaico em cenário brasileiro .....	232
Avaliação ambiental da produção de celulose bacteriana modelada em escala industrial .....	238
Copo descartável ou reutilizável para bebida de café? .....	242
O uso de água na lavagem de verduras em restaurantes industriais .....	244
Avaliação de impacto ambiental pelo método da ACV simplificada: parte 1 - desempenho ambiental da produção de um calçado.....	247
Análise do impacto ambiental do processo de cromagem de peças em ABS por meio de avaliação do ciclo de vida (ACV) .....	253
Sessão 4: GCV e Bioeconomia .....	259
Quantificação do desperdício de alimentos: um olhar crítico aos modelos já existentes .....	260
Impactos para a categoria de mudanças climáticas da produção de biochar feito com casca de eucalipto .....	264
Desempenho ambiental de métodos alternativos de produção de biodiesel a partir do óleo de fritura .....	269
Uso de biofertilizante como agente promotor da bioeconomia na agropecuária .....	275
Avaliação do ciclo de vida em produtos bioeconômicos .....	280
Identificação e Avaliação das Fases do Ciclo de Vida Contempladas na Lista de Verificação de Boas Práticas Ambientais em Serviços de Alimentação .....	286
Aplicação da Ecologia Industrial na ciclagem de nutrientes em efluentes industriais .....	291
Revisão sistemática dos impactos ambientais de produtos oriundos da pesca e aquicultura .....	297
Avaliação do ciclo de vida do processamento de coprodutos da indústria de laranja .....	303
Projeto de Inventário do Ciclo de Vida de bioprodutos associados ao biodiesel da palma africana "Elaeis guineensis" ....	309

Inventário do Ciclo de Vida do biodiesel brasileiro produzido de sebo bovino.....	315
Construção do Inventário do Ciclo de Vida para o Cross Laminated Timber no contexto brasileiro.....	320
<b>Sessão 5: GCV e Tratamento de efluentes e resíduos .....</b>	<b>326</b>
Impacts of a nexus wastewater treatment plant: a comparison between traditional and resource recovery systems .....	327
A Gestão Sustentável de Resíduos Sólidos Urbanos com Base na ACV, AECV e ACVS: Perspectivas e Caminhos para o Brasil e Países em Desenvolvimento.....	333
Avaliação do Ciclo De Vida Do Processo De Reciclagem De Plásticos Proveniente De Resíduos De Equipamentos Eletroeletrônicos .....	339
Inventário do processo de reaproveitamento dos finos de carvão vegetal por meio da briquetagem .....	345
Avaliação do Ciclo de Vida e Análise Emergética de um Sistema Circular – Estudo de caso de uma cadeia produtiva de EPS reciclado.....	351
Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) da reciclagem de garrafas PET pós- consumo em contexto brasileiro: processos Bottle-to-Bottle (B2B) e Bottle-to-Fiber (B2F).....	357
Avaliação do Ciclo de Vida dos Processos de Compostagem e Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Orgânicos .....	363
Avaliação do ciclo de vida aplicada ao tratamento anaeróbio de esgoto sanitário: um estado da arte .....	369
Sewage sludge uses: a review of Life Cycle Assessment application .....	375
<b>Sessão 6: Gestão do Ciclo de Vida aplicado .....</b>	<b>381</b>
A gestão do ciclo de vida no Grupo Boticário e o lançamento de produtos mais sustentáveis .....	382
Faço o que eu digo: ACV ambiental, social e econômica do Gyro.....	389
<b>Sessão 7: Gestão do Ciclo de Vida, Ecodesign, Economia Circular.....</b>	<b>395</b>
Avaliação ambiental de bioprodutos obtidos a partir dos coprodutos da manga .....	396
Indicadores de Economia Circular para municípios brasileiros .....	402
Análise qualitativa da complementaridade entre avaliação do ciclo de vida e economia circular .....	407
Desempenho Ambiental do Concreto Geopolimérico: Uma Revisão .....	413
Sustentabilidade ambiental de diferentes opções de higiene menstrual .....	419
Avaliação de impacto ambiental pelo método de ACV simplificada: parte 2 - comparação entre dois modelos de calçados .....	425
Economia Circular e Sustentabilidade: Identificação de valores organizacionais .....	431
Avaliação de cenários alternativos de circularidade para o mobiliário de loja do segmento de varejo .....	437
ACV como estratégia circular para escolha de matérias-primas na produção de painéis de partículas.....	443
Eco-inovação: uma análise do estado da arte em busca de ferramentas e metodologias mais utilizadas. ....	449
Ecodesign de rotas tecnológicas para extração de colágeno a partir de pele de tilápia .....	454
Análise Estratégica para Implementação da Economia Circular no Brasil .....	460
<b>Sessão 8: Modelagem em Avaliação do Ciclo de Vida .....</b>	<b>466</b>
Métodos e procedimentos de modelagem para a avaliação de impacto ambiental de ciclo de vida .....	467

Uso de informações georreferenciadas na avaliação de emissões de CO2 de deslocamento bairro-centro por transporte coletivo urbano .....	473
Análise comparativa entre os resultados da ACV apresentados pelos softwares OpenLCA e SimaPro .....	479
Fatores para seleção de abordagem em processos multifuncionais: caso da estampagem de Gaiolas automotivas .....	485
<b>Sessão 9: Novos métodos e modelos para Gestão do Ciclo de Vida .....</b>	<b>491</b>
Completeza de dados genéricos para Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida Social .....	492
Metodologias de Contabilidade Ambiental Baseadas na Gestão do Ciclo de Vida – Uma Comparação entre Avaliação do Ciclo de Vida e Análise Emergética .....	498
Avaliação Consequencial do Ciclo de Vida do Diesel Tipo B brasileiro .....	504
Avaliação da sustentabilidade dos cenários de expansão da matriz elétrica nacional: uma proposição metodológica que integra a abordagem de ciclo de vida com a Lógica Nebulosa .....	510
Modelagem do quadro conceitual de ACV-social para o descomissionamento de sistemas submarinos offshore .....	516
<b>Sessão 10: Objetivos de Desenvolvimento Sustentável e Gestão do Ciclo de Vida no setor acadêmico .....</b>	<b>522</b>
Disseminação de conhecimento por meio de parceria na disciplina de AICV Avançada .....	523
Spin off de ACV de A a Z: disciplina de ICV Avançado .....	529
Relações entre a Avaliação do Ciclo de Vida e o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo .....	535
Projeto de Extensão de Resíduos Sólidos com ênfase em Resíduos de Equipamentos Eletrônicos (REEs) no campus da UNESP de São João da Boa Vista.....	541
Integração dos ODS nas esferas de ensino, pesquisa e extensão de uma Instituição de Educação Superior do estado de São Paulo.....	547
Articulação interinstitucional e interdisciplinar em processos de educação ambiental: experiências do RETEC UNESP – Reciclando Tecnologia .....	553
Analysis of Sustainable Development Goals in Universities and Life Cycle Thinking .....	559
Experiências da aplicação do Pensamento do Ciclo de Vida no ensino .....	563
Os ODS e a cultura de sustentabilidade da UTFPR.....	571
Integra Curitiba: a parceria das universidades no desenvolvimento sustentável da Região Metropolitana de Curitiba e atendimento dos ODS.....	577
Coleta Seletiva e economia circular: desenvolvimento de uma cultura voltada à sustentabilidade e atendimento aos ODS na UTFPR.....	584
<b>Sessão 11: Regionalização de avaliação de impactos no ciclo de vida de produtos .....</b>	<b>590</b>
Análise da qualidade dos dados em fatores de caracterização para escassez hídrica.....	591
Métodos de AICV para a acidificação terrestre no contexto brasileiro: uma abordagem comparativa entre os modelos ReCiPe 2016 e LC-Impact.....	597
Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida para a categoria de formação de material particulado: Análise da produção científica e levantamento de modelos. ....	603
Comparação de diferentes métodos para avaliação do Ciclo de Vida quanto à pegada de carbono da pecuária de corte do Nordeste .....	609

Diferenciação espacial e temporal de fatores de destino para eutrofização de água doce: um estudo de caso na UHE do Leste, Bahia .....	614
Avaliação qualitativa dos aspectos e impactos ambientais como suporte para definição das categorias de impacto de uma ACV: aplicação na cadeia da casca de coco pós consumo.....	620
Regionalização fatores de caracterização do índice de estresse hídrico (WSI) para o nordeste brasileiro. ....	627
Estudo de base para análise das emissões dos gases de efeito estufa e NOx e otimização da logística nas etapas de pré-produção e distribuição do ciclo de vida do biodiesel.....	633
<b>Sessão 12: Tecnologias de Base de Dados para Sustentabilidade .....</b>	<b>639</b>
Rota Estratégica de Base de Dados Nacionais de ACV: elaboração e próximos passos .....	640
Life Cycle Inventory for Manufacturing Processes – an overview .....	643
Green Manufacturing: Avaliação do Ciclo de Vida de um processo de usinagem de tubos de alumínio .....	649
Recontextualização de datasets doecoinvent para o Brasil .....	655
Monitoramento de Estruturas Aeronáuticas por meio da Função de Densidade de Probabilidade Conjunta .....	660
Conversor de formatos Ecospold2 para ILCD para o SICV Brasil .....	666



# 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) e a Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).

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.



Sessão 1

# Avaliação do Ciclo de Vida na Construção e Edificações



GCV-2020 | 21

## **Avaliação do desempenho ambiental de sistema de isolamento térmico externo tipo EIFS em fachada de edificação em Light Steel Frame**

Ruane Fernandes de Magalhães<sup>1</sup>

Fernando Henrique Lermen<sup>1</sup>

Ana Carolina Badalotti Passuello<sup>2</sup>

Ângela de Moura Ferreira Danilevicz<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção, Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS).

<sup>2</sup>Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Construção e Infraestrutura, Escola de Engenharia, UFRGS.  
ruane.magalhaes@gmail.com

### **Resumo**

Os impactos ambientais resultantes das atividades da construção civil têm se tornado preocupantes com a intensificação do processo de desenvolvimento das cidades e a necessidade de infraestrutura para atendimento das demandas populacionais. Embora diversos estudos tenham explorado a melhoria de eficiência energética das edificações, como contribuição à redução de seus impactos ambientais, persiste ainda uma importante lacuna de conhecimento relacionada ao desempenho ambiental dos componentes de sistemas de isolamento, os quais atuam como agentes de otimização da eficiência energética das construções. Assim, este estudo objetivou a identificação de oportunidades de melhoria ambiental em sistemas de isolamento térmico externo, por meio da ferramenta de Avaliação do Ciclo de Vida, com base no sistema External Insulation and Finish System. Para tanto, a avaliação considerou os potenciais impactos ambientais associados ao emprego desse sistema na fachada de uma edificação residencial unifamiliar, estruturada em Light Steel Frame, localizada no sul do Brasil. Como método de trabalho, foram empregadas as etapas obrigatórias previstas na norma ISO 14040/2009, em uma díade de abordagens, do berço ao túmulo no cenário do aterro e do berço ao berço no cenário de reciclagem, desconsiderando-se a etapa de uso e

manutenção da edificação. As avaliações de impacto utilizaram os métodos CED, CML-IA e IPCC 2013. Na maioria das avaliações, foi verificada importante contribuição da tela de aço galvanizada e da produção do polímero de estireno para os impactos. Os impactos da tela se deveram principalmente ao Zinco e da placa ao refino de petróleo. A argamassa também apresentou relevância, semelhante ao apresentado em estudos com outros tipos de isolamento de fachada. A redução de impactos potenciais, promovida pela reciclagem dos componentes, foi mais expressiva no método CED, demonstrando sua relevância na otimização de aspectos ambientais relacionados à energia no sistema de isolamento térmico.

**Palavras-chaves:** Avaliação do ciclo de vida de edificações, Sistema de isolamento térmico, External Insulation and Finish System (EIFS), Isolamento térmico de fachada.

### **Introdução**

O uso de materiais de isolamento na envoltória de edificações para melhorar seu desempenho térmico tornou-se um meio importante para redução do consumo de energia (Batard et al., 2018; Jia et al., 2018; Huang et al., 2020). Os materiais de isolamento térmico tradicionais são compostos, principalmente, por isolamento orgânico e inorgânicos. Os sistemas compostos de isolamento térmico externo têm sido utilizados em edifícios há várias décadas, devido às suas vantagens térmicas, baixo custo e facilidade de aplicação (Barreira & Freitas, 2013; Zhou et al., 2018). O sistema de revestimento é feito de diferentes camadas, e para garantir o desempenho adequado do sistema, são empregados sistemas multicamada, em que os componentes sejam compatíveis entre si (Papadopoulos, 2005; Potrč et al., 2016).

Os benefícios ambientais obtidos por esses sistemas são influenciados pela demanda energética na fase de

uso do edifício decorrente do nível de isolamento térmico (Başoğul et al., 2016). Em seu estudo, Carvalho et al. (2010) compararam os impactos causados por cada decisão relacionada a métodos de isolamento ao consumo total de energia durante o uso das edificações; corroborando com a redução de impactos ambientais devido à maior eficiência energética proporcionada. Estudos focados em quantificar a eficiência energética utilizando energias renováveis de tecnologias voltadas ao isolamento é crescente (Pargana et al., 2014; Schlanbusch et al., 2014; Cosola et al., 2020).

Nesse sentido, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é considerada uma ferramenta adequada para comparação de produtos, serviços e processos (ISO, 2006), proporcionando bases sólidas para tomada de decisão em projetos menos impactantes ambientalmente. Isso porque a ACV é capaz de fornecer indicadores comparáveis entre dois ou mais sistemas de funções semelhantes; identificando, assim, oportunidades de melhoria em processos de produção e em padrões de consumo (Ortiz et al., 2009; Cosola et al., 2020).

Existem trabalhos que desenvolveram ACV para isolamento térmico (Kim et al., 2011; Ylmen et al., 2017; Casas-Ledon et al., 2020), porém pouco voltados a sistemas inovadores, como o *External Insulation and Finish System* (EIFS), o qual tem sido amplamente empregado em países europeus e nos Estados Unidos. Assim, este estudo objetiva fornecer um panorama abrangente do desempenho ambiental de sistemas de isolamento térmico externo, com base no sistema EIFS, avaliando os potenciais impactos ambientais associados ao emprego desse sistema em fachada de uma edificação residencial unifamiliar com estrutura em *Light Steel Frame* (LSF), localizada no sul do Brasil.

A ACV foi desenvolvida com a finalidade de identificar oportunidades de melhoria nos aspectos ambientais do sistema de isolamento, relacionados, principalmente, à composição e à aplicação dos materiais que o compõem. Para tanto, uma díade abordagens, do berço ao túmulo no cenário do aterro e do berço ao berço no cenário de reciclagem, com opções, uma vez que não foram avaliados dados referentes à fase de uso e de manutenção desse sistema ao longo da vida útil de 50 anos da construção. Com base nos resultados obtidos, são analisadas as principais origens de impactos ambientais e possíveis mitigações a serem adotadas.

## Método

As avaliações referentes ao ciclo de vida dos componentes do sistema EIFS, foram realizadas a partir das etapas obrigatórias previstas na norma ISO 14040/2009, conforme descrito nos próximos itens.

## Sistema EIFS e cenário de análise

O sistema EIFS, de aplicação mais frequente em países de clima frio (Rehman, 2017) foi originado no sistema de isolamento *External Thermal Insulation Composite System* (ETICS), a partir da supressão de alguns componentes e alteração do material da placa de isolamento térmico (Sulakatko et al., 2015). A instalação do sistema EIFS ocorre na face externa da parede de fachada da edificação, como um sanduíche, composto pelos seguintes elementos: placa de poliestireno extrudado (XPS); tela de aço soldada galvanizada para ancoragem; e revestimento em argamassa.

Para as avaliações realizadas neste estudo, considerou-se a aplicação do sistema EIFS em uma fachada de edificação de dois pavimentos, estruturada em *Light Steel Frame* (LSF). A edificação

faz parte de um condomínio residencial horizontal, localizado na cidade de Canoas, Rio Grande do Sul.

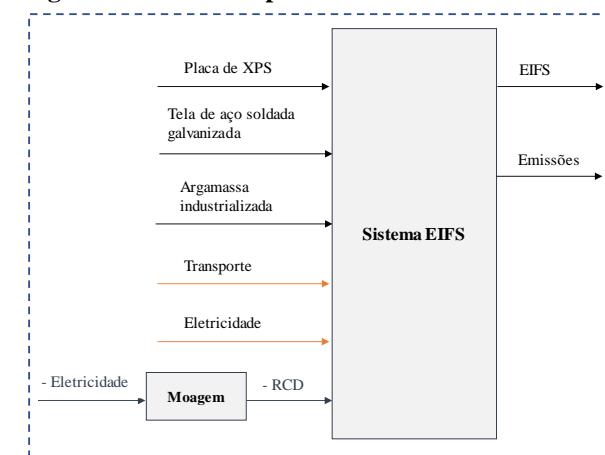
Tanto o sistema construtivo LSF quanto o isolamento térmico EIFS são ainda pouco empregados no Brasil, sendo tais técnicas importadas de outros países, as quais devem ser adaptadas para o contexto cultural e climático brasileiro. Por conseguinte, a placa de isolamento empregada na edificação analisada foi importada de um fabricante com planta em Portugal; ao passo que os demais componentes (tela de aço e argamassa) foram produzidos por fabricantes brasileiros.

## Objetivo da ACV e fronteiras do sistema

A fim de fornecer um panorama do desempenho ambiental do sistema EIFS, o objetivo da ACV foi o de avaliar os potenciais impactos ambientais associados ao emprego de EIFS em fachada de edificação residencial unifamiliar com estrutura em LSF; para a identificação de oportunidades de melhoria dos aspectos ambientais de produção e utilização desse sistema. Para tanto, o escopo da ACV possui uma díade de abordagens, do berço ao túmulo no cenário do aterro e do berço ao berço no cenário de reciclagem, com opções, não sendo considerada a fase de uso e manutenção da edificação. Por outro lado, foram considerados os processos de extração de matérias-primas, de manufatura e de fim de vida dos componentes do EIFS, bem como os transportes entre a manufatura e o local da obra e entre o local da obra e o processo de reciclagem (quando aplicado). Não foram considerados, no entanto, os fluxos de transporte com distribuidores intermediários e os dados de parafusos autoportantes para instalação do sistema em fachada. A unidade funcional adotada foi a de 1 m<sup>2</sup> de sistema de isolamento EIFS empregado em parede externa de OSB em edificação de LSF, o qual seja capaz de atender aos requisitos de

temperatura presentes na NBR 15575/2013, ao longo da vida útil de 50 anos da edificação. O tempo de vida útil foi selecionado, conforme indicado pela NBR 15575-1 para vedações verticais externas. Os requisitos de temperatura adotados são os recomendados pela NBR 15575, parte 4, referente a sistemas de vedações verticais internas e externas. Esses requisitos incluem limites para variação de temperatura interna ao longo do dia, bem como para a diferença de temperatura interna e externa à edificação, os quais refletem a capacidade de isolamento térmico dos sistemas. O sistema de produto é apresentado na Figura 1.

Figura 1: Sistema de produto



## Análise de inventário

Os dados de inventário empregados para a placa de XPS e para a argamassa de revestimento foram obtidos a partir de suas *Environmental Product Declaration* (EPD), divulgadas na Europa e no Brasil, respectivamente. Para a tela de aço galvanizada, no entanto, não foram encontrados dados específicos da indústria, tendo sido empregadas, portanto, informações presentes na base

de dados Ecoinvent versão 3.6. Os dados de transporte utilizados consideraram distâncias de rotas reais entre os fabricantes de cada componente e o local da obra. Para todos os componentes, foram adaptados dados da matriz energética portuguesa e brasileira (regionalizada), conforme a necessidade. O quantitativo de cada componente foi estimado a partir de três fontes: dados das EPDs específicas, dados médios do Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil (SINAPI) e dados primários da indústria.

Como fim de vida, consideraram-se dois cenários: (i) todos os resíduos gerados poderiam ser moídos em usinas de reciclagem de Resíduos de Construção e Demolição (RCD); e (ii) todos os resíduos gerados seriam encaminhados para aterro industrial. Os dados de moagem dos resíduos foram obtidos a partir da indústria de reciclagem de RCD, incluindo o consumo energético de trituradores e de demais equipamentos utilizados (tais como esteiras e dissipadores de poeira). A Tabela 1 apresenta os dados empregados para análise de inventário.

### *Avaliação de impactos ambientais*

Para a avaliação dos potenciais impactos ambientais associados ao sistema EIFS, foram empregados os métodos CED, CML-IA e IPCC 2013, com mecanismo *midpoint*. O método CML-IA foi selecionado devido à sua ampla utilização para componentes da construção civil (Habert et al., 2012) e a gama de impactos disponíveis para avaliação. Por outro lado, o método CED foi utilizado, a partir da justificativa de melhoria de desempenho energético relacionada ao uso do EIFS, assim, outras avaliações de impactos sobre energia do sistema podem ser relevantes. Para a avaliação de impacto potencial de mudanças climáticas, foi empregado o método IPCC com metodologia de 100 anos. Todas as avaliações de impacto foram modeladas a partir do *software* OpenLCA 1.10.2, tendo sido empregada a abordagem atribucional *cut-off*, considerando o processo multifuncional com reciclagem de RCD em um dos cenários avaliados.

### Resultados

Os impactos selecionados foram avaliados para os dois cenários desenvolvidos, os quais foram analisados de forma comparativa (Figuras 2 e 3). Nesse sentido, foi possível observar, na maioria das análises, importante contribuição para redução de impactos, originada no processo de reciclagem.

**Tabela 1: Dados técnicos para análise de inventário**

Etapa	dataset	Processo	Qte.	Unid.
Produção e Execução	<i>polystyrene production, extruded, CO2 blown - RoW</i>	Placa de XPS	1,08	kg
	<i>market for electricity, high voltage - PT</i>			
	<i>market for metal working, average for steel product manufacturing - GLO*</i>	Tela de aço soldada galvanizada	1,48	kg
	<i>market for zinc coat, coils - GLO*</i>			
	<i>market for electricity, high voltage - BR Southern grid</i>	Eletricidade	0,01	MJ
	<i>lime mortar production - RoW*</i>	Argamassa industrializada	28,00	kg
	<i>market for tap water - BR</i>	Água	3,92	kg
	<i>market for transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO4 - RoW</i>	Transporte Terrestre (16 ton)	0,30	ton.km
		Transporte Terrestre (32 ton)	5,55	ton.km
		Transporte Marítimo	9,40	ton.km
	-	Sistema de isolamento EIFS	1,00	m <sup>2</sup>
Demolição	<i>market for electricity, low voltage - BR Southern grid</i>	Eletricidade	1,43	MJ
	<i>market for electricity, medium voltage - BR Southern grid</i>	Eletricidade	204,25	MJ
Reciclagem	-	Resíduos Argamassa	22,40	kg
	-	Resíduos XPS	1,20	kg

\*datasets adaptados a partir da matriz elétrica do Rio Grande do Sul

Na avaliação pelo método CED, a contribuição positiva do processo de reciclagem foi mais pronunciada, quando comparada aos demais métodos, observada nos resultados referentes à moagem dos componentes. Para biomassa (renovável e não renovável) e recursos renováveis em água, a moagem para contribuiu em mais de 85% para redução dos impactos. Nesse caso, os maiores impactos são devidos à eletricidade (matriz RS), empregada na fase de demolição do sistema. Em energias não renováveis (combustíveis fósseis), houve um equilíbrio na distribuição de impactos devidos à argamassa, tela de aço e XPS, com redução de apenas 15% dos resultados devido à reciclagem. Para esse impacto, a contribuição da tela de aço é devida, em mais de 60%, ao processo de galvanização em Zinco. Para recursos de energia nuclear, a tela de aço é também o componente mais expressivo.

Para o método CML-IA, o processo de reciclagem apresentou menor representatividade do que para o CED, sendo mais relevante no impacto de oxidação fotoquímica, tendo proporcionado redução de 32% do impacto observado. Por outro lado, a tela de aço se destacou como o componente de maior impacto em sete das 11 categorias, em que a galvanização foi responsável de 51% a 99% de seus impactos atribuídos, similar ao identificado por Bolin & Smith, (2011). O processo de galvanização por imersão à quente, ainda que realizado em planta industrial, demanda alta quantidade de Zinco, cujo processo é responsável por significativas emissões de metais pesados, ainda que empregado em pequenas quantidades (Tongpool et al., 2010). A outra porção dos impactos relacionados à tela foi oriunda na produção da liga de ferro-minério.

No impacto de depleção abiótica, foi verificado equilíbrio na contribuição entre os componentes de XPS, tela de aço e argamassa. O XPS também se destacou como origem principal dos impactos em oxidação fotoquímica, a qual se deve, assim como em depleção abiótica, ao refino de petróleo e à emissão de compostos orgânicos voláteis (COVs). O processo de refino de petróleo, originado em combustíveis fósseis é realizado para produção do polímero de estireno, base da placa de XPS, o mesmo apresentado por Al-Shayji & Aleisa (2018). Em depleção da camada de Ozônio também foi verificada similaridade nas contribuições da tela de aço e de argamassa, as quais estão associadas à galvanização com Zinco e à queima do clínquer para produção do cimento (Ahmadi et al., 2018), respectivamente. Ademais, a argamassa foi o principal componente responsável pelos impactos de potencial de aquecimento global e ecotoxicidade terrestre, em função do referido processo de queima. Ressalta-se, no entanto, que, para esse processo, não foram adotados dados da indústria para extração de areia, mas sim empregados os dados de base *Rest of the World* (RoW), o que pode influenciar, ainda que sensivelmente, os resultados obtidos.

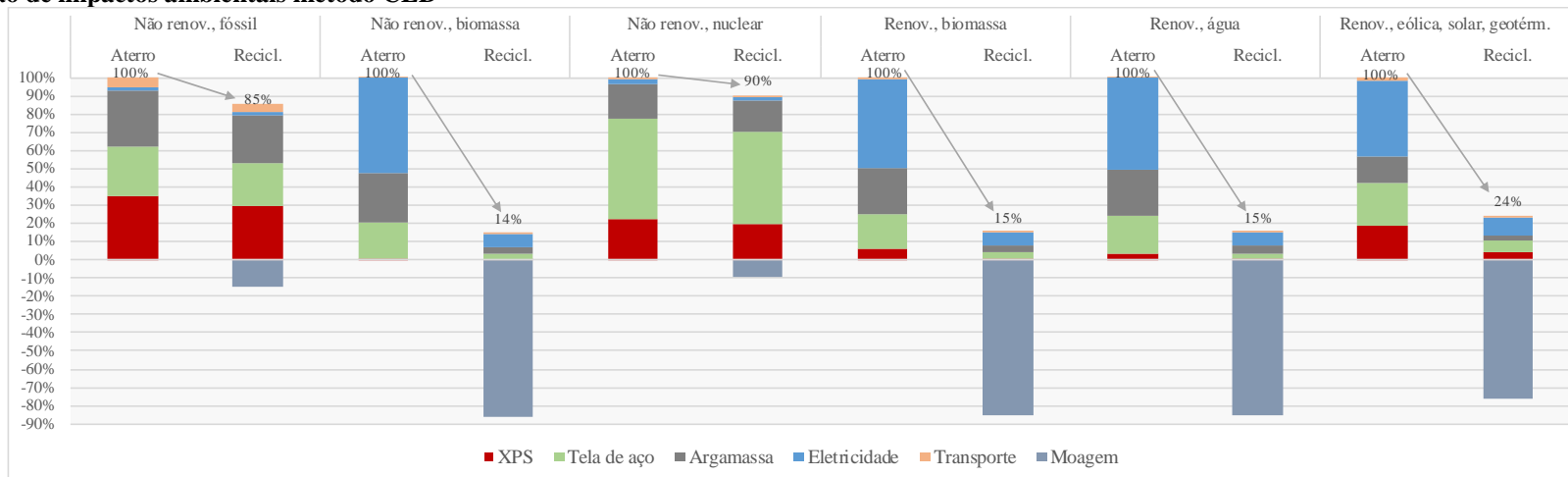
Para o impacto de depleção da camada de Ozônio, foi possível verificar maiores contribuições associadas ao transporte terrestre, tanto para a placa de XPS quanto para a argamassa industrializada (Islam et al., 2015). Isso se deve às distâncias em modais de transporte por caminhão, pertencentes a esses processos, serem mais elevadas, bem como às emissões ao ar dos veículos empregados. Nesse sentido, foi possível observar que os impactos de mudanças climáticas, avaliados pelo método IPCC,

foi um dos que apresentou mais diferença percentual entre os cenários de fim de vida de aterrou e reciclagem (em torno de 18% de redução de impacto). Isso foi ocasionado, principalmente, pelas reduções de impacto associadas à eletricidade da moagem e à produção de XPS, o qual é derivado do petróleo, cuja exploração e uso induzem mudanças diretas nos padrões do clima (REF).

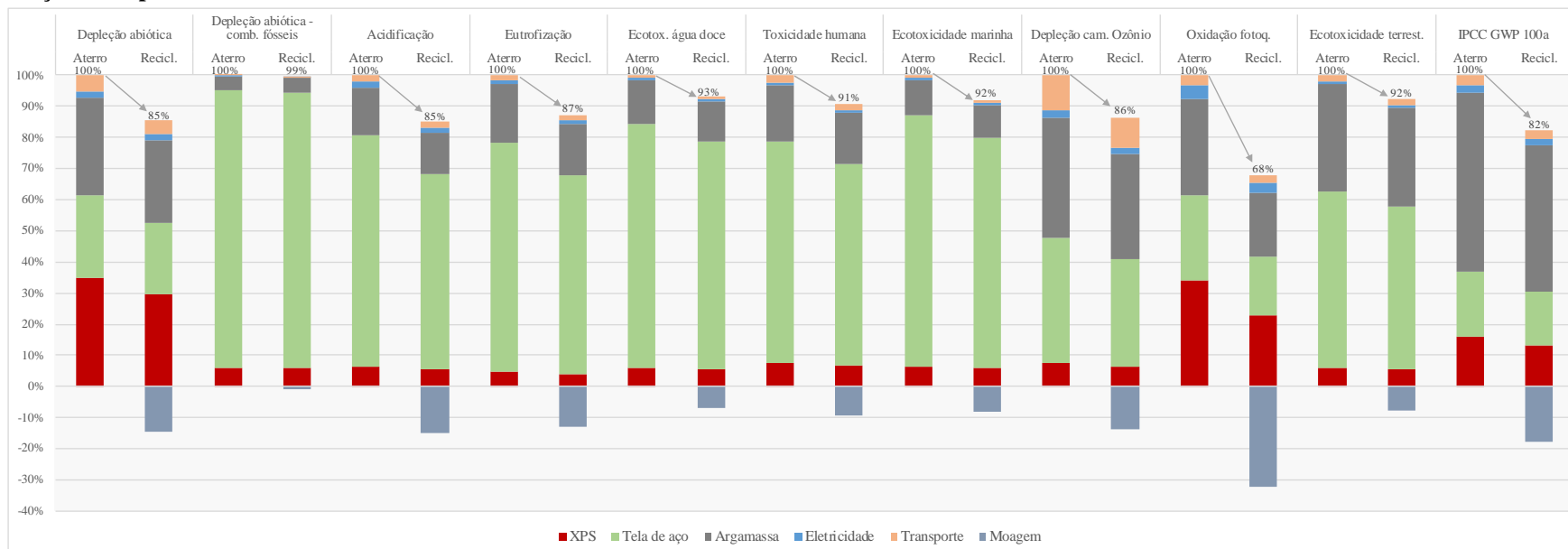
### ***Incertezas de dados e análises complementares***

Diversos dados empregados neste estudo não puderam ser obtidos a partir da indústria, sendo utilizados dados presentes em base global. Contudo, conforme verificado na avaliação de impactos, a contribuição da produção da tela de aço galvanizada possui relevância para o estudo. Embora seja um componente auxiliar ao sistema de isolamento térmico, o qual corresponde a um pequeno percentual de massa e de valor econômico do sistema, frente aos demais componentes, a produção do aço e o processo de galvanização se mostraram fundamentais para o desempenho ambiental do produto como um todo. Por esse motivo, os dados referentes à produção do aço e de sua galvanização devem ser, à medida do possível, adaptados para a realidade da indústria brasileira, de forma a serem obtidos resultados com menor índice de incertezas (Rossi et al., 2017). Em complemento, devido à similaridade de contribuições de alguns componentes em diversos impactos, deve ser considerada a realização de análise de sensibilidade dos dados, para que a identificação de oportunidades de melhoria para o produto possa ser mais efetiva em termos de resultados abrangentes.

**Figura 2: Avaliação de impactos ambientais método CED**



**Figura 3: Avaliação de impactos ambientais método CML**



### ***Análises comparativas com outros sistemas***

Ao aplicar a ACV para identificar o impacto referente à GWP 100a em sistemas de isolamento similares ao EIFS, a fase de produção da placa usualmente é um dos processos mais relevantes (Schmidt et al., 2014). No entanto, neste estudo, para tal categoria, tanto no cenário de aterro quanto de reciclagem, a argamassa foi o componente de maior impacto. Ainda sobre o impacto de GWP 100a, quando avaliado em blocos de alvenaria, a fase de transporte foi a maior contribuidora para o *global warming* (Guo et al., 2018).

Em seu estudo, Evangelista et al. (2018) compararam os impactos de diferentes sistemas de edificações. Nesse caso, observou-se importante impacto relacionado ao emprego de alumínio, quando avaliado o impacto de toxicidade humana, semelhante ao verificado na contribuição da tela de aço no sistema EIFS. O estudo de Casas-Ledón et al. (2020) difere, no entanto, pois o transporte dos componentes foi o maior responsável pelos impactos nessa categoria.

Quanto à acidificação, além da tela de aço, a argamassa também apresentou importante contribuição de impacto, indo ao encontro com o estudo de Guo et al. (2018), quando aplicado à blocos de concreto. Já no estudo de Schmidt et al. (2014) para um sistema de isolamento similar ao EIFS, a acidificação foi um dos impactos de menor significância, dentre os avaliados, diferente do obtido neste estudo.

### ***Identificação de oportunidades de melhoria***

A partir dos resultados de avaliação de impactos obtidos, foi possível identificar oportunidades de melhoria ao sistema de isolamento térmico, as quais

estão focadas, principalmente, nas soluções de fim de vida para os componentes, na produção das placas de XPS, bem como no emprego da tela de aço soldada galvanizada.

Quanto à composição de materiais, foi possível verificar importantes impactos associados à produção do polímero de estireno e à tela de aço galvanizada. Assim, podem ser consideradas alternativas de *Green Chemistry* em substituição ao emprego de refino do petróleo (Cárdenas-R et al., 2018) nas placas de isolamento térmico. Para a tela de aço galvanizada, podem ser avaliadas as necessidades de uso da tela, dependendo do revestimento empregado ou ainda o desempenho técnico e ambiental de telas à base de polímeros em lugar do aço galvanizado.

As soluções de fim de vida para os componentes do sistema EIFS devem levar em consideração, principalmente, o potencial de reaproveitamento dos materiais empregados. A argamassa de revestimento costuma ser reaproveitada na indústria da construção civil para produção de agregados não estruturais, ao passo que a tela de aço pode ser destinada a centrais de reciclagem, desde que seja separada da argamassa durante a demolição, o que nem sempre é possível. No entanto, o produto da moagem do XPS pode ter pouca usabilidade, o que não justificaria ao cenário de moagem desse material. Assim, caso seu potencial de utilização seja baixo, ainda pode ser considerada a possibilidade de reciclagem pelo próprio fabricante, em planta industrial, para produção de novas placas de XPS. Porém, a viabilidade técnica, ambiental e econômica dessa solução está diretamente relacionada à possibilidade de implantação de manufatura da placa no Brasil. A localização da planta pode ser determinante para os impactos a serem evitados, uma vez que o aumento de distâncias

para transporte terrestre pode compensar outros impactos associados.

Quando empregado o sistema ETICS, o componente principal de isolamento é o Poliestireno Expandido (EPS) e não Extrudado. O EPS, embora reciclável, possui pouco potencial de reaproveitamento na indústria; no entanto, não foram encontradas informações, nesse sentido, relacionadas ao XPS. Dessa forma, devem ser consideradas outras alternativas de fim de vida para comparação e minimização dos impactos associados à demolição e possível moagem.

### **Conclusões**

Considerando a importância de isolamento térmico para o alcance de maior eficiência energética nas edificações, este estudo objetivou a avaliação de potenciais impactos ambientais associados ao sistema de isolamento EIFS, empregado em uma edificação residencial unifamiliar, estruturada em LSF, no Brasil. Para tanto, foram empregados dados da indústria europeia e brasileira, da literatura, bem como informações de EPDs para aplicação da ACV. Além disso, foram empregadas as etapas obrigatórias previstas na norma ISO 14040/2009 em uma díade de abordagens, do berço ao túmulo no cenário do aterro e do berço ao berço no cenário de reciclagem, desconsiderando-se a etapa de uso e manutenção da edificação.

As avaliações de impacto realizadas utilizaram os métodos CED, CML-IA e IPCC 2013, tendo sido verificada importante contribuição para os impactos ambientais, em ambos os cenários avaliados, principalmente devido ao emprego de tela de aço para ancoragem. Nesse sentido, foi identificada relevância no processo de galvanização do aço por Zinco. Consideram-se ainda como relevantes os impactos



relacionados à produção do polímero de estireno, principal componente de isolamento do sistema, o qual é obtido a partir do refino do petróleo.

Assim sendo, como oportunidades de melhoria para o desempenho ambiental ao longo do ciclo de vida do sistema, foram propostos: (i) o emprego de polímeros a partir de *Green Chemistry*, com substâncias não originadas de petróleo para produção da placa de isolamento; (ii) a possibilidade de utilização de placas de XPS fabricadas localmente; (iii) a verificação de necessidade de utilização de tela de ancoragem ou ainda de emprego de telas poliméricas; e (iv) a avaliação de viabilidade da moagem para reciclagem dos componentes do sistema. Dentre as limitações do desenvolvimento deste estudo, está a escolha de materiais de construção no Ecoinvent por não possuir inventário específico da realidade brasileira.

Como sugestões a trabalhos futuros, podem ser consideradas a modelagem do mesmo cenário de estudo a partir de dados da indústria de produção da tela de ancoragem; a verificação de desempenho térmico do emprego de placas de isolamento compostas por materiais não originados do petróleo; assim como a realização de estudo com a inclusão do estágio de uso e manutenção da edificação, aliado ao desempenho térmico observado. Além disso, sugere-se a adaptação da base com dados brasileiros relacionados ao sistema EIFS, sendo coletadas informações para o desenvolvimento do inventário do ciclo de vida regional.

## Referências bibliográficas

- Ahmadi, Z., Esmaceli, J., Kasaei, J., Hajialioghli, R. (2018). <https://doi.org/10.1016/j.susmat.2018.05.001>
- Al-Shayji, K., Aleisa, E. (2018). <https://doi.org/10.1016/j.energy.2018.06.077>
- Barreira, E., Freitas, V.P. (2013). <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2013.02.001>
- Başoğul, Y., Demircan, C., Keçebaş, A. (2016). <https://doi.org/10.1016/j.applthermaleng.2016.03.010>
- Batard, A., Duforestel, T., Flandin, L., Yrieix, B. (2018). <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2018.08.006>
- Bolin, C. A., Smith, S. T. (2011). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2010.12.005>
- Cárdenas-R, J.P., Cea, M., Santín, K., Valdés, G., Hunter, R., Navia, R. (2018). <https://doi.org/10.1016/j.compositesb.2017.07.086>
- Carvalho, M. M. Q., Rovere, E. L., Gonçalves, A. C. M. (2010). <https://doi.org/10.1016/j.rser.2010.07.009>
- Casas-Ledón, Y., Salgado, K.D., Cea, J., Arteaga-Pérez, L.E., Fuentealba, C. (2020). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119356>
- Cosola, V.O., Olivieri, F., Ruiz-Garcia, L., Bacenetti, J. (2020). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109743>
- Evangelista, P.P.A., Kiperstok, A., Torres, E.A., Gonçalves, J.P. (2018). <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2018.02.045>
- Guo, Z., Tu, A., Chen, C., Lehman, D.E. (2018). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.07.069>
- Habert, G., Arribe, D., Dehove, T., Espinasse, L., Roy, R.L. (2012). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.05.028>
- Huang, H., Zhou, Y., Huang, R., Wu, H., Sun, Y., Huang, G., Xu, T. (2020). <https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101840>
- Islam, H., Jollands, M., Setunge, S., Haque, N., Bhuiyan, M. A. (2015). <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2015.07.017>
- ISO – International Organization for Standardization. (2006). ISO 14040:2006 - Environmental management -- Life cycle assessment -- Principles and framework. 2nd Edition, 20 p.
- Jia, G., Li, Z., Lui, P., Jiang, Q. (2018). <https://doi.org/10.1016/j.jnoncrysol.2017.12.047>
- Kim, K. (2011). <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2011.09.006>
- Papadopoulos, A. M. (2005). <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2004.05.006>
- Pargana, N., Pinheiro, M.D., Silvestre, J.D., Brito, J. (2014). <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2014.05.057>
- Potrč, T., Rebec, K. M., Knez, F., Kunič, R., Legat, A. (2016). <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2016.09.154>
- Rehman, H.U. (2017). <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.01.026>
- Rossi, B., Marquat, S., Rossi, C. (2017). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.03.022>
- Schlanbusch, R.D., Jelle, B.P., Sandberg, L.I.C., Fufa, S.M., Gao, T. (2014). <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2014.05.010>
- Schmidt, A.C., Jensen, A.A., Clausen, A.U., Kamstrup, O., Postlethwaite, D. (2004). <https://doi.org/10.1016/10.1065/Ica2003.12.144.1>
- Tongpool, R., Jirajariyavech, A., Yuvaniyama, C., Mungcharoen, T. (2010). <https://doi.org/10.1016/j.energy.2010.07.003>
- Ylmen, P., Mjörnell, K., Berlin, J., Arfvidsson, J. (2017). <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2017.03.019>
- Zhou, B., Yoshioka, H., Noguchi, T., Ando, T. (2018). <https://doi.org/10.1016/j.tsep.2018.08.002>

## ***Environmental Impact Assessment in the Urban Life Cycle: Systematic review to identify knowledge gaps***

Aiine Silva Sauer<sup>1</sup>

João Luiz Calmon<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Federal University of Espírito Santo  
alinesisa@hotmail.com

### **Abstract**

*Cities are responsible for most of the consumption of natural resources and energy and emissions, leading to threats due to associated environmental burdens, but also to opportunities for important interventions in favor for environmental sustainability. There is a need for research into appropriate methods to quantify the environmental performance of these systems. Understanding this complex system and the environmental impacts associated with its flows can clarify the most critical points within the urban context. Reviewing the current development patterns of cities can enable the formulation of policies and actions that minimize impacts on both the environment and human well-being. This article aims to analyze the development of research on environmental impact assessment throughout the life cycle of urban areas and to identify the knowledge gaps to support new studies that complement existing research. For this, a systematic literature review was performed. The selection of the articles that formed the bibliographic portfolio was made through the methodology of the Knowledge Development Process - Constructivist (ProKnow-C). Articles resulting, including case studies, reviews and method studies, were synthesized and compared. The results show that due to the complexity of the urban system, the existing methodologies for environmental impact assessment in these areas are limited and new methodologies with hybrid approaches for more holistic assessment must be applied, mainly at supporting environmentally sustainable planning decisions. These methodologies should produce systematic data, leading to comparable results and statistics on consumption, emissions and environmental impacts,*

*establishing indicators to help implement strategies that reduce the environmental effects of urbanization. The combination of LCA and UM methodology, integrated with tools used in urban planning and management, such as GIS, have already been quoted as indispensable for urban scale studies. In addition, the association of an MCDA tool can assist in assigning values to qualitative outcomes, producing systematic data and assisting in the creation of indicators.*

**Keywords:** *Life cycle assessment (LCA), Urban metabolism (UM), Geographical information systems (GIS), Multi-criteria decision analysis (MCDA), neighborhood.*

### **Introduction**

In 1996, the Habitat Agenda - United Nations Conference on Human Settlements - stressed that the sustainability of the world's population depends on the sustainable development of urban areas and the specific characteristics of each of these areas. In 2010, the urban population represented slightly more than half of the world's population, with significant growth expected in the near future. This rapid urbanization process associated with population growth is the cause of a significant part of environmental pressures associated with cities.

Most of the economic activities take place in cities, which are responsible for about 60% of world energy consumption, 70% of global greenhouse gas emissions and depletion of natural resources (Guo et al., 2014; Ammen; Mourshed, 2015; Pacheco-Torres et al., 2017). The main impacts of climate change, including the costs of adapting urban areas to these changes, are also perceived in cities (Albertí et al., 2017). Associated with these

impacts, the rapid expansion of urban areas generates an increase in the flow of energy, water, food, waste and gases entering, leaving and / or accumulating within city boundaries (Li; Kwan, 2018). These complex urban systems driven mainly by material and energy flows that influence resource consumption and waste material production (Gonzalez-Garcia et al., 2018). The processes urban leads to threats due to associated environmental burdens, but also opportunities for urban areas to play an important role in interventions for environmental sustainability (Mirabella; Allacker; Sala, 2018).

For Albertí et al. (2017) and Resch, Andresen (2018), there is little knowledge about tools and methods to quantify and assess the environmental impacts over the cities life cycle and the results of existing studies are difficult to compare due to differences in system limits, methods and data used. Understanding this complex system and the environmental impacts associated with its flows, especially emissions, energy and material consumption (Mirabella, Allacker, Sala, 2018; Restrepo; Morales-Pinzón, 2018), can clarify the most critical points within the urban context. Reviewing the current development patterns of cities can enable the formulation of policies and actions that minimize impacts on both the environment and human well-being. Therefore, this article aims to analyze the development of research on environmental impact assessment throughout the life cycle of urban areas and to identify the knowledge gaps in to support new studies that complement existing research.

**Method**

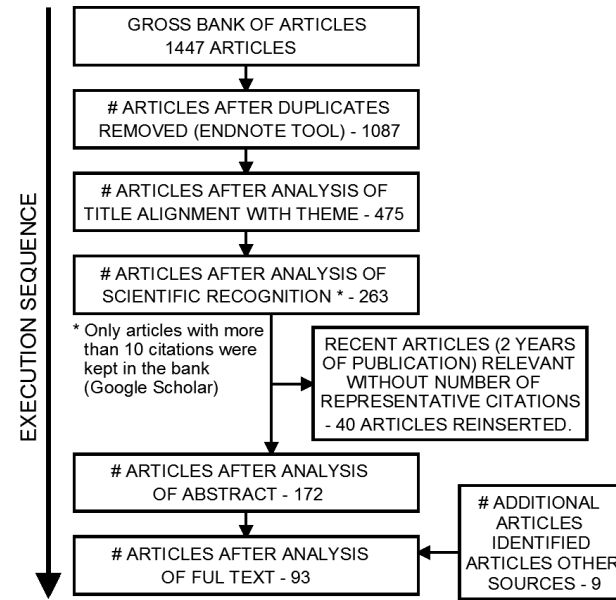
The researchers applied the Knowledge Development Process – Constructivist (ProKnow-C) methodology (Vilela, 2012) to select relevant articles for the systematic review of the literature. The selection was done in December 2018, with research in the following databases of publications: Science Direct, Scopus, Springer and Web of Science. The keywords used were “Life cycle assessment” and “neighborhood” or “urban scale” or “urban planning”. The investigation used the tools available in the publication’s own data bases, using as filters: a) containing the key words in their titles, keywords or abstracts; b) 2004 to 2018; c) English language. To validate the search, a keyword adherence test was performed on two of the selected articles, confirming the relevance of the bank. The bank of articles was further subjected to filters determined by the ProKnow-C method (Figure 1). Articles resulting from the searches, including case studies, reviews and method studies were synthesized and compared. The result of this process is presented through a systematic narrative synthesis in this article.

**Results and Discussion**

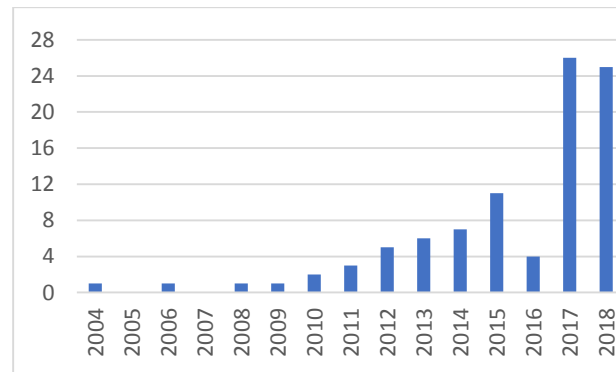
The world's population faces major environmental problems that lead to rapid climate change and the need to revise society's lifestyle to reduce these effects. Cities - where more than half of the world's population lives - are responsible for much of the consumption of natural resources and energy and emissions, which is the reason for the growing number of publications on the subject in the last 2 years (Figure 2). There are researchers involved in

these studies all over the world, with Europe being the leader in number of authors and Latin America and Africa the continents with the lowest number of authors in the analyzed publications (Figure 3).

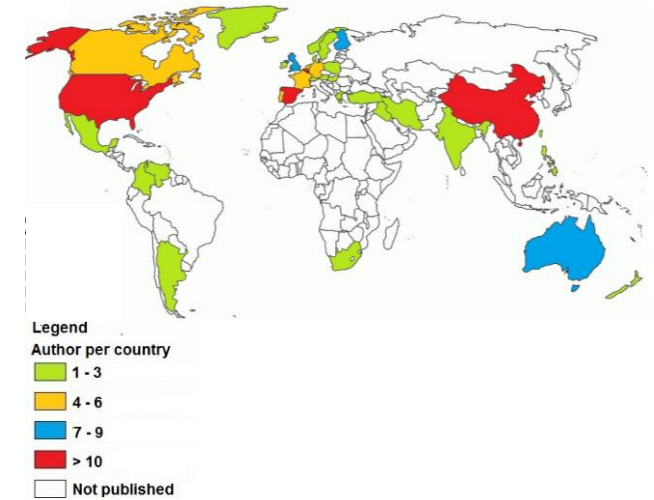
**Figure 1: Search results for filters determined by the the ProKnow-C method.**



**Figure 2: Number of publications per year in the past 15 years.**



**Figure 3: Number of authors' affiliation per country in the past 15 years.**



Many issues should be considered in the metabolism of urban areas: buildings, mobility, green spaces, infrastructure, energy, food, water, waste, and their interactions (Petit-Boix et al., 2017). However, the construction and transportation sectors and their interactions are critical topics in resource use and environmental impacts of urban areas (Lotteau et al., 2015). Urbanization, energy consumption and carbon emissions are related themes (Frijia, 2011) and vary according to the level of income and social development of each city (Pacheco-Torres et al., 2017), which must be considered in the assessments (Sosa et al., 2017; Gonzalez-Garcia et al., 2018; Mirabella, Allacker, Sala, 2018). Sectors outside the boundaries of an urban system - such as food and energy production, water abstraction, waste disposal - also contribute to the general environmental performance of these areas (Petit-Boix et al., 2017; Mirabella, Allacker, Sala, 2018).

Moreover, due to the dynamics inherent in the urban context, the study cannot be restricted to a temporal dimension and possible scenarios of future development should be evaluated (Lotteau et al., 2015; Beloin-Saint-Pierre et al., 2017; Sohn, Vega, Birkved, 2018).

Studies related to resource consumption and waste emission at the urban scale originated from the concept of urban metabolism – UM (Kuhn, 2014), defined by Kennedy, Cuddihy, Engel-Yan (2007) as “the sum total of the technical and socioeconomic processes that occur in cities, resulting in growth, energy consumption and waste disposal”. Currently, the studies debate the development of cities and their relationship with the availability of resources, relating them to the environmental impacts generated by urban areas (Restrepo; Morales-Pinzón, 2018). The UM has been practiced in different ways, but the material and / or energy flow analysis is the most commonly used in research (Chester, Pincetl, Allenby, 2012; Kuhn, 2014; Beloin-Saint-Pierre et al., 2017). Based on the principle of mass conservation, this analysis quantifies and tracks mass and energy flows in standard units - kilogram or tonne (material) and Joule (energy) - as they enter, accumulate and leave the urban system (Pincetl, Bunje, Holmes, 2012). The effects of UM are directly related to population density and the variables typically analyzed are water consumption, energy and waste generation (Petit-Boix et al., 2017; Ioppolo et al., 2018; Li, Kwan, 2018).

The information used to model a system vary according to the chosen strategies, but the main sources are: databases, statistics, reports, industry

values and literature. Questionnaires are an option to collect data primary that represent the regional characteristics, given that most databases provide information global (Guo et al., 2014; Beloin-Saint-Pierre et al., 2017) and the combination of macro and microscale data can minimize problems arising from the lack of input data. The UM of a system is usually described by four types of flows: economic, process, material and / or energy. The first two show the links between components and do not describe the environmental effects of each sector, while the last two can quantify the environmental effects (Beloin-Saint-Pierre et al., 2017). The objectives of the study and the complexity of the system determine the choice of process, whose representation should be simplified (Kuhn, 2014). Analyzes through UM are usually restricted to the political-geographical boundary, neglecting processes external to those boundaries (Pincetl, Bunje, Holmes, 2012; Kuhn, 2014; Beloin-Saint-Pierre et al., 2017). The availability of input data determines the analysis time, is usually one year, not providing information on future system development (Elliot, 2018). Policy makers and decision makers are the main target audiences (Pincetl, Bunje, Holmes, 2012; Beloin-Saint-Pierre et al., 2017). UM is a predominantly descriptive method (Li, Kwan, 2018; Restrepo, Morales-Pinzón, 2018) based on linear metabolic changes (Beloin-Saint-Pierre et al., 2017), which leads to limitations in its results because it does not consider the possibility of returning data to the system or the interrelationship between processes.

UM approaches can be classified as: black box (quantifies the input and output data, disregarding the internal processes); gray box (quantifies input

and output data by flow, considering internal processes); and network (quantifies input and output data by flow, considering internal processes and their interrelationships) (Elliot, 2018; Mirabella, Allacker, Sala, 2018). However, none of these approaches can fully respond to the expectations of the target audience and some authors indicate the combination of UM with other methods for more complete evaluation (Pincetl, Bunje, Holmes, 2012). Methods such as Life Cycle Assessment (LCA), Input and Output Analysis, Carbon Footprint Assessment can offer complementary advantages (Beloin-Saint-Pierre et al., 2017). LCA is the most used method to complement urban approaches to Material and Energy Flow Analysis (Lotteau et al., 2015). The UM-LCA association can solve some of the UM limitations (Goldstein et al., 2013; García-Guaita et al., 2018; Mirabella, Allacker, Sala, 2018), among them: the correlation of input and output data with other functional units such as area or inhabitant; the inclusion of cross-border data; the insertion of temporal aspects considering future scenarios; greater transparency of processes and their interrelationships; quantification of impacts outside the system; and the translation of flows into impact categories (Chester, Pincetl, Allenby, 2012; Pincetl, Bunje, Holmes, 2012; Beloin-Saint-Pierre et al., 2017; Elliot, 2018). For Petit-Boix et al. (2017), UM quantifies flows and LCA assesses the impacts over the life cycle and their embedded environmental loads.

LCA is a standardized method (ISO, 2006) that can incorporate the UM Materials and Energy Flow Analysis inventory to analyze the direct and indirect effects of movement, transformation and

use of these resources within and outside cities, providing more specific information on the main sources of environmental impact (Pincetl, Bunje, Holmes, 2012; Petit-Boix et al., 2017). LCA can also prevent load shifting between territories and life cycle stages (Lotteau et al., 2015). LCA is important in analyzes of urban areas because of its ability to integrate the amount of resource consumed and emission released with their possible environmental impacts (Norman, Maclean, Kennedy, 2006; Mastrucci et al., 2017; Petit-Boix et al., 2017). At the urban scale, the hybrid LCA approach (Processes Input / Output) is the most used, especially when estimating energy use and greenhouse gas emissions (Hou et al., 2018). In traditional LCA, the system is modeled from a static behavior. However, neighborhood is a complex and multifunctional system with a long life cycle, its impacts can be influenced by changes in the behavior of inhabitants, energy sources, technological developments and these dynamic and temporal aspects should be considered in assessments (Hou et al., 2018; Heinonen et al., 2012). Although rarely used in research (Komeily, Srinivasan, 2015; Lotteau et al., 2015; Beloin-Saint-Pierre et al., 2017), Dynamic LCA should be used in urban assessments because it considers changes that occur over time in the system's life cycle (Lotteau et al., 2015).

To consider the dynamics of the urban context it is important to repeat LCA for years, using time series and including projections that indicate trends (Sohn, Vega, Birkved, 2018; Lotteau et al., 2015; Beloin-Saint-Pierre et al., 2017). It should also be considered that the importance of the impacts

generated may vary between regions (Lotteau et al., 2015). For the development of this model, some dynamic aspects must be added to the traditional model proposed by ISO 14040 (Su et al., 2017): (I) process-related aspects - technological progress and inhabitant behavior; (II) inherent aspects of the method - characterization factors and weighting factors (vary in different regions and time periods). Table 1 summarizes the relevant information - literature review - for the development of an LCA applied to the urban scale, considering the dynamic characteristics, according to the assessment stages.

The LCA can be used to analyze the direct and indirect impacts of metabolism in urban areas, although improvements in methods are needed, particularly in defining system boundary, choice of functional unit, quality of data collection and inclusion of regional aspects in the assessment (Loiseau et al., 2013; Trigaux, Allacker, De Troyer, 2014; Albertí et al., 2017; Gonzalez-Garcia et al., 2018; Mirabella, Allacker, Sala, 2018). Even with integrating UM-LCA, the data collection is still a major challenge to apply the method in urban scale, especially in areas where research is still scarce. Regarding the improvement in data quality, some authors (Lotteau et al., 2015; Mastrucci et al., 2015; Petit-Boix et al., 2017; Mirabella, Allacker, Sala, 2018) suggest that the use of the LCA integrated Geographic Information System - GIS tool. The GIS makes it possible to manage automatically processed information on larger scales (Guo et al., 2014; Lotteau et al., 2015; Mastrucci et al., 2015), generating spatial databases that can feed the LCA, locating the main impact sources and providing input data (Mastrucci et al., 2015; Mirabella, allacker, Sala, 2018). The

**Table 1: Information for the development of a dynamic LCA at the urban scale**

Stage	Relevant information
Goal and Scope	<ul style="list-style-type: none"> <li>- <b>Goal:</b> influence of time and regional characteristics;</li> <li>- <b>Functional unit</b> follows the goal: for the effects of urban density use space and human units (m<sup>2</sup> / inhabitant); To evaluate resource use without considering human and social characteristics, spatial units (m<sup>2</sup>) are indicated; and in considering human and social characteristics the per capita unit (inhabitant) is used;</li> <li>- Definition of <b>boundaries:</b> covers the dynamics and heterogeneity of urban systems, considering cross-border processes;</li> <li>- <b>Key processes:</b> consumption of building materials, energy and water for buildings, open spaces and infrastructure, and transportation requirements for daily mobility.</li> </ul>
Inventory Analysis	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Combination of <b>primary and secondary data</b>;</li> <li>- <b>Inputs</b> are entered by time series;</li> <li>- The dynamics and heterogeneity of urban systems are considered in <b>allocation</b> procedures;</li> <li>- <b>Data aggregation</b> using Geographic Information System tools.</li> </ul>
Impact assessment	<ul style="list-style-type: none"> <li>- The selection of <b>impact categories</b> should consider regional aspects;</li> <li>- The <b>characterization</b> step and the <b>weighting</b> factors should be considering the temporal and regional aspects.</li> </ul>
Results interpretation	<ul style="list-style-type: none"> <li>- <b>Results</b> are expressed through time series and a simplified mathematical model can be used to facilitate the process.</li> <li>- Results <b>uncertainty assessments</b> and <b>Sensitivity analyzes</b> comparing different scenarios should be performed</li> </ul>

spatial database leads to a rapid characterization of the building stock, considering constraints and critical points related to environmental loads (Mastrucci et al., 2015; Stephan, Athanassiadis,

2017). The typological classification of the urban environment facilitates the development of adaptation measures (Theodoridou et al., 2012) and improves the understanding of the results displayed on maps, making the flows in a space-time dimension clearer (Mastrucci et al., 2017; Li, Kwan, 2018).

Some regional characteristics differentiate the importance degree of impacts from one location to another, a relevant variable for LCA (Ammen, Mourshed, 2015; Petit-Boix et al., 2017; Lotteau et al., 2015). The Multicriteria Decision Analysis - MCDA tool can assist in weighting the results (Chester, Pincetl, Allenby, 2012; Becchio et al., 2018; Zanghelini, Cherubini, Soares, 2018). MCDA is based on matrices for recording quantitative judgments - value attribution by stakeholders - based on qualitative criteria - degree of importance of impact categories - where options are compared across different possibilities, using value levels for check the degree of importance of different variables. The values resulting from these comparisons are used to weight impact categories (Gómez-Navarro et al., 2009; Li, Xie, Hao, 2014). Incorporating MCDA into the impact assessment phase of an LCA, using of weighting, can improve the comparison of the impacts of different scenarios (Sohn, Vega, Birkved, 2018; Becchio et al., 2018). The spatial and regionalization of data can lead to public policies that are more appropriate, positively impacting the quality of life of local population.

In order to fill in the gaps left by each method, considering its individual advantages and limitations, several authors propose the use of hybrid evaluation methods in urban scales (Beloin-

Saint-Pierre et al., 2017; Pacheco-Torres et al., 2017; Elliot et al., 2018; Gonzalez-Garcia et al., 2018; Li, Kwan, 2018; Sohn, Vega, Birkved, 2018). The combination of methods and tools can assist in quantitative and qualitative studies to evaluate environmental performance and damage to health and human well-being.

This assessment may cover different limits: spatially constrained geographical boundaries or including transboundary and / or indirect flows (Mirabella, Allacker, Sala, 2018; Sohn, Vega, Birkved, 2018). The boundaries adopted generally coincide with the administratively defined region, facilitating the availability of information (Kuhn, 2014). Therefore, the analysis on smaller scales facilitates the understanding of the intrinsic dynamics to the urban fabric (Deilmann, 2009), considering that different areas of a municipality perform different functions and services and may present different behaviors (Garcia et al., 2009). Considering these facts, Komeily, Srinivasan (2015) and Reith, Orova (2015) define neighborhoods - regions with administratively defined limits - as a viable scale of assessment.

It is also important to highlight that the vast majority of research on environmental impacts related to urban areas is for European contexts, corroborating the authors who state that these studies are rare in developing countries such as Latin America (Kuhn, 2014; Sosa et al., 2017; Mirabella, Allacker, Sala, 2018; Restrepo, Morales-Pinzón, 2018). Cities develop in different ways, according to their social, cultural and economic characteristics, the inputs and outputs of an urban system may also vary, affecting the results of assessments.

## Conclusions and Future Research

The conclusions of the literature review on the assessment of environmental impacts throughout the life cycle of urban areas are as follows:

- Results from published studies are generally unmatched, mainly due to differences in system boundaries, methods and data used, indicating a need for standardization;
- People's different lifestyles and consumption patterns, as well as cross-border processes, influence the environmental impacts generated by urban areas;
- The dynamics of the urban context cannot be limited by a time dimension, so dynamic scenarios for future development should be included in the studies;
- Local aspects should be considered in an environmental impact assessment, with the neighborhood being a boundary that makes it possible to understand the urban dynamics;
- The vast majority of research on environmental impacts related to urban areas is for European contexts, indicating research opportunities in developing countries such as Latin America;
- None of the concepts and methods used in the publications studied are capable of responding alone to the need to holistically assess urban environmental impacts.

Thus, it is observed that due to the complexity of the urban system, the existing methodologies for environmental impact assessment are limited, showing the need for new methodologies aimed mainly at supporting environmentally sustainable

planning decisions. The new methodologies should produce systematic data and comparable, establishing indicators to help implement strategies that reduce the environmental effects of urbanization. More recent researchs has indicated the use of hybrid methods, such as the combination of LCA and UM methodology, integrated with tools used in urban planning and management, such as GIS. The association of an MCDA tool, at the moment of impact assessment and interpretation of results, may help to assign values to qualitative results, improving their interpretation. The application of new methodologies should also take place in places where research is still underdeveloped, such as in Brazil, in order to generate more data to support public policies more appropriate, positively impacting quality of life of the population.

## Acknowledgments

The authors acknowledge the financial support given by Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Espírito Santo (FAPES), project 107/2019.

## References

Albertí, J.; Balaguera, A.; Brodhag, C.; Fullana-I-Palmer, P. *Science of the Total Environment* (2017). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.179>

Ammen, R.F.M.; Mourshed, M.; Li, H. *Environmental Impact Assessment Review* (2015). <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2015.07.006>.

Becchio, C.; Bottero, M.C.; Corgnati, S.P.; Dell'anna, F. *Land Use Policy* (2018). <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.06.048>.

Beloin-Saint-Pierre, D.; Rugani, B.; Lasvaux, S. et al. *Journal of Cleaner Production* (2017). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.09.014>.

Chester, M.; Pincetl, S.; Allenby, B. *Current Opinion in Environmental Sustainability* (2012). <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.08.004>.

Deilmann, C. *German Annual of Spatial Research and Policy* (2009). [https://doi.org/10.1007/978-3-540-88839-0\\_7](https://doi.org/10.1007/978-3-540-88839-0_7).

Elliot, T.; Rugani, B.; Almenar, J.B.; Niza, S. *Procedia CIRP* (2018). <https://doi.org/10.1016/j.procir.2017.10.003>.

Frijia, S. (2011). *Energy Use And Greenhouse Gas Emissions In Residential Neighborhoods In The Southwest: A Built Environment Life-Cycle Assessment*. 224p. Dissertation (Master in Urban and Environmental Planning), Arizona State University, Arizona – EUA.

García-Guaita, F.; González-García, S.; Villanueva-Rey, P. et al. *Sustainable Cities and Society* (2018). <https://doi.org/10.1016/j.scs.2018.04.027>.

Goldstein, B.; Birkved, M.; Quitzau, M.; Hauschild, M. *Environmental Research Letters* (2013). doi:10.1088/1748-9326/8/3/035024.

Gómez-Navarro, T.; García-Melón, M.; Acuña-Dutra, S.; Díaz-Martín, D. *Environmental Impact Assessment Review* (2009). <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2008.10.004>.

Gonzalez-Garcia, S.; Manteiga, R.; Moreira, M. T.; Feijoo, G. *Journal of Cleaner Production* (2018). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.01.056>.

Guo, Z.; Hu, D.; Zhang, F. et al. *Science of the Total Environment* (2014). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.041>.

Heinonen, J.; Säynäjoki, A.; Kuronen, M.; Junnila, S. *Energies* (2012). <https://doi.org/10.3390/en5082874>.

Hou, D.; Song, Y.; Zhang, J. et al. *Journal of Cleaner Production* (2018). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.071>.

Huang, B.; Xing, K.; Pullen, S. *Journal of Cleaner Production* (2017). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.12.008>.

International Organization for Standardization - ISO. *Environmental Management e Life Cycle Assessment e Principles and Frameworks*, ISO 14.040, 2006.

Ioppolo, G.; Cucurachi, S.; Salomone, R. et al. *Int J Life Cycle Assess* (2018). <https://doi.org/10.1007/s11367-018-1494-0>.

Kennedy, C.; Cuddihy, J.; Engel-Yan, J. *Journal of Industrial Ecology* (2007). <https://doi.org/10.1162/jie.2007.1107>.

Komeily, A.; Srinivasan, R. S. *Sustainable Cities and Society* (2015). <https://doi.org/10.1016/j.scs.2015.05.004>.

Kuhn, E.A. (2014). *Metabolismo de um município brasileiro de pequeno porte: o caso de Feliz, RS*. 283 p. Thesis (Doctorate in Engineering) - Federal University of Rio Grande do Sul, Graduate Program in Civil Engineering, Porto Alegre.

Li, H.; Kwan, M. *Conservation & Recycling* (2018). <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.07.005>.

Li, W.; Xie, Y.; Hao, F. *Environmental Impact Assessment Review* (2014). <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2014.01.001>.

Loiseau, E.; Roux, P.; Junqua, G. et al. *Int J Life Cycle Assess* (2013). <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0588-y>.

Lotteau, M.; Loubet, P.; Pousse, M. et al. *Building and Environment* (2015). <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2015.06.029>.

Mastrucci, A.; Popovici, E.; Marvuglia, A. et al. (2015). *Third International Conference on ICT for Sustainability* (2015). <https://doi.org/10.2991/ict4s-env-15.2015.6>.

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

Mirabella, N.; Allacker, K.; Sala, S. *Int J Life Cycle Assess* (2018). <https://doi.org/10.1007/s11367-018-1467-3>.

Norman, J.; Maclean, H.L.; Kennedy, C.A. *Journal of Urban Planning and Development*, (2006). DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9488(2006)132:1(10).

Pacheco-Torres, R.; Roldán, J.; Gago, E.J.; Ordóñez, J. *Energy and Buildings* (2017). <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2016.11.055>.

Petit-Boix, A.; Llorach-Massana, P.; Sanjuan-Delmás, D. et al. *Journal of Cleaner Production* (2017). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.08.030>.

Pincetl, S.; Bunje, P.; Holmes, T. *Landscape and Urban Planning* (2012). <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.06.006>

Reith, A.; Orova, M. *Ecological Indicators* (2015). <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.09.005>.

Resch, E.; Andresen, I. *Buildings* (2018). <https://doi.org/10.3390/buildings8080106>.

Restrepo, J.D.C.; Morales-Pinzón, T. *Resources, Conservation & Recycling* (2018). <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.12.023>.

Sohn, J.; Vega, G. C.; Birkved, M. B. *Procedia CIRP* (2018). <https://doi.org/10.1016/j.procir.2017.10.005>.

Sosa, R.O.; Espinoza, A.H.; Royo, M.G.; Gálvez, D.M. . *Int J Life Cycle Assess* (2017). <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1100-2>.

Stephan, A.; Athanasiadis, A. *Building and Environment* (2017). <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2016.11.043>.

Su, S.; Li, X.; Zhu, Y.; Lin, B. *Energy and Buildings* (2017). <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2017.05.042>.

Theodoridou, I.; Kareris, M.; Mallinis, G. et al. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (2012). <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.03.075>.

Trigaux, D.; Allacker, K.; De Troyer, F. *Environment Impact II* (2014). DOI: 10.2495/EID140091.

Vilela, L.O. *Revista Gestão Industrial* (2012). <https://periodicos.utfr.br/revistagi/article/view/891>.

Zanghelini, M.; Cherubini, E.; Soares, S.R. *Journal of Cleaner Production* (2018). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.230>.

## Desempenho ambiental dos forros de Policloreto de Vinila e Gesso

Wilky Fernandes Vogado<sup>1</sup>

Nathalie Barbosa Reis Monteiro<sup>1</sup>

Elaine Aparecida da Silva<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Universidade Federal do Piauí

<sup>2</sup>Universidade Federal do Piauí  
nathaliereis@hotmail.com

### Resumo

As matérias-primas utilizadas na fabricação de produtos têm relação direta com a sua sustentabilidade ambiental. Existem várias opções de forro para edificações, entre elas, o gesso e o Policloreto de Vinila (PVC). Nesse trabalho foi feita a comparação da performance ambiental, por meio da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), de forros produzidos na cidade de Teresina-PI, a partir de PVC e de gesso. Foram investigadas a vida útil desses tipos de forro e a sua adequabilidade às condições climáticas da cidade em que a pesquisa foi realizada. Os dados primários (origem, quantidade, tipos de insumos; consumo de água, energia, combustível; entre outros) foram coletados em cinco indústrias, três fabricantes de forro de gesso e duas de forro de PVC. Os dados foram modelados no software OpenLCA utilizando a base de dados Ecoinvent 3.5. O método de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) selecionado foi o ReCiPe Midpoint (H). Os resultados apontam que os efeitos negativos do PVC são maiores do que o do gesso nas categorias de impacto ecotoxicidade marinha e de água doce e toxicidade humana. Nas categorias esgotamento de recursos minerais e formação de material particulado o gesso apresentou maior impacto, em função da contribuição do processo de mineração da gipsita, beneficiamento e transporte, que envolvem a geração de poeiras e emissões. O gesso apresenta melhor isolamento térmico, característica importante para regiões de clima quente, como Teresina, e acústico. No entanto, o forro de PVC possui preços até 90% mais baixos, o que pode levar o consumidor a optar por esse tipo de forro, quando o

objetivo é diminuir o custo final do edifício. A melhoria na gestão dos processos produtivos dessas indústrias e do desempenho ambiental desses produtos pode ser alcançada com a adoção de medidas como a reciclagem, reduzindo os impactos causados pela geração de resíduos. Para o PVC, há possibilidade de melhor gestão dos efluentes, com utilização de água de reuso, e diminuição do impacto causado pelo transporte, com a aquisição da resina de fornecedores mais próximos das indústrias de transformação.

**Palavras-chaves:** Ciclo de Vida, construção civil, edificações, sustentabilidade ambiental.

### Introdução

Policloreto de Vinila (PVC) e gesso são produtos que podem ser utilizados para diversos fins, como a fabricação de forros para edifícios. A sua extração, beneficiamento, transporte e comercialização envolvem a geração de impactos socioambientais e econômicos. Nesse contexto, desenvolver meios de produção sustentáveis é um desafio enfrentado pelas indústrias.

A escolha de materiais sustentáveis para um sistema de forro pode melhorar o desempenho ambiental do telhado de um edifício. Os sistemas de coberturas são o conjunto de elementos instalados no topo da construção, com as funções de assegurar estanqueidade às águas pluviais, proteger da deterioração por agentes naturais, e contribuir para o conforto termoacústico da edificação (Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT, 2013), além de esconder sistemas aparentes, que prejudicam a estética (Araújo; Lira; Sposto, 2018).

A proposta desse trabalho é comparar o desempenho de forros de PVC e gesso por meio da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), a fim de verificar as etapas do processo em que ocorrem os maiores impactos ambientais, as categorias de impacto mais proeminentes para cada tipo de forro, além de indicar possibilidades para uma gestão sustentável dos resíduos desses materiais e dos efluentes gerados no processo produtivo, de forma a indicar alternativas para a redução do impacto ambiental causado por esses produtos.

### O gesso

O vasto patrimônio mineral brasileiro coloca o país entre os principais mineradores do mundo. Dentre os materiais minerados está a gipsita, amplamente utilizada na construção civil. Segundo o Ministério de Minas e Energia (MME) (2018), o Brasil possui reserva estimada em 343 milhões/ton. e a maior parte se concentra no polo do Araripe, na divisa entre os estados do Piauí, Pernambuco, Ceará. Do gesso produzido, 96% é do tipo  $\beta$ , usado na construção civil. O gesso é obtido através da calcinação da gipsita: processo térmico no qual a gipsita é desidratada (Barbosa; Ferraz; Santos, 2014) e que é reversível em contato com a água, contribuindo para a reciclagem. Os resíduos de gesso podem ser reciclados até o terceiro ciclo, uma solução econômica e ambientalmente viável para a sua gestão (Erbs *et al.*, 2018).

A extração da gipsita é uma atividade potencialmente causadora de impactos no que se diz respeito à ocupação do solo, uso de energia e perda da biodiversidade (Rivero; Sathre;



Navarro, 2016), além dos impactos relacionados ao descarte inadequado de resíduos e à saúde. Os problemas de saúde, relacionados à poeira de gesso nos domicílios, são: irritação dos olhos, sangramento de nariz, tosse, cansaço, irritação na pele, falta de ar e doenças respiratórias (Medeiros; Hurtado-Guerreiro; Silva, 2010).

### O PVC

O PVC possui versatilidade de utilização pela variedade possível de aditivos incorporados, sendo usado em diversos produtos. No seu processo de produção são usados plastificantes a fim de alcançar a flexibilidade e capacidade de processamento desejados, uma vez que o PVC (forma pura) é quebradiço, de fácil degradação ao ser exposto à radiação ultravioleta, apresenta alta rigidez, acarretando baixo desempenho mecânico e térmico (Dirisu *et al.*, 2018).

Existem vários impactos associados à utilização desse tipo de polímero como o consumo de energia para sua transformação primária (Ye *et al.*, 2017). Os principais contribuintes para os impactos ambientais e na saúde humana são os plastificantes e retardantes de chamas utilizados na sua produção, como as parafinas cloradas de cadeias curtas (SCCP), que provocam a emissão de compostos orgânicos voláteis. Estes aditivos foram proibidos em alguns países por seus efeitos tóxicos e bioacumulativos (Kobeticova; Cerny, 2018). Níveis elevados de determinados aditivos, podem provocar danos à saúde humana convertidos em alergias, doenças respiratórias, disfunção do sistema nervoso, dentre outros (Kobeticova; Cerny, 2017). Vale ressaltar que os

plásticos como o PVC, devido a sua estabilidade química, demoram para se decompor (Garcia *et al.*, 2015; Sadat-Shojai; Bakhsandeh, 2011).

### Forros de gesso X forros de PVC

Os forros de PVC podem ser utilizados como meio de vedação horizontal, e suas principais características são a durabilidade, resistência e facilidade de manutenção. É mais durável e resistente à umidade, quando comparado ao forro de gesso, e a sua estrutura de sustentação requer menor resistência, devido a sua baixa densidade. O seu ciclo de vida varia entre 15 e 100 anos, sendo sua vida útil, em média, superior a 60 anos (Associação Brasileira dos Fabricantes de Perfis de PVC para a Construção Civil, 2020). O forro de gesso apresenta durabilidade média de 30 anos (Associação Brasileira do Drywall, 2020) quando aplicado em interiores. Em aplicações externas ou áreas molhadas, não apresenta bom desempenho devido à sua solubilidade (Accorsi, 2015). Uma goteira sobre um forro de gesso pode perfurá-lo, reduzindo sua funcionalidade.

As propriedades do forro de gesso contribuem para regular e estabilizar a temperatura. O comportamento térmico do forro de PVC, embora inferior ao de gesso, é eficiente e pode reduzir o custo com climatização em até 75%. O isolamento acústico do PVC é menor que o gesso, que pode isolar até 60 dB (Associação Brasileira do Drywall, 2020), mas ajuda a reduzir ruídos em até 45 dB, deixando entrar apenas 1/24 do ruído exterior (Bavaresco *et al.*, 2016). A resistência do forro de gesso ao fogo pode chegar a 120 minutos (Associação Brasileira do

Drywall, 2020), sendo superior ao de PVC que pode ser incendiado de imediato e, quando em chamas, pode gerar altos níveis de fumaça preta e gases tóxicos como monóxido de carbono e ácido clorídrico (Levchik; Weil, 2005). Outra diferença é estética. Os forros de gesso permitem melhor acabamento, agregando beleza ao local.

### Metodologia

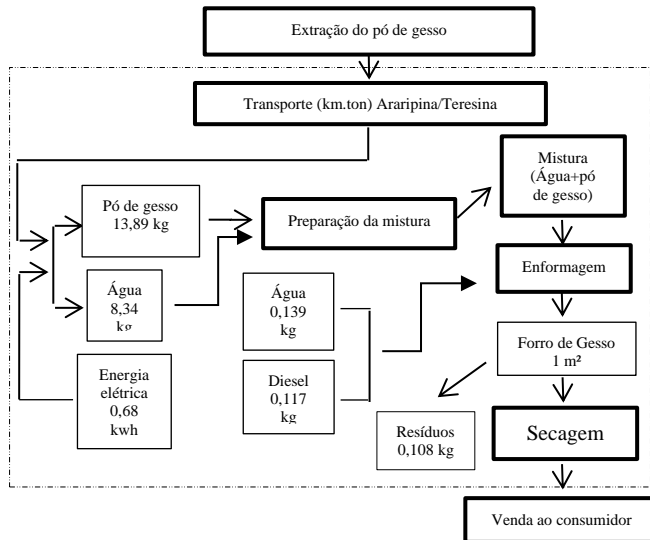
Foram realizadas visitas *in loco* a cinco indústrias, três fabricantes de forro de gesso e duas fabricantes de forro de PVC para a coleta de dados primários (origem das matérias-primas, descrição do processo produtivo, consumo de água, energia e outros insumos utilizados no processo). Além disso, foram investigados os procedimentos de gerenciamento dos resíduos e dos efluentes gerados. As questões foram elaboradas para conhecer a forma de descarte dos materiais e as atividades desenvolvidas no setor. Seguindo os procedimentos das normas NBR ISO 14040 (ABNT, 2014) e NBR ISO 14044 (ABNT, 2014a), os dados foram organizados para realização da ACV. O método de AICV utilizado foi o ReCiPe *Midpoint* (H) que considera dezoito categorias de impacto (Goedkoop *et al.*, 2013), e a modelagem foi realizada no *software* OpenLCA. A base de dados utilizada foi o Ecoinvent35-APOS-unit. A unidade funcional foi definida em unidade de área (1 m<sup>2</sup> de forro). Não foi considerada a estrutura de sustentação, que pode ser diferente conforme a tecnologia. O objetivo foi fazer a comparação entre os materiais das placas, como em outros trabalhos dessa natureza (Navajas,

Bernarte, Gandía, 2014; Araújo, Lira, Sposto, 2018). O fluxo de referência definido foi a produção de 2.000 m<sup>2</sup> de forro para ambos e a fronteira do sistema é de berço ao portão. Na etapa de normalização foi utilizada a abordagem mundial e o ano de referência 2000. Não foi adotado método de alocação, uma vez que não é um sistema multifuncional.

**Resultados e discussão**

A produção do gesso envolve as etapas: obtenção do pó de gesso, fundição, preparação das formas, enformagem, secagem e desenformagem (Fig 1).

**Figura 1 - Fluxograma do processo de produção de placas de gesso**

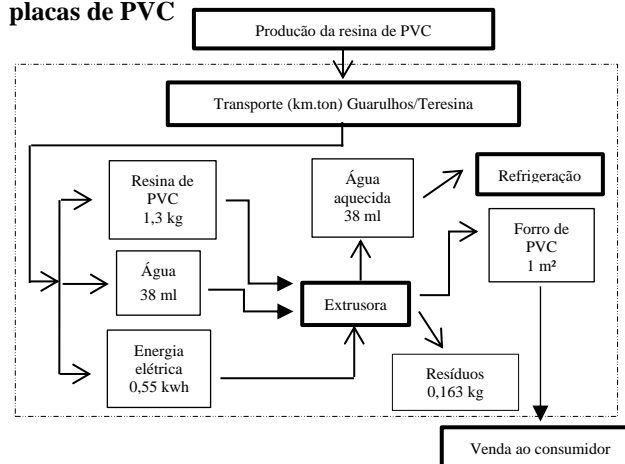


A etapa de fundição consiste na mistura do gesso em pó com água e essa pasta é uniformizada manualmente. Na preparação das formas é usada uma mistura de diesel-água como desmoldante onde o material é inserido, iniciando o processo

de secagem. A utilização do diesel como desmoldante não é apropriada, pois a sua volatilidade é diferente de outros materiais usados para esse fim, e pode causar danos à saúde de quem manipula esses produtos. Os desmoldantes indicados são à base de óleo mineral emulsionado e carboidrato, com 70% de água e baixa concentração de compostos orgânicos voláteis, com menor impacto ao meio ambiente e à saúde (Assali; Loh, 2011). Não há uso de energia elétrica, visto que o processo é manual. No entanto, há consumo de energia para iluminar a fábrica e funcionamento do escritório, o qual foi considerado como entrada no sistema. A produção média de resíduos, proveniente da fabricação de 2000 m<sup>2</sup> de placa, é de 425 m<sup>3</sup>.

Na produção de forros de PVC, a resina granulada (terceira geração petroquímica) é preparada com os plastificantes e retardantes (Figura 2).

**Figura 2: Fluxograma do processo de produção de placas de PVC**



Depois, a mesma é adicionada na extrusora, onde é realizado o processo de aquecimento e resfriamento, até o corte na dimensão desejada. Há utilização de água para resfriamento, a qual pode ser reutilizada muitas vezes, pois a sua única função é realizar o choque térmico. A empresa faz o descarte semanal da água sem qualquer critério para isso. A cidade de Teresina-PI, fica em uma região de clima tropical-equatorial com altas temperaturas o ano todo. Nessa região, os forros de gesso são mais indicados pois apresentam melhor isolamento térmico, no entanto, possuem preços mais elevados, cuja diferença pode chegar a até 90%, podendo influenciar na escolha quando o objetivo é a diminuição do custo da edificação.

**Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida**

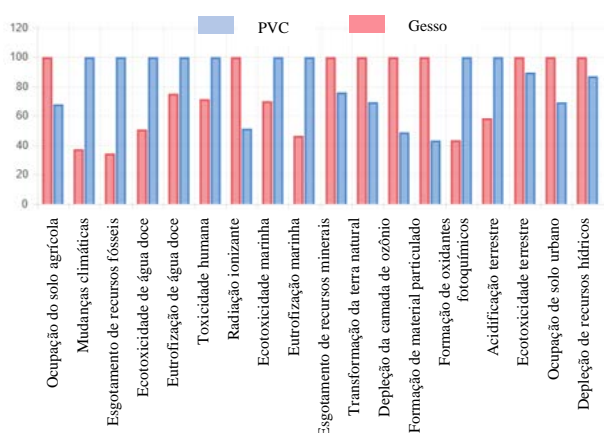
Após a definição do objetivo e escopo, foi realizada a etapa de ICV. Os dados referentes às entradas e saídas foram contabilizados tendo em vista a produção de placas de 1 m<sup>2</sup> de forro. Os resultados de cada categoria de impacto, com as respectivas unidades de referência, para os dois produtos, estão descritos na Tabela 1 e na Fig. 3. Nos resultados pré-normalizados é possível perceber que para das 18 categorias do método ReCiPe, o gesso é mais impactante em nove, enquanto o PVC se sobressai nas outras nove. Na categoria mudanças climáticas houve uma diferença expressiva entre os produtos, sendo que o PVC possui maior impacto em termos de emissões que contribuem para o aquecimento global, o qual é expresso em um horizonte temporal de 100 anos e seu fator de

caracterização é expresso em kg de dióxido de carbono equivalente. O mesmo ocorreu na categoria esgotamento de recursos fósseis (o PVC é proveniente do petróleo) com impactos medidos em kg de óleo equivalente.

**Tabela 1 – Resultados da AICV**

Categoria de impacto	Gesso	PVC	Unidade
Ocupação de solo agrícola	1.84139e+1	1.24822e+1	m <sup>2</sup> *a
Mudanças climáticas	2.52897e+3	6.78927e+3	kg CO <sub>2</sub> eq
Esgotamento de recursos fósseis	1.13681e+3	3.30493e+3	kg oil eq
Ecotoxicidade de água doce	9.75658e+0	1.92630e+1	kg 1,4-DB eq
Eutrofização de água doce	2.27529e-1	3.02869e-1	kg P eq
Toxicidade humana	6.50238e+2	9.11168e+2	kg 1,4-DB eq
Radiação ionizante	2.30317e+2	1.18060e+2	kg U235 eq
Ecotoxicidade marinha	1.50997e+1	2.15938e+1	kg 1,4-DB eq
Eutrofização marinha	5.61418e-1	1.20995e+0	kg N eq
Esgotamento de recursos minerais	8.78094e+1	6.67643e+1	kg Fe eq
Transformação da terra natural	1.20896e+0	8.39351e-1	m <sup>2</sup>
Depleção da camada de ozônio	5.84532e-4	2.84894e-4	kg CFC-11 eq
Formação de material particulado	1.88848e+1	8.15598e+0	kg PM10 eq
Formação de oxidantes fotoquímicos	1.48048e+1	3.41422e+1	kg NMVOC
Acidificação terrestre	1.15917e+1	1.98695e+1	kg SO <sub>2</sub> eq
Ecotoxicidade terrestre	1.04793e+0	9.38220e-1	kg 1,4-DB eq
Ocupação de solo urbano	1.27159e+2	8.80610e+1	m <sup>2</sup> *a
Esgotamento de recursos hídricos	1.33513e+4	1.16254e+4	m <sup>3</sup>

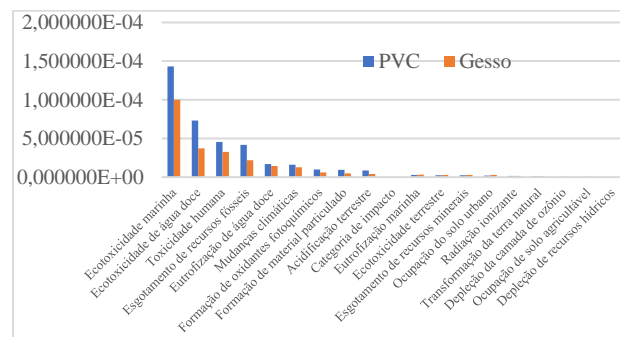
**Figura 3 – Comparação entre os resultados da AICV**



Dentre as categorias em que o gesso se sobressaiu como mais impactante destaca-se esgotamento de recursos minerais. O gesso é um material que impacta desde a sua extração (mineração da gipsita) até a produção, com geração de poeiras e emissões provenientes das etapas de mineração, beneficiamento e transporte (Araújo; Martins, 2012) e cuja extração leva ao seu esgotamento. A operação em pedra é o processo mais impactante, nessa categoria.

Os resultados foram normalizados a fim de facilitar a comparação entre as categorias de impacto. A normalização não é etapa obrigatória, mas possibilita o entendimento da magnitude relativa de cada resultado de indicador do sistema de produto em estudo (ABNT, 2014a). Os resultados estão expressos na Fig. 4.

**Figura 4 – Resultado da normalização**



Após a normalização, não foi possível identificar qual material é mais impactante, pois o PVC se destacou em nove categorias e o gesso em nove, das dezoito existentes. No entanto, as categorias que emergiram com maior potencial de impacto foram ecotoxicidade marinha e de água doce, toxicidade humana e esgotamento de recursos

fósseis, nas quais o PVC foi mais impactante. No método ReCiPe o fator de caracterização para as categorias relativas à ecotoxicidade considera a persistência ambiental (destino), acúmulo na cadeia alimentar (exposição) e toxicidade de um produto químico (efeito) nos seres humanos e nos ecossistemas (Goedkoop *et al.*, 2013). O gesso apresentou menor impacto, nessas quatro categorias, o que pode ser explicado pelo fato de que, na produção dos forros de PVC, são utilizadas resinas que contém substâncias tóxicas e bioacumulativas (Kobeticova; Cerny, 2018), além do uso de petróleo na sua composição que impacta o esgotamento de recursos fósseis.

O processo que mais contribui, nas categorias ecotoxicidade marinha e de água doce e toxicidade humana, para ambos, é o tratamento de resíduos. Os resíduos de PVC são mais tóxicos em função da sua composição, o que contribui para o impacto maior desse material. O processo unitário do Ecoinvent utilizado para modelar a geração e tratamento de resíduos de PVC foi o *waste polyvinylchloride product*, e para o gesso, o processo utilizado foi *waste gypsum*, no qual os resíduos inventariados contêm 100% de gesso natural, cuja degradação geral (100 anos), é de 100%.

O transporte dos insumos até as indústrias contribui para a potencialização dos impactos em diversas categorias, para ambos. No ciclo do gesso, mesmo que as minas de gipsita, do estado do Piauí, estivessem ativas, não haveria redução significativa das distâncias percorridas no fornecimento da matéria-prima, pois essas minas

estão localizadas nos municípios de Simões e Paulistana, que ficam próximos a Araripina-PE, de onde a gipsita é obtida (Polo do Araripe). No caso do PVC, os maiores produtores da resina estão no Sul e Sudeste do Brasil, o que significa percorrer a distância média de 2.700 km para sua obtenção. Nesse caso, adquirir o PVC em locais mais próximos, como na indústria localizada no município de Marechal Deodoro-AL (1.200 km), poderia contribuir para redução desses impactos.

### **Análise de incertezas**

As incertezas em estudos de ACV podem ser derivadas de fontes como parâmetros, cenários e modelos (ABNT, 2014a). A incerteza de parâmetro está relacionada às entradas e saídas dos processos e características tecnológicas. Foi possível calcular a incerteza, pois trabalhou-se com dados primários de cinco indústrias. Nesse estudo, houve fixação do cenário inexistindo incerteza. A incerteza de modelo inclui o cálculo dos indicadores na fase de AICV. Após a escolha do método, o uso de banco de dados secundários traz a incerteza inerente a esses dados. Aplicou-se a Matriz Pedigree, que contabiliza a qualidade dos dados pela sua origem. As pontuações são atribuídas em uma escala de 1 a 5. Os melhores *scores* (nota 1) foram aplicados à cobertura temporal e geográfica (dados com menos de 3 anos, coletados na área de estudo). A pior nota (4) foi aplicada ao indicador completudeza para o transporte, pois são dados representativos de um local, relevantes para o mercado considerado.

Foram visitadas fábricas que possuem diferenças em termos de porte, capacidade de produção,

instalações, o que, também, contribui para as incertezas. Uma das fábricas de gesso possui capacidade de produção de 10.000 placas/mês, enquanto outra produz 700 placas/mês. Da mesma forma, as indústrias de PVC, embora tenham tecnologias semelhantes, possuem capacidade produtiva diferentes e divergências quanto ao reaproveitamento de material. Além da qualidade dos dados e das diferenças tecnológicas, o uso da base de dados Ecoinvent, para o cenário brasileiro, pode representar parte das incertezas, uma vez que os muitos dados de inventário são coletados para a realidade europeia. O desenvolvimento de uma base regionalizada, para as características do Brasil, poderia resultar em estudos com maior confiabilidade, reduzindo suas incertezas.

### **Gestão de resíduos e efluentes**

Nas empresas pesquisadas, uma forma de diminuir o descarte inadequado de resíduos é através da reciclagem. Os resíduos de gesso e PVC têm possibilidade de reciclagem técnica e economicamente viável (Rohden; Mecabô, 2015). Embora produtos reciclados nem sempre apresentem a mesma qualidade do material virgem, é possível fazer o reaproveitamento, até mesmo como insumo para outras cadeias produtivas. O PVC reciclado apresenta impactos ambientais menores, em comparação ao PVC virgem (Stichnothe; Azapagic, 2013), quando analisado o conjunto de processos que o antecedem. Para o PVC virgem os impactos são considerados desde a extração do petróleo e para o reciclado considera-se o produto já formado.

Isso significa que o impacto predominante do PVC provém de sua fabricação e usar PVC reciclado para forros pode melhorar sua performance ambiental. À medida que o PVC de forros se tornar um resíduo comum, poderá servir como matéria-prima de menor custo e com impacto incremental, apenas, do processo fabril e não de extração da natureza. Uma das indústrias reaproveita resíduos (placas com defeito) para a confecção de rodaforros, um subproduto que não foi incluído no sistema estudado. Na outra, as sobras são enviadas para o fornecedor, para reutilização. Uma das empresas gesseiras relatou tentativa de reciclagem, porém os produtos obtidos não apresentaram boas propriedades físicas. Essa indústria fornece os seus resíduos para utilização da atividade de piscicultura. Outra reutiliza algumas sobras do processo para a aplicação em obras, e a terceira não os reutiliza.

Os resíduos não aproveitados são enviados para o aterro controlado do município, com exceção de uma das empresas, que declarou descartá-los em terrenos vazios e lugares irregulares. Essas indústrias geram resíduos que não deveriam ser tratados como rejeito, descartados de forma irregular, em desacordo com a Res. CONAMA 307/2002 (Brasil, 2002). No entanto, é preciso atentar para a coleta e separação desses resíduos, uma vez que a contaminação é um dos parâmetros que limitam a reciclagem, tornando a triagem um dos processos mais relevantes, nesse contexto (Sevigne-Itoiz *et al.*, 2015). Promover o aumento na taxa de reciclagem não é suficiente

se outras ações não forem adotadas em paralelo. Em relação aos efluentes, a indústria de PVC faz o reuso de água, diminuindo a quantidade de água “limpa” que entra no sistema. No entanto, não é estabelecido nenhum critério para o descarte, que é semanal. Nesse caso, a água é utilizada, apenas, para choque térmico, o que aumenta sua possibilidade de reuso por mais tempo.

### Conclusões

Gesso e PVC são insumos utilizados na fabricação de forros de edificações. Em relação ao desempenho ambiental desses materiais, ambos impactam provocando danos ao ambiente e à saúde. Dentre as categorias que se destacaram como mais impactantes, o PVC foi mais proeminente em todas elas. O gesso proporciona melhor isolamento térmico (o que é relevante para uma cidade como Teresina), acústico, e é esteticamente mais interessante, tornando-se a melhor opção para o contexto piauiense. No entanto, é mais caro, sendo descartado quando o consumidor busca menores preços.

A melhoria na gestão dos processos produtivos e do desempenho ambiental no ciclo de vida de ambos os materiais pode ser alcançada por meio da gestão dos resíduos, uma vez que seu impacto contribui em onze, das dezoito categorias. Nesse contexto, a reciclagem se mostra viável do ponto de vista socioambiental, uma vez que reduziria o impacto do acúmulo de material gerado por essas indústrias. Em relação ao PVC, há possibilidade melhoria em relação ao reaproveitamento da água, por mais tempo, na etapa de resfriamento e

em relação ao transporte, adquirindo a resina em localidades mais próximas. Estudos futuros devem analisar a viabilidade técnico/econômica da reciclagem e quais técnicas atendem melhor as indústrias tendo em vista o seu contexto econômico/ambiental/social.

### Agradecimentos

De antemão, agradecemos a todos os revisores dos artigos do GCV 2020. Os autores agradecem ao CNPq (422087/2018-1) e à FAPEPI pelo financiamento de projetos de pesquisa.

### Referências bibliográficas

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 15575-5: Edificações habitacionais — Desempenho Parte 5: Requisitos para sistemas de coberturas. Rio de Janeiro, 2013

\_\_\_\_\_. NBR ISO 14040: Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura. Versão corrigida. Rio de Janeiro, 2014.

\_\_\_\_\_. NBR ISO 14044: Avaliação do Ciclo de Vida – Requisitos e orientações. Versão corrigida. Rio de Janeiro, 2014a.

Accorsi, C. L. Comparativo do desempenho de revestimento argamassado e revestimento com pasta de gesso. Revista Esp. Online IPOG, v. 1, n. 10, 2015

Araújo, L. G.; Lira, J. S. M. M.; Sposto, R. M. (2018) Rev. Elet. Eng. Civil. <https://doi.org/10.5216/reec.v14i2.47763>

Araújo, S. M. S.; Martins, L. A. M. (2012) A indústria extrativa mineral do pólo gesseiro do Araripe e seus impactos sócio-ambientais. Rev. Geo. (UFPE). v. 29, n. 1, pp. 91-112.

Assali, M. P.; Loh, K. (2011). Amb. Const. <https://doi.org/10.1590/S167886212011000400002>

Associação Brasileira do Drywall (2020). <https://drywall.org.br/>

Associação Brasileira dos Fabricantes de Perfis de PVC para a Construção Civil (2020). Forros de PVC. <http://www.afap.org.br/>

Barbosa, A. A.; Ferraz, A. V.; Santos, G. A. Cerâmica (2014). <http://dx.doi.org/10.1590/S0366-69132014000400007>

Bavaresco, A.; Grison, I.; Langaro, L. M.; Zwirter, L.; Bertoglio, L. C. Utilização de materiais PVC (2016). In: 5º SICS Seminário Internacional de

Construções Sustentáveis. [https://www.imed.edu.br/Uploads/5\\_SICS\\_paper\\_4\\_version\\_1.pdf](https://www.imed.edu.br/Uploads/5_SICS_paper_4_version_1.pdf).

Brasil. (2002). Resolução Conama nº 307, de 5 de julho de 2002. Estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão dos resíduos da construção civil.

Dirisu, J.O.; Oyedepo S. O.; Fayomi, O. S. I.; Okokpujie, I. P.; Sere, A. A.; Oyekunle, J. A.; Afolalu, S.A.; Abioye A. A. Materials. Focus (2018) <https://doi.org/10.1166/mat.2018.1544>

Erbs, A.; Nagalli, A.; Carvalho, K. Q.; Mymrin, V.; Passing, F. H.; Mazer, W. J Clean Prod. (2018) <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.02.189>

Garcia, M. B. S.; Lanzellotti Neto, J.; Mendes, J. G.; Xerfan, F. M. F.; Vasconcellos, C. A. B. Friede, R. R Semioses (2015) <http://dx.doi.org/10.15202/1981996X.2015v9n2p77>

Goedkoop, M.; Heijungs, R.; Huijbregts, M.; De Schryver, A.; Struijs, J.; Zelm, R. 2013. ReCiPe 2008. <https://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/publications/recipecharacterisation.pdf>.

Kobeticova, K.; Cerny, R. J Clean Prod. (2017) <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.07.161>

Kobeticova, K.; Cerny, R. The Sc Total Envir. (2018) <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.300>

Levchik, S. V.; Weil, E. D. Polymers for Adv Tec (2005). <https://doi.org/10.1002/pat.645>

Medeiros, M. S.; Hurtado-Guerrero, J. C.; Silva, L. G. A. Saúde Soc (2010) <http://dx.doi.org/10.1590/S0104-12902010000200012>

Ministério de Minas e Energia. (2018) **Anuário estatístico do setor de transformação de não metálicos.**

Navajas, A.; Bernarte, A.; Arzamendi, G.; Gandía, L. M. The Int J of Life Cycle Ass.(2014) <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0621-1>

Rivero, A. J.; Sathre, R.; Navarro, J. G. Resources. Cons and Recycling (2016) <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.01.014>

Rohden, A. B.; Mecabô, R. A. Rev Est. Amb. (2015) <http://dx.doi.org/10.7867/1983-1501.2015v17n2p60-73>

Sadat-Shojai, M.; Bakhsandeh, G. R. Pol Deg Stab. (2011) <https://doi.org/10.1016/j.polydegradstab.2010.12.001>

Sevigne-Itoiz, E.; Gasol, C. M.; Rieradevall, J. Gabarrell, X. Waste Manag. (2015) <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.08.007>

Stichnothe, H.; Azapagic, A. Cons and Rec (2013) <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2012.12.005>

Ye, L.; Qi, C.; Hong, J.; Ma, X. J Clean Prod (2017) <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.10.171>

## Nível de maturidade ambiental de indústrias brasileiras de tintas para a construção civil

Josélia Oliveira Carrias<sup>1</sup>

Elaine Aparecida da Silva<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidade Federal do Piauí-UFPI  
joseliacarrias@gmail.com

### Resumo

As tintas têm diversas aplicações, como em edifícios, automóveis e estradas. Como qualquer outro setor, as atividades deste também causam impactos ambientais, como o consumo de recursos naturais não renováveis e a emissão de poluentes atmosféricos. A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma metodologia utilizada para a identificação de impactos ambientais potenciais de produtos, processos e serviços em seus diferentes estágios do ciclo de vida. Mais recentemente, foi proposta a Avaliação do Ciclo de Vida Organizacional (ACVO) que possui uma perspectiva mais desafiadora, pois avalia a organização como um todo. Este trabalho tem por objetivo analisar o conteúdo divulgado pelos fabricantes de tintas imobiliárias sobre as suas práticas de sustentabilidade, a fim de identificar se o que é fornecido nas suas plataformas digitais é suficiente para identificar a maturidade ambiental e elaborar uma ACVO. Para isso, foram investigados os documentos disponíveis nos sites das fabricantes de tintas e quatro estágios de maturidade foram definidos e avaliados. Foram identificadas quarenta e nove empresas, em que se constatou que cerca de 10% delas estão no último nível (estágio mais avançado) de maturidade ambiental. Os elementos utilizados para estabelecer os níveis, como a FISPQ, o detalhamento das etapas do processo produtivo através do fluxograma, os relatórios, o Sistema de Gestão Ambiental por meio da ABNT ISO 14001:2015 e o programa Coatings Care são importantes para a elaboração da ACVO. No entanto, não são suficientes, pois é necessário ainda um acompanhamento direto, bem como o conhecimento de

especificidades, como as quantidades de matérias-primas, o consumo de água e o consumo de energia.

**Palavras-chaves:** indústria de tintas, impacto ambiental, ABNT ISO/TS 14072:2019.

### Introdução

A utilização de tintas e pigmentos tem, ao longo da história, um papel significativo para a expressão, o registro e o legado da humanidade. Pode-se dizer que esses produtos evoluem conforme o desenvolvimento das civilizações em todo o mundo (SOUZA; GIANEZINI; WATANABE, 2018). Assim, na contemporaneidade, as tintas e os pigmentos representam um setor importante para muitas economias.

A indústria de tintas causa diversos impactos no meio ambiente, como emissão de poluentes atmosféricos, consumo de materiais não renováveis, dentre outros. Apesar disso, o setor já tem alcançado progresso em suas atividades de proteção ao meio ambiente, tais como o programa Tintas de Qualidade e a certificação *Coatings Care*. Desse modo, essa categoria pode se beneficiar ainda mais com a aplicação da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) que é uma ferramenta que possibilita a identificação de oportunidades na melhoria de produtos, a seleção de indicadores de desempenho, bem como a rotulagem – todos na perspectiva ambiental (ABNT, 2014).

Mais recentemente, foi divulgada a Avaliação do Ciclo de Vida Organizacional (ACVO) que instituiu a identificação dos processos, atividades

e etapas do ciclo de vida de produtos e serviços, com uma maior contribuição para os impactos ambientais (ABNT ISO/TS, 2019). Nesse sentido, a ACVO é um método cuja finalidade é fornecer informações de como reduzir os impactos de produtos e organizações sob uma perspectiva global (MARTÍNEZ-BLANCO *et al.*, 2015).

O estudo da ACVO pode ser subsidiado por várias ferramentas com potencial de auxiliar e facilitar a sua elaboração. No momento em que as empresas apresentam no seu escopo alguma norma, estudo ambiental, inventários, equipes que planejam, analisam e gerenciam informações ambientais, a ACVO torna-se mais viável (CAMARGO *et al.*, 2018). Diante disso, é importante conhecer a situação das indústrias de tintas imobiliárias brasileiras quanto ao aspecto ambiental e quais subsídios elas apresentam para elaboração de uma ACVO.

A Associação Brasileira de Fabricantes de Tintas (ABRAFATI) já tem desenvolvido iniciativas para promover o atendimento das demandas da sustentabilidade. Como exemplo, tem-se o programa *Coatings Care*, que foi criado originalmente nos Estados Unidos, em 1996, por sua associação dos fabricantes de tintas, *National Paint and Coatings Association* (NPCA) (ROTTA *et al.*, 2011).

Além disso, muitas empresas já adotam a ABNT ISO 14001:2015 que especifica os requisitos do Sistema de Gestão Ambiental e permite que a organização desenvolva uma estrutura de proteção ao meio ambiente. Essa norma aborda o

conceito de percepção de ciclo de vida nos procedimentos internos (ABNT, 2015b). Entretanto, vale mencionar que a mesma não estabelece a ACV como meio de atender as exigências relacionadas ao pensamento em ciclo de vida.

Nesse contexto de iniciativas ambientais, a maturidade ambiental refere-se a maneira como as empresas reagem às questões relacionadas ao meio ambiente. Os modelos de maturidade preveem uma avaliação contínua, que possibilita à empresa comparar seus processos com as melhores práticas ambientais (JABBOUR; JABBOUR, 2015). Dessa forma, quanto maior for a maturidade da empresa, melhor será o seu desempenho ambiental.

Diante disso, este trabalho tem por objetivo analisar as informações que os fabricantes de tintas declaram sobre os aspectos ambientais e práticas de sustentabilidade, a fim de identificar se o que é fornecido nas suas plataformas digitais é suficiente para identificar a maturidade ambiental, além da elaboração de uma ACVO.

### Metodologia

Inicialmente, foram identificadas 49 fabricantes de tintas através do site da ABRAFATI, nesse trabalho optou-se por não identificá-las através do nome. A partir disso, foram investigados os documentos disponíveis referentes ao aspecto ambiental nos sites das mesmas. Além disso, foi realizada uma busca no site do INMETRO (2020) para identificar se as empresas possuem certificação ambiental ABNT ISO 14001:2015 e

ABNT ISO 9001:2015. Vale ressaltar que, de acordo com a revista Valor (2019), existem 2400 fabricantes de tintas no Brasil, assim as indústrias de tintas identificadas nesta pesquisa representam cerca de 2% desse universo. Além disso, através de contato telefônico à ABRAFATI, foi informado que seus associados representam cerca de 80% do volume de tintas produzidas no Brasil.

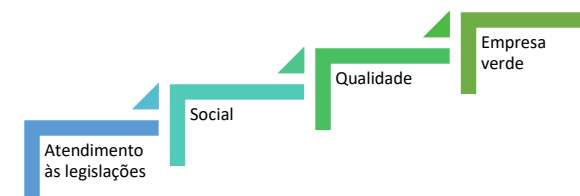
A partir da análise do Guia Ambiental Técnico de Tintas e Vernizes da CETESB (2008), das informações divulgadas no site da ABRAFATI, dos dados encontrados nos sites das fabricantes, além das licenças ambientais encontradas nos sites dos órgãos ambientais estaduais em que estão situadas as indústrias pesquisadas. Com esses dados, foram determinadas as variáveis para analisar a maturidade ambiental das mesmas.

Diante da análise do que cada variável representa em termos ambientais para as indústrias de tintas, foram utilizados, como norteadores, os seguintes elementos: certificação por meio da ABNT ISO 14001:2015; informações em relatórios, como: controle de emissões, tratamento de efluentes, tratamento de resíduos sólidos; Ficha de Informação de Segurança dos Produtos Químicos (FISPQ); programa *Coatings Care*; certificação por meio da ABNT ISO 9001:2015; certificação Tintas de qualidade e iniciativas associadas à responsabilidade socioambiental.

Os estágios de maturidade ambiental estão representados na Figura 1. O primeiro estágio é o mais baixo e o último estágio é o mais alto

(melhor nível de maturidade no contexto pesquisado).

**Figura 1: Níveis de maturidade ambiental**



Os critérios a serem atendidos em cada estágio são os seguintes:

- Atendimento às legislações: a organização cumpre os requisitos estabelecidos na legislação ambiental relacionada ao setor.
  - Social: a empresa adota medidas socioambientais.
  - Qualidade: a empresa possui certificação Tintas de Qualidade e ABNT ISO 9001:2015.
- Empresa verde: a organização compartilha as suas práticas ambientais, adota a ABNT ISO 14001:2015 e participa do programa *Coatings Care*.

### Resultados

#### Nível de maturidade

Através das análises do Guia Técnico Ambiental Tintas e Vernizes da CETESB (2008), das informações que são divulgadas no site da ABRAFATI e das informações disponibilizadas pelas empresas, foi possível identificar que os impactos mencionados com mais frequência são emissões atmosféricas, geração de efluentes líquidos e de resíduos sólidos.

Para o nível de maturidade “atendimento às legislações” foram consideradas variáveis atendimento à Lei 12.035/2010 no que se refere ao tratamento de efluentes, à ABNT NBR 10004 que trata sobre resíduo sólido, à ABNT NBR 14725 sobre a FISPQ e realizar controle das emissões atmosféricas. Esse nível foi considerado o primeiro; pois são requisitos importantes para que a empresa esteja regularizada ambientalmente. Apesar de serem itens obrigatórios, apenas 78% das empresas declaram em seus sites possuir central de tratamento dos efluentes líquidos e tratamento dos resíduos sólidos e 100% possuem a FISPQ. Para a variável controle de emissões, 78% das empresas afirmaram que possuem meios de diminuir essas emissões. A partir das análises, constatou-se que trinta e oito empresas atenderam a esses critérios simultaneamente. Evidencia-se que as empresas que não estão nesse grupo são as que não apresentaram informações nos sites e nem nos documentos disponíveis nos órgãos ambientais responsáveis pelo seu licenciamento.

Vale ressaltar que, na licença de operação disponibilizada por uma das empresas, é mencionado que um projeto que se enquadre em fabricação de tintas deve considerar a necessidade de manutenção e limpeza no sistema de tratamento de efluentes por empresa devidamente licenciada ambientalmente; os resíduos classificados como perigosos devem ser armazenados e acondicionados de acordo com a NBR 12235; cumprir as diretrizes firmadas no

Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (PGRS) em sua integridade, fornecendo treinamento aos funcionários sobre os procedimentos neles contidos e apresentar a correta destinação final dos resíduos gerados na atividade; os resíduos classe I (perigosos) tais como, embalagens de tintas devem ser encaminhadas para empresa licenciada ambientalmente.

O que há em comum a todos fabricantes é a FISPQ que fornece informações sobre as matérias-primas que são utilizadas em cada tipo de tinta. Esta ficha traz também informações sobre os riscos envolvidos na utilização do produto, bem como os procedimentos de segurança e manuseio adequados, indicando a melhor forma de manuseio, transporte e descarte. Como através da FISPQ é possível identificar as matérias-primas que são utilizadas nos produtos, a partir dessa informação, é possível, também, investigar na literatura científica como elas são extraídas. Consequentemente, essa ficha é uma importante fonte para a elaboração da ACVO.

No entanto, apenas a FISPQ não possibilita a elaboração de uma ACV/ACVO, pois ela não revela, por exemplo, a composição do produto. Além disso, não dispensa o contato direto com o fabricante, pois a referida ficha não contém informações como consumo de energia, emissões atmosféricas diretas e quantidade de resíduos gerados.

Para o nível de maturidade ambiental “aspecto social” foram consideradas as empresas que declaram praticar ações socioambientais. Nesse

aspecto, 57% demonstram preocupação com a responsabilidade socioambiental. Isso corresponde a vinte e oito empresas.

A responsabilidade socioambiental representa que as empresas estão desenvolvendo práticas que envolvem as comunidades vizinhas. Na pesquisa foi possível identificar que o relacionamento das empresas em estudo com as comunidades locais é satisfatório e engloba várias atividades. As organizações se envolvem com prefeituras, escolas, creches e outras instituições objetivando a realização de programas educativos e comunitários na área de conservação do meio ambiente.

Como exemplo de medidas socioambientais divulgadas por essas empresas, pode-se mencionar: doação de tintas, capacitação de pintores, aproveitamento de espaços através da pintura e conscientização sobre o consumo consciente de energia. Assim, a maturidade ambiental também está relacionada com a capacidade de articulação da empresa com seus diversos públicos de interesse.

Para o nível de maturidade “qualidade” são considerados como fatores importantes: a empresa possuir certificação Tintas de Qualidade e possuir ABNT ISO 9001:2015. A qualidade foi considerada como o terceiro nível pois, supõe-se que as organizações estão mais preocupadas com esse aspecto, já que reflete diretamente na venda dos produtos. Vale ressaltar que, apesar dessas duas variáveis se referirem à qualidade, a Certificação Tintas de Qualidade é mais simples para uma empresa obter, já a certificação por



meio da ABNT ISO 9001:2015 é mais criteriosa. A partir disso, foi possível identificar que 78% das empresas adotam o primeiro critério e 39% apresentaram certificação ABNT ISO 9001:2015. Assim, constatou-se que dezenove empresas atendem os dois critérios estabelecidos para o nível qualidade.

A certificação Tintas de Qualidade é realizada pelo Programa Setorial da Qualidade de Tintas Imobiliárias que é uma ferramenta orientada pelas normas técnicas, nas quais quatro se destacam por serem de especificação: tintas látex (NBR 15079), massas niveladoras (NBR 15348), esmaltes brilhantes/tinta a óleo (NBR 15494) e vernizes brilhantes à base de solvente para uso interior (NBR 16211) (TESIS, 2020). Diante disso, é esperado que o consumidor tenha a segurança de utilizar uma tinta que apresenta padrões mínimos exigidos pelas normas.

Adicionalmente, algumas empresas são certificadas pela ABNT ISO 9001:2015. Apesar de não estar diretamente relacionada à gestão ambiental, essa norma certifica os Sistemas de Gestão de Qualidade (SGQ) com o intuito de garantir a otimização de processos, maior agilidade no desenvolvimento de produtos e produção mais ágil, a fim de satisfazer os clientes. Esses aspectos de qualidade também auxiliam no atendimento de aspectos ambientais dessas empresas.

A implementação dessa e de outras normas representa um diferencial competitivo, pois a ABNT ISO 9001:2015 assegura boas práticas de gestão e relacionamento entre clientes e

fornecedores. A empresa que adota a referida certificação, consegue ter uma produção mais ágil com processos inteligentes, passando a planejar e a controlar de forma sistemática as rotinas de trabalho, com a eliminação do retrabalho e a redução de custos (ABNT, 2015a).

Para o nível de maturidade “empresa verde”, foram consideradas as variáveis informações em relatórios, certificação *Coatings Care* e ABNT ISO 14001:2015. Esse nível foi considerado o quarto e último nível de maturidade, pois as empresas que adotam essas variáveis correspondem àquelas que possuem melhor desempenho ambiental, no contexto pesquisado. Assim, 8% apresentam informações em relatórios, 53% das empresas apresentaram certificação *Coatings Care* e 10% possuem certificação ABNT ISO 14001:2015. Nesse nível, apenas cinco empresas atendem integralmente os três critérios estabelecidos.

As informações em relatórios demonstram transparência da empresa e apresentam os indicadores sociais, econômicos e ambientais. Este representa um instrumento de gestão e comunicação. Dentre as atividades divulgadas nesses relatórios, uma das empresas informou que na administração dos produtos, para garantir a segurança e a sustentabilidade, é considerada toda a cadeia de valor, desde a extração de matérias-primas, produção e distribuição, fabricação, transporte, marketing e aplicação, até o fim de vida útil. Isso significa que a empresa adota uma perspectiva de ciclo de vida.

O Programa *Coatings Care* representa um modelo de gestão ambiental e ocupacional que define critérios relacionados ao gerenciamento da produção (subdividido em segurança, meio ambiente e processos industriais), transporte e distribuição, responsabilidade comunitária e gestão do produto. A efetivação desse programa abrange diversas áreas em uma empresa, tais como desenvolvimento de produto, produção, logística, marketing, vendas, alta administração, meio ambiente e segurança (ROTTA *et al.*, 2011).

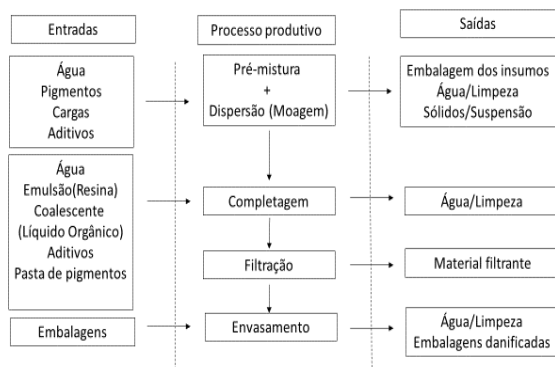
As empresas participantes desse programa são avaliadas em termos de recursos disponibilizados e melhoria contínua do seu desempenho em Meio Ambiente, Segurança e Saúde Ocupacional. A participação impõe o comprometimento real da direção na implementação efetiva das práticas do programa. A promoção de avaliações constantes permite monitorar e comparar a situação da empresa em relação a indicadores como consumo de água e energia, disposição de resíduos e ocorrência de acidentes do trabalho (ROTTA *et al.*, 2011).

Dentre os vários fatores que podem indicar a maturidade ambiental o mais evidente é o SGA estabelecido pela ABNT ISO 14001:2015, pois ao adotar essa norma há a exigência de conformidade com vários regulamentos. Dessa forma, o fato de a empresa possuir essa certificação indica que ela está em um nível mais elevado de maturidade ambiental e possui os benefícios relacionados às ações ambientais que ela implementa. Essas empresas estão mais

próximas do maior nível de maturidade, considerados neste trabalho, pois essa ação proativa tem relevância sobre questões ambientais no processo de tomada de decisão e na abordagem estratégica para avaliar o SGA da organização.

Outro aspecto presente nos sites é a forma como são produzidas as tintas. Na Figura 2 é apresentado um fluxograma da produção da tinta base água. Apesar dessa representação, o fluxograma pode variar de uma empresa para outra. Através das pesquisas foi possível identificar as principais entradas, as etapas do processo produtivo e as principais saídas.

**Figura 2: Fluxograma da produção da tinta base água**



\*Adaptado de Guia Técnico Ambiental Tintas e Vernizes (2020).

Conforme orientação do Guia Técnico Ambiental de Tintas e Vernizes (2008), os procedimentos de fabricação da tinta à base de água envolvem a pré-mistura e dispersão. Em seguida, tem-se a etapa de completagem essa é feita em um tanque provido de agitação adequada onde são adicionados água, emulsão, aditivos,

coalescentes e o produto da dispersão. Por fim, são realizadas a filtração e o envase, essas etapas ocorrem simultaneamente.

### ***Elaboração da Avaliação do Ciclo de Vida Organizacional***

Para a elaboração da ACVO baseado na ABNT ISO 14072:2019, de forma geral, é necessário conhecer toda a organização, o que inclui atividades desde a extração de matérias-primas até a eliminação do resíduo. Esse procedimento inclui definir objetivo e escopo, análise do inventário, avaliação de impacto e interpretação, semelhante ao que é estabelecido na ACV normatizada pela ABNT ISO 14040.

A fase de definição de objetivo e escopo inclui a fronteira do sistema e o nível de detalhamento, que podem variar em função do objetivo do estudo. A segunda fase, Inventário do Ciclo de Vida (ICV), compreende todas as entradas (por exemplo, energia, água e materiais) e saídas (por exemplo, produtos, coprodutos, resíduos e emissões para o ar, água e solo) relacionadas às atividades envolvidas no limite do sistema. Nesse sentido, a FISPQ e o fluxograma podem auxiliar na elaboração do ICV sem a realização de uma visita ao local. A fase de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida objetiva prover informações adicionais para apoiar a avaliação dos resultados do ICV, possibilitando melhor entendimento de sua significância ambiental. A fase final é a interpretação do ciclo de vida, na qual os resultados são discutidos para as conclusões, recomendações e tomada de decisão de acordo com a definição do objetivo e escopo

(ABNT, 2019). A fase de ICV é a que demanda mais informações, já as demais fases podem ser realizadas de forma independente.

Diante do que foi encontrado nos sites das empresas, percebe-se que o Programa *Coatings Care* é uma boa fonte de informações para a elaboração da ACVO, pois para a empresa ser certificada por esse programa, precisa fazer um levantamento preliminar, que envolve a determinação dos requisitos, objetivos e informações necessárias para iniciar a prática de gestão; fazer um planejamento para ajustar as atividades identificadas no estágio preliminar; verificar a operação para demonstrar o nível de conformidade com a prática; e realizar revisões para a melhoria contínua na prática de gestão. Além disso, as empresas precisam fazer uma avaliação do desempenho considerando aspectos de consumo de água, consumo de energia elétrica, resíduos sólidos perigosos e lesões graves (ABRAFATI, 2011).

O fato de algumas empresas seguirem a ABNT ISO 14001:2015 também pode possibilitar a implementação da ACVO, já que um dos pré-requisitos para a certificação dessa norma é que a empresa tenha dados referentes ao impacto ao meio ambiente e um levantamento minucioso da sua situação. Já a certificação ABNT ISO 9001:2015 e a certificação Tinta de Qualidade podem ajudar na elaboração da ACVO na medida em que precisam estar conforme normas de qualidade, em que controlam de forma sistemática as rotinas de trabalho e adotam medidas ecoeficientes.

As informações da forma como foram encontradas nos sites, apesar de auxiliarem na elaboração da ACVO, ainda não são suficientes para sua implementação, pois para desenvolvê-la é necessário conhecer de forma detalhada, por exemplo, as quantidades de matérias-primas, o consumo de água e o consumo de energia.

Alguns dos desafios para a elaboração de ACVO já foram descritos nos trabalhos como de Camargo *et al.* (2018), Martínez-blanco, Forin e Finkbeiner (2019), que descrevem que existe uma grande quantidade de dados diferentes nas cadeias de suprimentos, qualificação de mão de obra e necessidade de promover ainda mais a construção do banco de dados na ACV brasileira, além da apresentação de resultados e de medidas ambientais, não apenas internamente nas empresas, mas também externamente.

## Conclusões

Visando evidenciar os esforços na área ambiental, este estudo teve como objetivo avaliar o nível de maturidade ambiental das empresas do setor de tintas. Os quatro estágios propostos são apropriados para explicar esse empenho: atendimento as legislações, social, qualidade e empresa verde.

Assim, constatou-se que trinta e oito empresas estão no nível atendimento as legislações, vinte e oito estão no nível social, dezenove estão no nível qualidade e cinco no nível empresa verde.

As organizações tendem a começar com a implementação da gestão ambiental devido aos requisitos legais. Posteriormente, as empresas

passam a estabelecer os aspectos de qualidade do produto e socioambientais. Quando as empresas verdes passam a adotar medidas onde o aspecto ambiental é visto como fonte para gerar lucros, e essas empresas passam a ser referências no aspecto ambiental. Embora as empresas alcancem esse último estágio de maturidade estabelecido, ainda devem buscar avanços na perspectiva ambiental, através, por exemplo, de adoção de metodologias como ACV e ACVO.

Instrumentos como o FISQP podem ser úteis para a implementação das ferramentas do ciclo de vida. Nesse caso, as quantidades poderiam ser indicadas, excetuando-se quando o segredo industrial está na quantidade e não nos processos. Também, na maioria das vezes, as informações quantitativas não são importantes para a reprodução dos processos por terceiros, mas são úteis para quem conduz uma ACVO.

## Agradecimentos

Os autores agradecem o Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq (422087/2018-1) e a Fundação de Amparo à Pesquisa do Piauí - FAPEPI pelo financiamento de projetos de pesquisa.

## Referências bibliográficas

- ABRAFATI. O setor de tintas no BRASIL. Disponível em: <https://www.abrafati.com.br/o-setor-de-tintas-no-brasil/>. Acesso em: 23 out. 2019.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT NBR ISO/TS 14072: Gestão Ambiental: Avaliação do ciclo de vida: Requisitos e diretrizes para a avaliação do ciclo de vida organizacional. Rio de Janeiro: ABNT ISO/TS, 2019.
- \_\_\_\_\_. ABNT NBR ISO 9001: sistemas de gestão da qualidade: requisitos. Rio de Janeiro: ABNT, 2015a.

\_\_\_\_\_. ABNT NBR ISO 14001: sistemas de gestão ambiental: requisitos com orientações para uso. Rio de Janeiro: ABNT, 2015b.

\_\_\_\_\_. NBR ISO 14044: gestão ambiental: Avaliação do Ciclo de Vida: requisitos e orientações. Rio de Janeiro: ABNT, 2014.

\_\_\_\_\_. ABNT NBR 14725-4: Produtos químicos: informações sobre segurança, saúde e meio ambiente Parte 4: ficha de informações de segurança de produtos químicos. Rio de Janeiro: ABNT, 2010.

BRASIL. Lei Federal nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasil, 2010. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato20072010/2010/lei/12305.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato20072010/2010/lei/12305.htm). Acesso em: 13 dez. 2019.

CAMARGO, A. M. *et al.* The implementation of organizational LCA to internally manage the environmental impacts of a broad product portfolio: an example for a cosmetics, fragrances, and toiletry provider. *The International Journal Of Life Cycle Assessment* (2018). <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-018-1502-4>.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Guia Técnico Ambiental Tintas e Vernizes – Série P+L. São Paulo: CETESB, FIESP, 2008.

INSTITUTO NACIONAL DE METROLOGIA, NORMALIZAÇÃO E QUALIDADE INDUSTRIAL (INMETRO). São Paulo, Disponível em: <https://certifiq.inmetro.gov.br/Consulta/ConsultaEmpresas>. Acesso em: 25 nov. 2019.

JABBOUR, A.; JABBOUR, C. Are supplier selection criteria going green? Case studies of companies in Brazil, *Industrial Management & Data Systems* (2009). <https://doi.org/10.1108/02635570910948623>

MARTÍNEZ-BLANCO, J. *et al.* Organizational LCA: the new member of the LCA family—introducing the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative guidance document. *The International Journal Of Life Cycle Assessment* (2015). <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-015-0912-9>.

MARTÍNEZ-BLANCO, J.; FORIN, S.; FINKBEINER, M. Challenges of organizational LCA: lessons learned from road testing the guidance on organizational life cycle assessment. *The International Journal Of Life Cycle Assessment* (2019). <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-019-01699-3>.

ROTTA, A. P. M. C. *et al.* Coatings Care - Manual do Programa no Brasil. 1. ed. São Paulo: ABRAFATI, 2011. v. 1.

SOUZA, A. G. R.; GIANEZINI, M.; WATANABE, M. Panorama do setor de tintas no brasil: mercado, gestão e tecnologias para o segmento de tintas imobiliárias. *Revista Gestão Inovação e Tecnologias* (2018). <http://dx.doi.org/10.7198/geintec.v8i3.1110>.

TESIS. Resumo executivo do relatório setorial nº 67: Tesis, 2020.

VALOR. Vendas de tintas imobiliárias. Disponível em: . Acesso: 6 jul. 2020.

## Aplicação de Declarações Ambientais de Produto (DAP) na Modelagem da Informação da Construção (BIM)

Julianna Crippa<sup>1,2,3</sup>

Sergio Scheer<sup>2</sup>

Cássia Ugaya<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Universidade Tecnológica Federal do Paraná - UTFPR

<sup>2</sup> Universidade Federal do Paraná - UFPR

<sup>3</sup> Centro Universitário Franciscano do Paraná - FAE

julianna.crippa@gmail.com

### Resumo

Problemas de interoperabilidade para gerenciamento de dados BIM (Modelagem da Informação da Construção) em análises de sustentabilidade estão ainda presentes nos processos atuais. Visando reduzir quantidade de tempo despendida, esforço e riscos causados pela entrada manual de dados em ferramentas BIM, o estudo tem como objetivo desenvolver um método para automatizar a inserção de dados em um modelo BIM provenientes de DAP (Declaração Ambiental de Produto) que estime os impactos ambientais potenciais provenientes dos materiais de construção, de maneira a auxiliar na tomada de decisão durante a fase de concepção do projeto. Assim, para a modelagem BIM, optou-se por utilizar o Autodesk® Revit, enquanto para o desenvolvimento do algoritmo dentro da mesma ferramenta foi utilizado um ambiente de programação visual (Dynamo). Tratando-se do Sistema de Classificação da Informação da Construção foi aplicada a OmniClass™, a qual está sendo utilizada como base para o desenvolvimento da NBR 15965. A classificação dos elementos foi feita com uso do aplicativo Classification Manager for Revit, da API Autodesk BIM Interoperability Tools. Os valores de ACV (Avaliação de

Ciclo de Vida) provêm das DAP publicadas em formato XML, e disponíveis desde 2017. O banco de dados de DAP convencional em formato PDF possui mais de 900 publicações, enquanto até o presente momento existe apenas 31 conjuntos de dados publicados em formato XML, os quais claramente não contemplam todos os produtos envolvidos na construção civil. Dessa forma, conclui-se que é interessante utilizar em conjunto outros bancos de dados mais completo que viabilize a realização da ACV de edificação composta pelos materiais presentes no projeto. No entanto, quanto a análise da qualidade dos dados é limitada uma vez que as DAP não especificam qual base de dados foi utilizada para cada produto. Percebe-se também que o método proposto possibilita inserir informações vinculadas a qualquer tipo de banco de dados em formato XML dentro de um modelo BIM.

**Palavras-chaves:** Modelagem da Informação na Construção (BIM), Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) de Edificações, Declaração Ambiental de Produto (DAP)

### 1. Introdução

Soluções que subsidiem a tomada de decisão em projetos de edificações a partir da escolha de materiais mais sustentáveis, podem contribuir para a redução dos impactos ambientais provenientes do setor da Arquitetura, Engenharia e Construção (AEC). Assim, este trabalho visa propor um modelo de integração da Modelagem da Informação da Construção (BIM<sup>1</sup>) com as Declarações Ambientais de Produtos (DAP<sup>2</sup>) publicadas em formato XML (*machine-readable*

EPD) para automatização de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) de edificações.

Estima-se que a indústria da AEC consome quase 50% da energia produzida no planeta inteiro (HOMER-DIXON, 2010), além de que um terço das emissões de gases do efeito estufa são provavelmente originados desta mesma indústria (UNEP, 2009). Adotar a produção e o uso de materiais e estratégias mais sustentáveis não apenas pode reduzir emissões de gases do efeito estufa, mas também mitigar o consumo de energia e água.

Em países em desenvolvimento, como o Brasil, o setor da construção civil tem geralmente um impacto importante no ramo econômico (AKAN; DHAVALÉ; SARKIS, 2017). Em relatório publicado pelo Governo Federal sobre os Indicadores (IBGE, 2016), este setor é responsável por 5,6% do Produto Interno Bruto (PIB) brasileiro.

Além disso, segundo o IBGE, em Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios, o Déficit Habitacional do Brasil equivale a 9% da população. Este dado comprova a existência de um expressivo déficit habitacional, confirmando também que com o aumento da qualidade de vida do país existirá demanda para construções de novas habitações.

<sup>1</sup> O BIM é normatizado internacionalmente pelas ISO 12006 e ISO 29481. No Brasil, além da ABNT NBR ISO 12006, aplica-se a ABNT NBR 15965, a qual ainda está em desenvolvimento e baseia-se nas tabelas OmniClass™, um sistema de classificação de informação de edificações criado para o mercado da construção norte-americano (CATELANI e SANTOS, 2016).

<sup>2</sup> Pode-se conceituar DAP como Declarações dos Impactos Ambientais associados a uma marca específica ou a média de um grupo de produtos (TRUSTY, 2011). O Sistema Internacional EPD® adere padrões internacionais como normas das famílias ISO 14000 e ISO 9000. Para materiais de construção, as Regras de Categoria de Produto visam o cumprimento das normas europeias EN 15804 e EN 15978. Os 15 potenciais impactos ambientais (Tabela 1) devem ser calculados e reportados na DAP de acordo com a EN 15804 e relatados por unidade funcional.

Nesse cenário, existe a necessidade de agregar valor ao ambiente construído através da melhoria da qualidade dos projetos de edificações, visando proporcionar conforto e benefícios aos usuários de Empreendimentos Habitacionais de Interesse Social (EHIS) e para a sociedade em geral.

## 2. Revisão da Literatura

A prática obrigatória destas declarações facilitaria a padronização e automatização de simulações de impactos ambientais. Segundo Trusty (2011), é possível utilizar informações de DAP na concepção de projeto e na escolha dos materiais. Além disso, internacionalmente, já se trabalha na normatização da ISO/WD 22057 que visa padronizar o uso de DAP em níveis de construções utilizando ferramenta BIM.

Alguns estudos, como o esquema proposto por Shadram et al. (2016), permitem elaborar análises de energia incorporada associada com a cadeia de suprimentos de materiais de construção baseadas em DAP. O esquema utiliza uma ferramenta do tipo ETL (*Extract, Transform e Load*), que processa e integra BIM com dados de DAP. Esses autores enfatizaram a carência de um formato padronizado para a DAP, por exemplo, em um arquivo em XML e/ou IFC. Assim, seria possível armazenar automaticamente novas DAP no banco de dados vinculado ao projeto.

No entanto, esta pesquisa de Shadram et al. (2016) foi realizada antes de 25 de abril de 2018, data em que segundo Environdec (2018) o

Sistema Internacional EPD® lançou uma nova base de dados com informações de “DAP digitais, legíveis por computador”. Neste ponto, parecendo acatar as sugestões destes e de outros autores, as DAP começaram a ser publicadas em formato de arquivo .XML. Dessa forma, é possível aplicá-las rapidamente dentro de diferentes aplicativos, o que estimula o uso e a comunicação dos relatórios de desempenho ambiental de produtos. Ressalta-se, no entanto, que o banco de dados de DAP convencional possui mais de 900 publicações, enquanto as DAP legíveis por computador contam com apenas 36 conjuntos de dados, até o presente momento.

Mais recentemente, autores como Santos et al. (2019), Wastiels e Ducuyperre (2019) e Božiček, Kunič e Košir (2020), vem estudando a aplicação de DAP para ACV, desenvolvidas juntamente com projetos em BIM. No entanto, nenhuma destas apresenta especificamente um modelo para ler as informações das DAP em formato XML atrelada ao modelo BIM automaticamente.

## 3. Método de pesquisa

A Ciência do Artificial ou, em inglês, Design Science Research (DSR) é motivada pelo desejo de melhorar o ambiente pela introdução de artefatos novos e inovadores e pelos processos de criação dos mesmos (SIMON, 1996). Trabalhos que se enquadram neste tipo de estratégia visam prescrever artefatos de alto rigor e relevância

com propostas que possam ser aplicadas na indústria e utilizadas por diversos gestores e profissionais envolvidos, de maneira que se transforme em um produto ou serviço útil para a sociedade (DRESCH; LACERDA; ANTUNES JÚNIOR, 2015). Seguindo esta estratégia de pesquisa, o presente trabalho propõe um modelo de integração das DAP em formato XML e uma ferramenta BIM, de modo a automatizar a elaboração de ACVs de edificações.

### 3.1. Ferramentas utilizadas

Para ter acesso às DAP legíveis por computador é necessário se cadastrar no site do International EPD® System - Datahub: <<https://data.environdec.com/index.xhtml>>.

Uma vez executado o login, o sistema possibilita procurar o conjunto de dados para o processo desejado e, em seguida, visualizar o arquivo por completo na própria web ou fazer o download em formato XML.

Quanto a modelagem BIM, utilizou-se a versão educacional do Autodesk® Revit, visto que este é usado popularmente para esta função. Assim, é possível gerenciar a integração BIM-DAP e aplica-la dentro do próprio software. Para tal, foi utilizado o Autodesk® Dynamo que é definido como uma plataforma de programação visual, que funciona como uma extensão de programação gráfica *open-source* dentro do Revit. O Dynamo permite manipular dados, esculpir geometria, explorar opções de projeto,

automatizar processos e criar conexões (links) entre vários aplicativos.

Tratando-se da escolha do Sistema de Classificação da Informação da Construção, uma vez que será aplicado o método em um projeto compatível com o contexto do mercado brasileiro, o ideal seria utilizar a ABNT NBR 15965. Esta norma é dividida em sete partes, mas apenas quatro foram publicadas até o momento. Assim, optou-se por utilizar a OmniClass<sup>TM</sup> <sup>3</sup>, a qual é utilizada como base para o desenvolvimento da NBR 15965 e possui suas tabelas fundamentadas na norma ISO 12006.

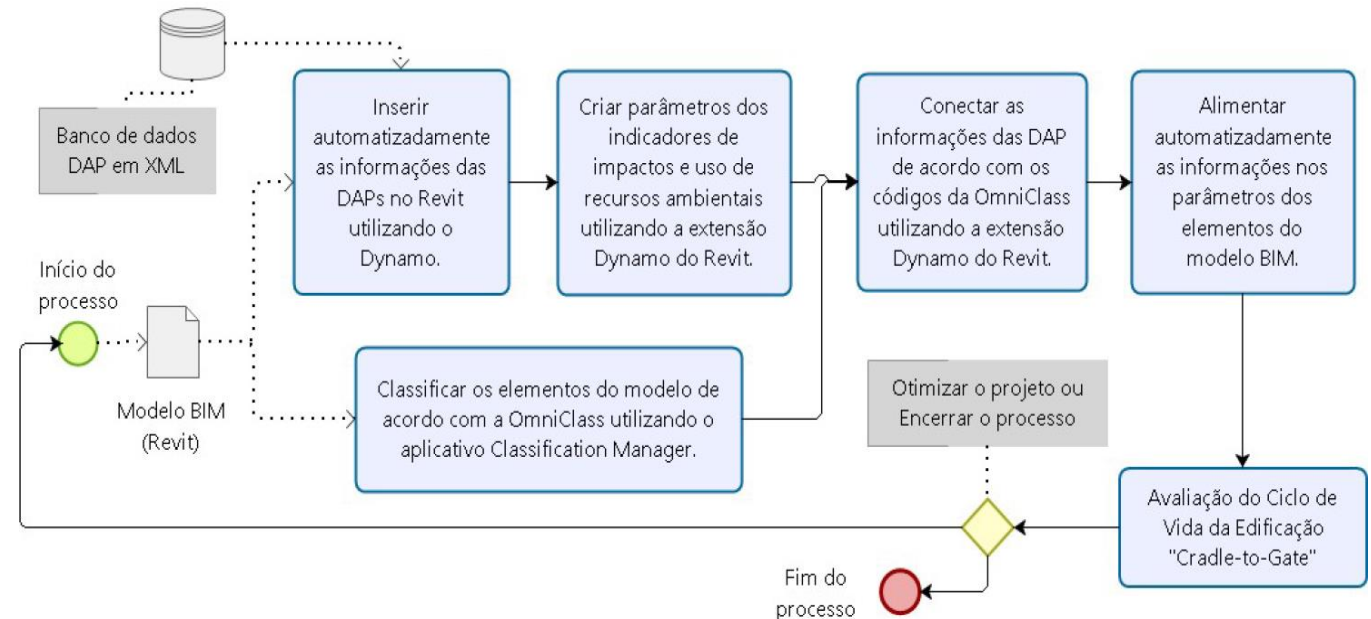
Para classificar os elementos pertencentes ao modelo, foi utilizado o *Classification Manager for Revit*, um gerenciador de classificação da própria Autodesk. Este faz parte de um grupo maior de ferramentas que auxiliam os profissionais em seus fluxos de trabalho BIM conhecido como *Autodesk BIM Interoperability Tools*. O aplicativo possibilitou padronizar e classificar o modelo, conforme a OmniClass, rapidamente. Esta operação é crucial para o funcionamento dos algoritmos desenvolvidos neste trabalho.

#### 4. Resultados e Discussão

Como resultado, foi obtido o modelo apresentado na FIGURA 1.

FIGURA 1 – MODELO PROPOSTO

Fonte: Os Autores.



O processo inicia com o projeto arquitetônico e estrutural modelado em BIM utilizando a ferramenta REVIT. Os elementos deste modelo devem ser classificados com as informações provenientes da OmniClass<sup>TM</sup>, utilizando o aplicativo Classification Manager. Em paralelo, deve ser executada o Dynamo, para a inserção automatizada de informações provenientes das DAP e também criado os parâmetros de projetos no Revit. Frisa-se que todas as DAP em formato XML foram salvas dentro de um mesmo arquivo no computador. O algoritmo desenvolvido no

Dynamo, abriga todas informações referentes as DAP e conecta-se com os elementos por meio da leitura dos códigos da OmniClass<sup>TM</sup>. Neste momento, o algoritmo é processado no Revit por meio do Dynamo Player, localizado na aba *manage* dentro de *visual programming*, para a alimentação automática das propriedades e informações dos tipos de família dos elementos do modelo BIM. Após rodar o programa, se os dados forem compatíveis com aquela classificação da OmniClass<sup>TM</sup>, as informações serão atualizadas automaticamente.

<sup>3</sup> A OmniClass<sup>TM</sup> foi projetada para todo o ciclo de vida da instalação, desde a concepção até a demolição ou reutilização e abrangendo todos os diferentes tipos de construção que compõem o ambiente construído. Além disso, esta é utilizada em aplicações na área de BIM, desde a organização de relatórios e bibliotecas de objetos até o fornecimento de uma maneira de acumular ou detalhar dados para obter as informações que atendem às suas necessidades.

Dessa forma, basta extrair as quantidades derivadas do modelo para ter o cálculo de ACV “cradle-to-gate” (berço ao portão). A partir deste momento, os envolvidos poderão otimizar o projeto, optando por outros materiais mais sustentáveis e iniciar novamente o processo, ou dar como encerrado. Vários aspectos da estrutura BIM-DAP permitem criar um processo automatizado para Avaliação do Ciclo de Vida de Edificações durante a fase de desenvolvimento do projeto. A estrutura proposta possibilita comparar resultados, contribuindo para tomada de decisões relacionadas a projetos alternativos, seleção de materiais, fornecedores e componentes de uma perspectiva ambiental.

Uma vez que a nova base de dados com informações de DAP digitais (em XML), legíveis por computador foi publicada recentemente, este trabalho pode ser apontado com o um dos pioneiros na aplicação destas com BIM. No entanto, dadas as circunstâncias, o banco de dados de DAP em formato XML ainda é bastante limitado, o que impossibilita desenvolver uma ACV em que conste todos os materiais. Portanto, para a avaliação do método proposto os algoritmos foram aplicados de maneira hipotética. Apesar de conseguir validar a aplicação do método, ainda não é possível aplicar as informações verossímeis utilizando apenas as DAP em formato XML. O modelo de processo proposto apresenta um nível de integração de grau elevado, uma vez que abrange

um *gap* de interoperabilidade da integração BIM-DAP, por meio do compartilhamento automatizado de informações no sistema dentro do próprio software BIM. A programação visual (Dynamo) sugerida pode ser qualificada como fácil e intuitiva, o que possibilita alcançar produtividade, explorar e desenvolver diversas funcionalidades com pouco tempo dedicado ao treinamento. No entanto, o algoritmo desenvolvido é limitado a ler uma DAP de cada vez, então se faz necessário repetir o processamento do algoritmo algumas vezes até completar todos os elementos com as informações. Além disso, toda a vez que alguma nova DAP for publicada esta deverá ser baixada manualmente e inserida na pasta correspondente com o algoritmo.

Adicionalmente, existe algumas limitações quanto à unidade funcional das DAP e as unidades dos elementos modelados em BIM que, geralmente, seguem critérios de compras, fazendo necessário algumas adaptações e futuras melhorias do algoritmo.

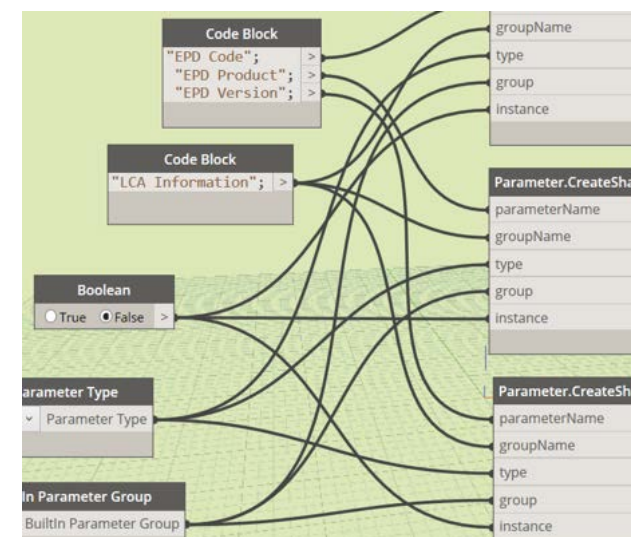
#### 4.1. Aplicação e validação no modelo BIM

Para a validação da solução de integração BIM-DAP foi necessária a aplicação em uma modelagem BIM realizada no Revit, a qual possibilitou executar experimentos das ferramentas. Disponibilizado pela empresa Campestrini, foram utilizados modelos BIM em LOD 350 de uma edificação habitacional

multifamiliar de baixo padrão, do tipo “Minha Casa, Minha Vida”. Ressalta-se que as bibliotecas de famílias devem estar adaptadas com o parâmetro de “Volume”, calculado para utilização do algoritmo de integração BIM-DAP.

Utilizando o Dynamo, um primeiro algoritmo foi desenvolvido com a intenção de criar os parâmetros de indicadores de impactos e usos de recursos ambientais. Para tal, foi utilizado o nó “Parameter.CreateSharedParameter” (FIGURA 2). Assim, automatizou-se o processo de criação dos parâmetros compartilhados, bastando apenas executar o arquivo Dynamo para os parâmetros estarem disponíveis no template.

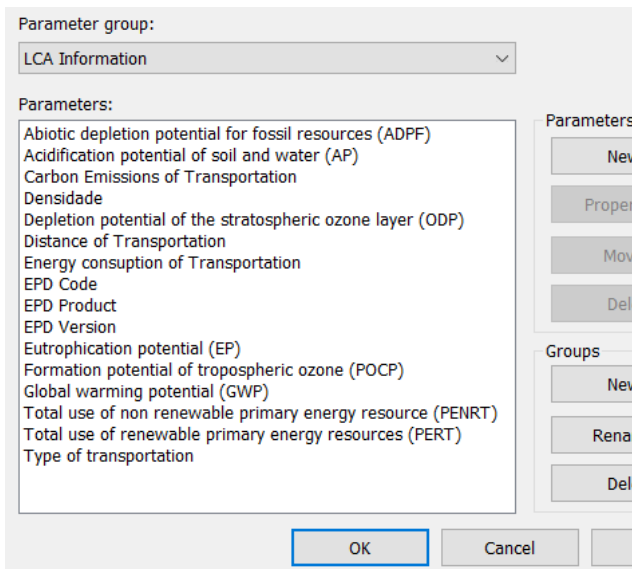
FIGURA 2 – CRIAÇÃO DE PARÂMETROS



Fonte: Os Autores.

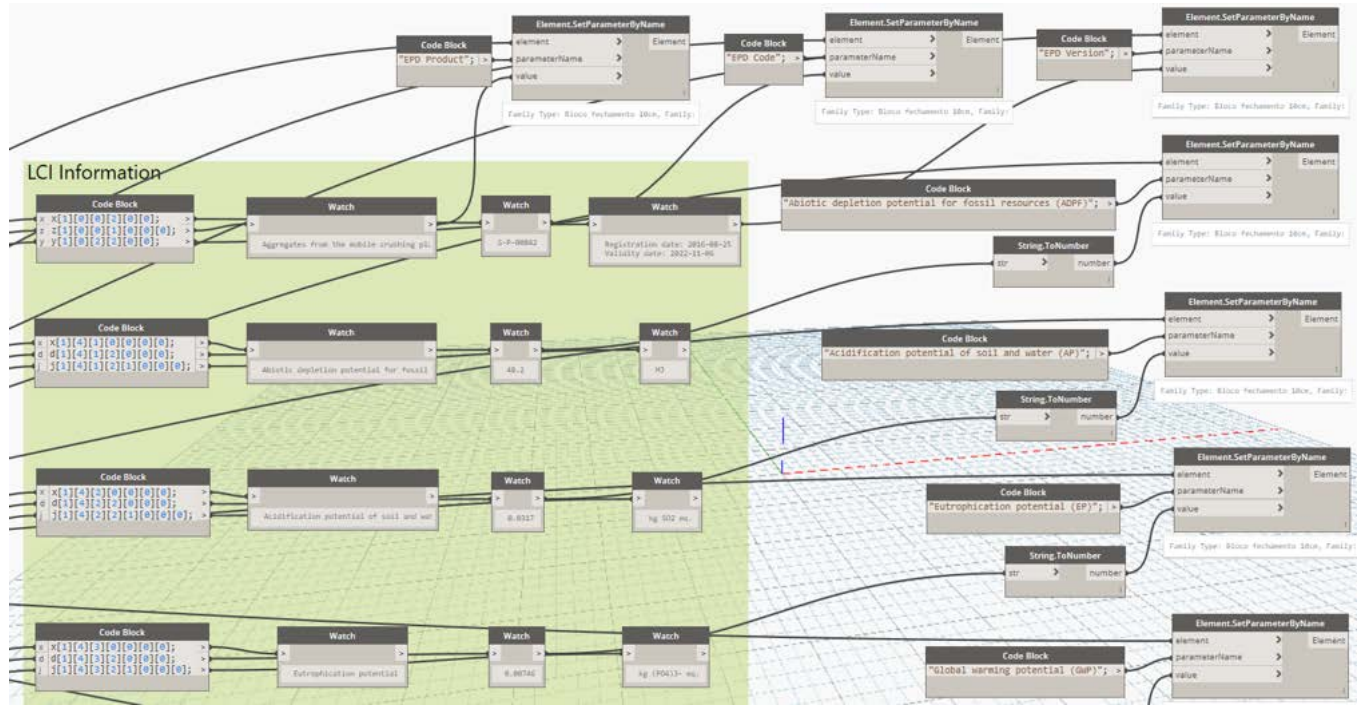
O segundo algoritmo foi estabelecido para ler as informações das DAP em formato XML e alimentar o grupo de parâmetros previamente criados (FIGURA 3). Neste momento, foi necessário adicionar o pacote LunchBox dentro do Dynamo, o qual viabiliza a leitura do arquivo .XML de maneira otimizada. Em seguida, o algoritmo identifica os códigos da OmniClass atrelados ao elemento e à DAP. Se ambos coincidirem, os parâmetros são alimentados com os dados provenientes da DAP automaticamente. A parte final deste algoritmo, que alimenta as informações dentro do modelo BIM está representado na FIGURA 4.

FIGURA 31 – GRUPO DE PARÂMETROS A SEREM ALIMENTADOS COM AS DAP



Fonte: Os Autores.

FIGURA 4 – PARTE DO ALGORITMO 2



Fonte: Os Autores.

### 5. Conclusões

Tendo em vista as revoluções tecnológicas da sociedade, verifica-se que há uma busca pela automação e digitalização dos serviços inclusive no âmbito da AEC utilizando-se do BIM. Assim, há a necessidade de desenvolver algoritmos para otimização do tempo e da tomada de decisão dos profissionais envolvidos.

Enquanto isso, no contexto da ACV de edificações, enxerga-se uma oportunidade de

estudo e desenvolvimento ágil dos cálculos de impactos ambientais e consumo energético utilizando DAP. Unindo os pontos destacados, o estudo visou prescrever um artefato (modelo) para automatizar a integração BIM-DAP que estime os impactos e uso de recursos ambientais provenientes dos materiais de construção, de maneira a auxiliar na tomada de decisão durante a fase de concepção do projeto. Para isso, foi incorporado dos conceitos e abordagem metodológica da *Design Science Research*.



O modelo proposto foi avaliado e validado por meio de um experimento controlado. Este apresenta vantagens como a possibilidade de inserção no modelo BIM de informações vinculadas a diferentes classes de problemas, apenas alterando o banco de dados.

Tratando-se da aplicação apenas de DAP em formato XML, ainda não é possível ter todas as informações de produtos utilizados no projeto, sendo necessário utilizar outro banco de dados para realizar de fato uma ACV da edificação. Quanto a questão de interoperabilidade desenvolvida neste trabalho, a utilização do Dynamo como ambiente de programação visual e extensão da ferramenta Revit, adiciona grande valor a este trabalho. Os conceitos e os algoritmos desenvolvidos podem ser adaptados para diversas classes de problemas que carecem de uma interação com BIM, independente de qual seja o parâmetro em estudo. Recomenda-se, para trabalhos futuros, otimizar o algoritmo para que este interaja de maneira mais automatizada entre os diferentes conjuntos de dados de DAP. Pode-se, por exemplo, programar para que a leitura das DAP em formato XML seja executada diretamente da web, sem a necessidade de baixá-las manualmente a cada nova publicação.

O escopo da ACV também pode ser estendido para as demais fases do ciclo de vida, envolvendo principalmente questões de circularidade da edificação e dos materiais. Por fim, sugere-se elaborar um estudo que proponha uma

organização dos produtos da construção, para que as informações dos impactos venham um padrão de unidades adequado para cada tipo de elemento de acordo com o que se modela no software BIM.

### Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001. Agradecemos também a Campestrini, por disponibilizar o Modelo BIM, e também as instituições UFPR, UTFPR e FAE.

### Referências bibliográficas

- AKAN, M. Ö. A.; DHAVALA, D. G.; SARKIS, J. **Greenhouse gas emissions in the construction industry: An analysis and evaluation of a concrete supply chain.** *Journal of Cleaner Production*, v. 167, p. 1195-1207, 2017.
- ARAUJO, A. M. F.; CRIPPA, J.; UEHARA, L. K. S.; LOPES, T. V.; SCHEER, S. In: Interoperabilidade de ferramentas BIM e avaliação do ciclo de vida de edificações, 10º SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GESTÃO E ECONOMIA DA CONSTRUÇÃO. *Anais...* Nov 2017, p. 251-259, 2017.
- BOŽIČEK, David; KUNIČ, Roman; KOŠIR, Mitja. **Interpreting environmental impacts in building design: Application of a comparative assertion method in the context of the EPD scheme for building products.** *Journal of Cleaner Production*, p. 123399, 2020.
- CATELANI, W.; SANTOS, E. T. Normas Brasileiras sobre BIM. **Concreto & Construções**, São Paulo, n.84, p. 54 - 59, 01 out. 2016. Disponível em: <[http://ibracon.org.br/Site\\_revista/Concreto\\_Construcoes/pdfs/revista84.pdf](http://ibracon.org.br/Site_revista/Concreto_Construcoes/pdfs/revista84.pdf)>. Acesso em 16 jun. 2017.
- CRIPPA, J., BOEING, L. C., CAPARELLI, A. P. A., DA COSTA, M. D. R. D. M. M., SCHEER, S., ARAUJO, A. M. F., & BEM, D. A BIM-LCA integration technique to embodied carbon estimation applied on wall systems in Brazil. **Built Environment Project and Asset Management**, v. 8, n. 5, p. 491-503, 2018.

DRESCH, A.; LACERDA, D. P.; ANTUNES JÚNIOR, J. A. V. **Design science research: método de pesquisa para avanço da ciência e tecnologia.** Bookman Editora, 2015.

ENVIRONDEC. **The International EPD® System launches a new database with digital EPD data.** 2018. Disponível em: <https://www.environdec.com/News-archive/the-international-epd-system-launches-a-new-database-with-digital-epd-data/>. Acesso em: 7 de dezembro de 2018.

HERTWICH, E. G.; PETERS, G. G. Carbon footprint of nations: a global, trade-linked analysis. **Environ. Sci. Technol.**, v.43, n.16, p.6414-6420, 2009. Disponível em: <http://www.ppgcc.ufpr.br/dissertacoes/d0119.pdf>. Acesso em: 10 set. 2015.

HOMER-DIXON, Thomas F. **Environment, scarcity, and violence.** Princeton University Press, 2010.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Indicadores de Desenvolvimento Sustentável.** 2016. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/ids/tabelas>>. Acesso em: 27 março 2017.

SANTOS, Ruben et al. **Integration of LCA and LCC analysis within a BIM-based environment.** *Automation in Construction*, v. 103, p. 127-149, 2019.

SHADRAM, F., JOHANSSON, T., SCHADE, W., OLOFSSON, T., An integrated BIM-based framework for minimizing embodied energy during building design, **Energy and Buildings**, vol. 128, pp. 592-604, 2016.

SIMON, H. A. **The sciences of the artificial.** MIT press, 1996.

TRUSTY, W. **The Future of Life Cycle Assessment (LCA) in Codes.** 2011. Disponível em: <[http://www.athenasmi.org/wp-content/uploads/2012/05/Feb2011\\_BSI\\_Future\\_of\\_LCA\\_in\\_Codes.pdf](http://www.athenasmi.org/wp-content/uploads/2012/05/Feb2011_BSI_Future_of_LCA_in_Codes.pdf)>. Acesso em: 10 julho 2015.

UNEP. **Buildings and climate change: Summary for decision-makers.** United Nations Environmental Programme, Sustainable Buildings and Climate Initiative, Paris, p. 1-62, 2009.

WASTIELS, L.; DECUYPERE, R. **Identification and comparison of LCA-BIM integration strategies.** In: IOP Conference Series: Earth and Environmental Science. IOP Publishing, 2019. p. 012101.

## Avaliação do ciclo de vida de edificações e sua integração em BIM: compilação de estudos de caso

Marina Montemuro Varela<sup>1</sup>

Vinicius Maciel<sup>2</sup>

Ana Passuello<sup>3</sup>

Eduardo Luís Isatto<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Arq. e Urb., Mestranda, PPGCI, UFRGS

<sup>2</sup>Químico Industrial, Dr., Pós Doutorado, PPGCI, UFRGS

<sup>3</sup>Eng. Civil, Dr., Professor permanente, PPGCI, UFRGS

marina.varela@ufrgs.br

### Resumo

A avaliação do ciclo de vida (ACV) é uma ferramenta de suporte à tomada de decisão que vêm sendo amplamente utilizada para a escolha de materiais de construção, visando edificações mais sustentáveis. Porém, a inserção de dados de projeto em softwares de ACV é bastante dispendiosa, dado o vasto número de variáveis envolvidas em um edifício. Neste sentido, o BIM (modelagem da informação da construção) é uma ferramenta que auxilia a coleta de dados relevantes de projeto para sua aplicação na ACV. Quando é utilizado para este fim, o BIM atua como quantificador de cada material empregado na construção. Esta prática é vantajosa, dado que a coleta manual de informações de projeto, muitas vezes realizada através de tabelas com levantamento via desenhos 2D, pode provocar muitos erros, aumentar o tempo de execução da tarefa, causar retrabalho e imprecisão dos resultados. Neste sentido, a interoperabilidade entre os softwares de ACV e BIM poderia trazer melhorias no cálculo dos impactos ambientais potenciais de edificações. O presente artigo tem como objetivo explorar o tema acima descrito através da revisão de estudos de caso que utilizaram as duas ferramentas para facilitar a análise dos impactos das edificações, considerando trabalhos publicados entre os anos de 2016 e 2019. Foram verificadas as lacunas, limitações encontradas pelos autores da área para possíveis estudos, e as principais vantagens e desvantagens da integração destas

ferramentas. Como resultado, não se pôde verificar significativo avanço no uso do BIM para a ACV decorridos quatro anos.

**Palavras-chaves:** Modelagem da Informação da Construção, Interoperabilidade, ACV de edifícios inteiros.

### Introdução

A construção civil é uma das indústrias que gera mais impactos no planeta. Na Europa, dados de 2014 mostram que ela representou cerca de 34,7% da taxa mundial de geração de resíduos (Eurostat Statistics Explanation, 2019). Consequentemente, a necessidade de se pensar em edificações mais responsáveis, com menor impacto ambiental se faz presente.

A Associação Brasileira de Normas Técnicas (2014) normatiza com a NBR ISO 14040:2009 que a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é, dentre suas atribuições, uma técnica utilizada para compilar um inventário de entradas e saídas referentes a um produto, que nesse estudo é a edificação. Cabe ainda a ACV auxiliar na tomada de decisão, podendo fornecer informações a respeito de qual material se utilizar para cada situação após o cálculo do impacto do produto avaliado. Ainda uma de suas fases conta com a interpretação dos resultados por parte do especialista em ACV para auxiliar nas tomadas de decisão, seja na fase projetual, de construção, de operação e de reuso é outro papel da ACV (Mantovani, 2015). Porém os mecanismos de extração dessa quantificação de impactos ainda

não são majoritariamente automáticos (Jrade; Abdulla, 2012), necessitando a inserção de dados em diferentes softwares por meio de bases de dados locais ou globais. A ACV ainda tem como objetivo avaliar os impactos ambientais entre os fluxos de entradas e saídas dos processos, onde a análise é considerada a chave principal do porquê se integrar ACV com uma ferramenta de quantificação das entradas, como é o caso do BIM (Soust-Verdaguer; Llatas; García-Martínez, 2016a).

O BIM surge como uma ferramenta que auxilia na automatização do processo da ACV. Na fase projetual, pode auxiliar de maneira com que impactos ambientais sejam reduzidos sendo uma fonte multidisciplinar de informações (Kozlovská; Spišáková, 2017). Porém, sua interação ainda é limitada e a literatura se baseia em estudos de caso que aplicaram os métodos nas fases de concepção do projeto (Soust-Verdaguer; Llatas; García-Martínez, 2016b).

Soust-Verdaguer et al. (2016b) publicaram no ano de 2016 uma comparação de diversos estudos de caso para identificar parâmetros utilizados no avanço da ACV das edificações com auxílio do BIM. O estudo consiste de uma revisão que englobou estudos entre os anos de 2012 e 2016 e pode ser considerado um paradigma sobre o tema, pois constitui um dos primeiros estudos onde são analisados comparativamente os métodos utilizados para se conduzir uma ACV com auxílio do BIM.

Dado o período de cinco anos já decorrido do referido estudo, o presente artigo tem como

objetivo realizar uma compilação de estudos de caso realizados entre os anos de 2016 e 2020, para que se verifique se houveram avanços nas pesquisas, para que haja um incremento dos dados de Soust-Verdaguer et al. (2016b) e para que sejam expostas lacunas para futuras pesquisas no tema.

### **Estado da arte**

Nessa seção serão abordados os temas de ACV e BIM e expostas as suas deficiências individuais e a sua contribuição para o avanço em conjunto. Também serão mencionadas as necessidades de cada ferramenta e os softwares mais utilizados para cada uma delas, com suas vantagens e desvantagens.

### ***Avaliação do ciclo de vida da edificação***

A avaliação do ciclo de vida auxilia na tomada de decisões dos projetos, uma vez que avalia os impactos dos diferentes tipos de materiais. Ela é essencial para que as metas globais para diminuir os impactos causados pelas edificações sejam atingidas (Gomes; Barros, 2018).

As bases de dados são bancos de suporte ao cálculo do impacto do ciclo de vida de um produto. Elas geralmente são inseridas nos softwares que auxiliam a ACV. Estes, por sua vez, são denominados bases de dados locais, e integram o inventário disponível para a realização do cálculo do impacto (Frischknecht; Rebitzer, 2005).

Os softwares *Simapro* e *GaBi* são os mais

utilizados entre os especialistas em ACV, neles o usuário pode modelar o sistema do produto, fornecendo um banco de dados de processo de unidade de ciclo de vida a uma calculadora que combina esses dados de acordo com a interface do sistema de produto modelada pelo usuário (Herrmann; Moltesen, 2015).

### ***Modelagem da informação da construção***

O BIM é uma ferramenta que gera representações digitais de uma facilidade e seus âmbitos, que possibilita a tomada de decisão durante todas as fases do ciclo de vida da edificação. Com base nestas características, um modelo BIM pode servir também para auxiliar na fase de uso e operação da edificação (Azhar, 2011).

Wu e Issa (2014) mencionam diversos autores o consideram como agente de grande importância na tomada de decisão nas fases iniciais de projeto. Isso uma vez que o potencial de alterações em um projeto diminui ao longo do tempo, dificultando e encarecendo mais o processo.

A riqueza de informação com que tais características são representadas no modelo é descrita pelo seu nível de desenvolvimento (Level of Development – LoD). A definição de LoD foi inicialmente proposta pelo AIA (American Institute of Architects) para definir os padrões de detalhamento necessários para cada tipo de representação de projeto, posteriormente passando a incluir informações não gráficas, sendo atualmente amplamente aceitos pela

indústria. Segundo Soust-Verdaguer et al. (2016b), a maioria dos pesquisadores não define qual LoD seria ideal para os estudos de ACV com BIM, embora seja possível identificar a preferência de alguns dos autores pesquisados pelos LoD 200 e LoD 300.

A interoperabilidade é o agente que suporta o fato de que o BIM é uma maneira conceitual de gerir as informações do projeto (Grilo; Jardim-Gonçalves, 2010). Para Eastman et al. (2014), a interoperabilidade poderá ser assegurada no futuro através do formato IFC (*Industry Foundation Classes*) um padrão internacional de modelagem e integração dentro da indústria da construção. Com ele, além da geometria, são carregadas informações dos objetos e suas relações.

Ainda existem outros formatos interoperáveis, como por exemplo o COBie e o gbXML. Eles auxiliam uma padronização entre as informações e iniciativas internacionais (Borrmann et al., 2018; Jade; Abdulla, 2012) para que sejam considerados uma *open-source* capaz de ser lida em diferentes softwares BIM. Porém, um dos motivos para que esses formatos não sejam amplamente utilizados é devido ao fato de se perder robustez na interface do modelo (Andrade; Ruschel, 2009).

### ***Integração entre ACV e BIM***

A respeito da integração dos dois temas, a etapa de projeto em que se realiza o cálculo da ACV é de extrema importância. Antón e Díaz (2014) trazem uma relação de que quanto mais desen-

Tabela 1: Sumário dos estudos de caso revisados

Autores	ACV					BIM			
	Sistemas avaliados	Fase de ACV	Impacto ambiental analisado	Base de dados	Software(s) utilizados	Tipo de projeto	Software(s) utilizados	LOD	Formato arquivos
BUENO, C.; FABRICIO, M. M. (2018)	Sistemas de parede	Edificação pré-uso; B1-B7	Acidificação e demanda de energia primária	Ecoinvent e GaBi	Plug-in Tally e GaBi 6	Habitação social unifamiliar	Autodesk Revit	Não há essa informação	IFC
CAVALLIER E, C. <i>et al.</i> (2018a)	Paredes externas	A4-A5; B1-B7; C1-C4	Impactos ambientais em geral	Ecoinvent v3	IMPACT 2002 e SimaPro	Edifício multi-habitacional	Não comenta uso	Não há essa informação	Não há essa informação
CAVALLIER E, C. <i>et al.</i> (2018b)	Estrutura, envelope, interior e equipamentos técnicos	A1-A3	Carbono incorporado (CI)	KBOB e Ecoinvent 2.2	Não há essa informação	Casa multi-familiar	Rinoceros para Excel	Cada projeto modelado em um LOD	Não há essa informação
CRIPPA, J. <i>et al.</i> (2018)	4 sistemas de parede	A1-A3	Carbono incorporado (CI)	Declaração ambiental do produto (DAP)	SimaPro 8	Parte de edificação	ArchiCAD 19	Não há essa informação	Não há essa informação
NAJJAR, M. <i>et al.</i> (2019)	Materiais alternativos para componentes da edificação (paredes)	B1-B7	Consumo de energia e custo	GaBi	Plug-in Tally, DOE 2.2 e CPLEX	Edifício residencial	Autodesk Green Building Studio application no Autodesk Revit	Não há essa informação	Não há essa informação
NAJJAR, M. <i>et al.</i> (2017)	Toda edificação como componente único	A4-A5; B1-B7	Carbono incorporado (CI) e uso de combustível	GaBi	Plug-in Tally	Edifício comercial de múltiplos pavimentos	Autodesk Revit	Não há essa informação	Não há essa informação
NILSEN, M.; BOHNE, R.A. (2019)	Diferentes tipos de sistemas construtivos e materiais	A1-A3	Potencial de aquecimento global	EPD-Norway	one LCA, (OCL); MS Excel; LCA for BREEAM NOR; One Click LCA (metric).ITO	Valle Wood – não especificado	Solibri Model Checker (quantitativos)	200, 300 e 350 (3 estudos)	IFC
RÖCK, M. <i>et al.</i> (2018a)	Laje de fundação, paredes externas, elementos de piso e telhado, janelas e paredes internas	A1-A3	Totais impactos incorporados	Declaração ambiental do produto (DAP)	Autodesk Dynamo	Edifício residencial	Autodesk Revit	200	Não há essa informação
RÖCK, M. <i>et al.</i> (2018b)	Toda edificação como componente composto por diferentes materiais	A1-A3	Totais impactos incorporados	Ecoinvent	Autodesk Dynamo	Edifício residencial	Autodesk Revit	200	Não há essa informação
RÖCK, M. <i>et al.</i> (2019)	Toda edificação como componente composto por diferentes materiais	Todas as fases	Totais impactos incorporados	-	SimaPro e OmniClass	Dois edifícios comerciais	Autodesk Revit	Não há essa informação	Não há essa informação
SHADRAM, F. <i>et al.</i> (2016)	Diferentes materiais da edificação	A1-A3	Energia incorporada	Excel com auxílio do Power Pivot	Feature Manipulation Engine (FME)	Protótipo de dois apartamentos duplex	Autodesk Revit e ETL (interoperabilidade)	Não há essa informação	Não há essa informação
SOUST-VERDAGUER, B. <i>et al.</i> (2020)	Paredes externas e cobertura	A1-A3; A4-A5; C1, C2 e C4	Potencial de aquecimento global, Eco toxicidade aquática em água doce, Toxicidade humana e Potencial de depleção da camada de ozônio.	Ecoinvent 2.0	Planilhas Excel, DesignBuilder v4.7.0.27 e EnergyPlus	Casa unifamiliar	Graphisoft Archicad 19	300	Não há essa informação
YANG, X. <i>et al.</i> (2018)	Os materiais da edificação que são mais relevantes	A1-A3; A4-A5; B1-B7; C1-C4	Carbono incorporado (CI)	CLCD-China-public 0.8.1 v. 2012, ELCD e Ecoinvent	eBalance (para ACV), DesignBuilder e EnergyPlus (cálculo de consumo energético)	Edifício residencial	Autodesk Revit 2015	300	gbXML

Fases de avaliação do ciclo de vida da edificação ( BS EN 15978, 2011) : A1-A3: Fase projetual; A4-A5: Construção; Pré-uso da edificação; B1-B7: Uso e operação; C1-C4: Fim de vida e; D: Reuso.

volvido o projeto, menor a sua flexibilidade. Ou seja, as fases iniciais de projeto permitem uma tomada de decisão mais flexível a respeito dos materiais a serem empregados na edificação e devem ser as fases preferidas para avaliações ambientais.

Então, para que uma ACV seja feita nas fases iniciais de projeto, o LoD não deve ultrapassar o LoD 300, quando ainda não foram definidos os fornecedores dos materiais empregados. **Método**

Este estudo foi realizado visando uma análise sistêmica, e ele compila estudos realizados a respeito do tema de ACV e BIM entre os anos de 2016 a 2020, os quais não foram contemplados por Soust-Verdaguer et al. (2016b), para que haja uma verificação do avanço das pesquisas realizadas após essa data. As bases de dados utilizadas para identificar esses estudos de caso foram o *Scopus*, *Google Scholar*, *Science Direct*, *Capes Periódicos* e *Engineering Village*. As palavras-chave e os operadores booleanos utilizados para a pesquisa foram em português e inglês, e o que obteve maior número de resultados encontrados foi o seguinte:

((*BIM or building information model\**) and (*LCA or life cycle assessment or LCI or life cycle inventory*))

Para o presente estudo, foram excluídas as pesquisas que não englobavam a edificação ou partes da edificação, que tratavam apenas de materiais construtivos ou eficiência energética como parâmetro de análise de sustentabilidade. Dos artigos encontrados nessas bases de dados, foram selecionados treze que estão de acordo com esses parâmetros e foram avaliados neste

estudo (Tabela 1).

Além de Soust-Verdaguer et al. (2016b), existem outros artigos que fazem uma revisão dos estudos de caso a respeito de BIM e ACV (Cavalliere et al., 2019; Lu; Le; Song, 2017), porém eles contemplam menos tópicos que Soust-Verdaguer et al. (2016b); tais quais os softwares, os tipos de edificação, os LoDs no caso de Cavalliere et al. (2019) e as interações dos resultados da ACV com o inventário utilizado para as diferentes localidades em Lu et al. (2017).

Para se atingir o propósito de se analisar sistematicamente estudos de caso que contemplem as duas áreas do conhecimento, BIM e ACV, foi elaborada uma tabela completando os seguintes itens: (i) método ACV: unidade funcional; fases de ACV; impacto ambiental avaliado; base de dados e softwares de ACV; (ii) modelo BIM: tipo de projeto; software BIM utilizado; LOD e; formato de arquivo. Esses itens foram extraídos de Soust-Verdaguer et al. (2016b) e parcialmente modificados.

### Resultados e discussões

Os resultados deste estudo estão apresentados na Tabela 1 que reporta informações a respeito do método ACV utilizado por cada autor e também explicita os métodos BIM utilizados.

Observa-se, na amostra avaliada, não haver preferência por software específico de integração de ACV e BIM. Três estudos pesquisados utilizaram o *Tally* como ferramenta de auxílio na quantificação de impactos (Bueno; Fabricio,

2018; Najjar et al., 2017; 2019). Esse software atua como um *plug-in* do *Revit*, onde captura as informações dos inventários do ciclo de vida da plataforma GaBi. Porém, Najjar et al. (2017) constataram que o *plug-in* *Tally* não possui informações a respeito das localidades dos materiais para o cálculo do impacto do transporte até o canteiro de obras, sendo um ponto a ser investigado. Ainda, outros dois artigos utilizaram o *Autodesk Dynamo*, que é um software de script, para calcular o impacto incorporado de uma edificação (Röck, M. et al., 2018a; 2018b).

Ainda se ressalta o uso reduzido do software *Graphisoft Archicad®* em relação ao uso do *Autodesk Revit*, apesar de dois serem softwares robustos de modelagem BIM e, quando comparados, foram considerados equivalentes e seu uso depende do escopo desejado (Machado; Moreira, 2015).

Não obstante, ainda é demonstrado que os estudos se dividem entre a avaliação de edificações completas ou de substituição de materiais que mais impactariam no cálculo da ACV.

Sete dos treze artigos (Bueno; Fabricio, 2018; Cavalliere et al., 2018, 2019; Najjar et al., 2017, 2019; Röck et al., 2018a; Yang et al., 2018) contemplam a avaliação nas fases de uso e operação da edificação, a qual é a que representa a maior parte das emissões de gases do efeito estufa (GEE) (Yang et al., 2018).

Na seção referente ao uso da ferramenta BIM na

Tabela 1, são observadas as informações dos processos analisados, apenas seis artigos fizeram menção a qual LoD foi utilizado para o estudo (Cavalliere et al., 2019; Crippa et al., 2018; Nilsen, M.; Bohne, R.A., 2019; Röck et al., 2018b, 2019; Soust-Verdaguer, B. et al., 2020; Yang et al., 2018) e outros três artigos fizeram uso de um sistema interoperável, em formato IFC ou gbXML (Bueno; Fabricio, 2018; Nilsen, M.; Bohne, R.A., 2019; Yang, X. et al., 2018). De acordo com a análise dos estudos de caso, se verificou que a realização da ACV é prejudicada pela complexidade dos projetos.

Ainda, os construtores e incorporadores desencorajam o uso dos métodos de ACV devido à falta de conhecimento sobre a área e a falta de percepção de valor a respeito da sua aplicação (Bribián; Usón; Scarpellini, 2009). Apesar de alguns autores considerarem a combinação de mais de uma base de dados para a construção dos inventários de ciclo de vida (Cavalliere et al., 2019), tal prática não é recomendada, pois as informações podem não ser consistentes.

Dessa forma, se vê a real necessidade da incorporação do BIM para a melhoria e facilitação do processo de avaliação do ciclo de vida da edificação uma vez que o BIM auxilia na ACV facilitando o processo de quantificação dos fluxos materiais (Soust-Verdaguer; Llatas; García-Martínez, 2016a).

Ainda, alguns dos artigos analisados relatam a necessidade da criação de bases de dados com maiores informações a respeito de materiais inseridas no contexto BIM, para que assim haja

uma real conexão entre essa ferramenta e a ACV (Bueno; Fabricio, 2018; Gantner et al., 2018; Najjar et al., 2017). Foi identificado que ainda existem problemas de interoperabilidade, os quais já haviam sido identificados no estudo de Soust-Verdaguer et al. (2016b). Neste estudo, contatou-se, também, que há relatos de incompatibilidades durante as extrações de dados feitas pelo BIM para a sua inserção na ACV (Bueno; Fabricio, 2018; Cavalliere et al., 2018; Yang et al., 2018). Outros autores também descrevem que a definição do LoDs é de extrema importância para se extrair as informações necessárias e não sobrecarregar a ACV (Cavalliere et al., 2018; Röck et al., 2018a, 2018b, 2019).

Outra grande crítica dos autores é a falta de compatibilização das bases de dados disponíveis. Se faz presente a necessidade de inserção de dados de forma não automática, para que cada fornecedor possa inserir os dados de seus materiais na base de dados (Bueno; Fabricio, 2018; Najjar et al., 2017), onde é de suma importância se considerar as questões de localidade e transporte (Najjar et al., 2019). Essas informações dependem, na maioria das vezes, da definição dos fornecedores, o que é feito quando o projeto possui menor flexibilidade, pois já está em um LoD mais avançado (Antón e Díaz, 2014).

A maioria dos artigos analisados faz menção ao uso da interoperabilidade como uma oportunidade de melhorias no processo da integração do BIM com a ACV. Todavia,

percebe-se um tema necessário e não mencionado pelos autores analisados: a organização e sistematização do processo de projeto do BIM com a inserção da técnica da ACV. Foi considerada como de extrema importância um método de orientação do fluxo de trabalho, para assim a implementação de avanços na interoperabilidade.

### Considerações finais

Uma revisão de estudos de caso é uma oportunidade de se avaliar as mudanças ocorridas com o avanço da tecnologia, especialmente quando se trata de temas como BIM e ACV.

O interesse a respeito desse tema continua em ascensão, porém não foram evidenciados avanços significativos após o estudo de Soust-Verdaguer et al. (2016b).

Por fim, observa-se que o BIM e a ACV são ferramentas essenciais para o desenvolvimento sustentável. Porém, limitações quanto à operabilidade e compatibilidades dos sistemas devem ser superadas.

Portanto, sugere-se que futuros estudos contemplem os seguintes temas: (a) sistematização do fluxo de trabalho para organização das informações pertinentes aos temas de BIM e ACV; (b) avaliação da interoperabilidade entre softwares BIM e ACV; (c) como a adequação das bases de dados existentes com a regionalidade, as distâncias entre indústria e construção e a padronização de materiais podem ser inseridas no BIM; (d)

incorporação ao modelo BIM de dados associados às fases de operação e manutenção da edificação; entre outras considerações que podem ser encontradas nos estudos de caso analisados.

## Agradecimentos

Os autores agradecem às instituições que apoiam os pesquisadores envolvidos neste estudo: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq, 306045/2018-4; 429264/2018-6), e Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

## Referências bibliográficas

- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ISO 14040:2009 - Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura. p. 20, 2014.
- Andrade M. L. V. X. De, Ruschel R. C. Gestão & Tecnologia de Projetos (2014). <https://doi.org/10.4237/gtp.v4i2.102>
- Antón, L. Á.; Díaz, J. Procedia Engineering (2014). <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.10.525>
- Azhar S. Leadership and Management in Engineering (2011). [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)LM.1943-5630.0000127](https://doi.org/10.1061/(ASCE)LM.1943-5630.0000127)
- Borrmann A. et al. Springer (2018). [https://doi.org/10.1007/978-3-319-92862-3\\_8](https://doi.org/10.1007/978-3-319-92862-3_8)
- Bribián I. Z., Usón A. A., Scarpellini, S. Building and Environment Journal (2009). <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2009.05.001>
- Bueno C., Fabricio M. M. Automation in Construction (2018). <https://doi.org/10.1016/j.autcon.2018.02.028>
- Cavalliere C. et al. Journal of Cleaner Production (2018a). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.07.149>
- Cavalliere C. et al. Journal of Cleaner Production (2018b). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.247>
- Crippa, J. et al. Built Environment Project and Asset Management (2018). <https://doi.org/10.1108/BEPAM-10-2017-0093>
- Eastman C. et al. Construction Economics and Building (2011). <https://doi.org/10.5130/ajceeb.v12i3.2749>
- Eurostat Statistics Explanation. (2017) Estatísticas dos resíduos, 2017 Disponível em: <[https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Waste\\_statistics/pt](https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Waste_statistics/pt)> Acesso em: 28 set. 2019
- Frischknecht R., Rebitzer G. Journal of Cleaner Production (2005). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2005.05.002>
- Gomes V., Barros N. N. Gestão & Tecnologia de Projetos (2018). <https://doi.org/10.11606/gtp.v13i2.142139>
- Grilo A., Jardim-Gonçalves R. Automation in Construction (2010). <https://doi.org/10.1016/j.autcon.2009.11.003>
- Herrmann I. T., Moltesen A. Journal of Cleaner Production (2015). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.08.004>
- Jrade A., Abdulla R. (2012). Integrating Building Information Modeling and Life Cycle Assessment Tools to Design Sustainable Buildings. Proceedings of the 29th International Conference of CIB W78, p. 173–182, 2012.
- Kozlovská M., Spišáková M. Organization, Technology & Management in Construction: An International Journal (2017). <https://doi.org/10.5592/otmcj.2013.1.5>
- Lu Y., Le V. H., SONG X. Journal of Cleaner Production (2017). <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.04.010>
- Machado, F. A.; Moreira, L. C. de S. (2015). O Uso de Ferramentas BIM na Otimização do Método de Avaliação do Ciclo de Vida da Edificação. In: Encontro Brasileiro De Tecnologia De Informação E Comunicação Na Construção, 7., 2015, Recife. Anais... Porto Alegre: ANTAC, 2015.
- Mantovani V. A. (2015). Avaliação de Ciclo de Vida. Ulbra Ead , p. 102, 2015.
- Najjar M. et al. Journal of Building Engineering (2017). <http://dx.doi.org/10.1016/j.jobee.2017.10.005>
- Najjar M. et al. Applied Energy (2019). <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.05.101>
- National Institute of Building Sciences. (2015) National BIM Standard-United States® Disponível em: <[https://www.nationalbimstandard.org/files/NBIMS-US\\_FactSheet\\_2015.pdf](https://www.nationalbimstandard.org/files/NBIMS-US_FactSheet_2015.pdf)> Acesso em: 27 jan. 2020
- Nilsen, M.; Bohne, R. A. In: 2019, Sustainable Built Environment Conference 2019 (SBE19 Graz). (2019). <https://doi.org/10.1088/1755-1315/323/1/012119>
- Nizam R. S., Zhang C., Tian L. Energy&Buildings (2018). <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2018.03.067>
- Röck M. et al. Building and Environment (2018a). <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2018.05.006>
- Röck M. et al. Procedia CIRP (2018b). <http://dx.doi.org/10.1016/j.procir.2017.11.087>
- Röck M. et al. (2019) The coupling of BIM and LCA—challenges identified through case study implementation. Life-Cycle Analysis and Assessment in Civil Engineering: Towards an Integrated Vision - Proceedings of the 6th International Symposium on Life-Cycle Civil Engineering, IALCCE 2018, p. 841–846, 2019
- Shadram F. et al. Energy and Buildings (2016). <http://dx.doi.org/10.1016/j.enbuild.2016.07.007>
- Soust-Verdaguer B., Llatas C., García-Martínez A. Building and Environment (2016a). <http://dx.doi.org/10.1016/j.enbuild.2016.12.009>
- Soust-Verdaguer B., Llatas C., García-Martínez A. Energy and Buildings (2016b). <http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2016.04.014>
- Soust-Verdaguer, B.; Llatas, C.; Moya, L. Journal of Cleaner Production, (2020). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121958>
- Wu W., Issa R. R. A. Journal of Management in Engineering (2014). [http://dx.doi.org/10.1061/\(ASCE\)JME.1943-5479.0000314](http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)JME.1943-5479.0000314)
- Yang X. et al. Journal of Cleaner Production (2018). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.02.070>

## **Consideração do desempenho ambiental em Compras Públicas com viés sustentável: análise de casos do setor da construção civil**

Janaine F. Gaelzer Timm<sup>1</sup>

Ana C. Passuello<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS)

<sup>2</sup> Life cycle and Innovation for the built Environment (LIFE)

janainetimm@hotmail.com

### **Resumo**

*As compras públicas movimentam quantias consideráveis de recursos financeiros e têm potencial de fomentar produtos e iniciativas menos impactantes. Quando as aquisições incorporam requisitos de desempenho ambiental, são identificadas como Compras Públicas Sustentáveis e figuram como uma das metas dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) da ONU, meta 12.7. A literatura aponta que muitas ações já foram implantadas no contexto internacional. Por outro lado, no contexto brasileiro os casos ainda são restritos. Considerando que a indústria da construção civil é uma das mais impactantes e também conta com grande capacidade de reduzir e mitigar impactos, ela foi selecionada para análise nesse artigo. Dessa forma, o objetivo é investigar qual a abordagem atual das compras públicas sustentáveis no contexto internacional e nacional, apurando as dificuldades e barreiras para sua implantação no setor da construção civil, bem como, analisar casos implementados no Brasil e em outros países, para identificar quais práticas têm potencial de ser replicadas no contexto brasileiro. O artigo se desenvolve em três etapas: (i) investigação de ações sustentáveis aplicadas em compras públicas no contexto nacional e internacional; (ii) identificação de dificuldades e barreiras para aplicação das ações e práticas; e (iii) identificação das melhores práticas. O presente estudo permite identificar as estratégias mais empregadas e também a viabilidade de cada ação, possibilitando a*

*criação de repertório de boas práticas e incentivando a sua adoção em novos contextos. Esforços para implantar novos meios de produzir e consumir são fundamentais para atingirmos o desenvolvimento sustentável e as Compras Públicas Sustentáveis são um instrumento fundamental nessa meta.*

**Palavras-chaves:** *Compras Públicas Verdes. Estratégias sustentáveis em compras. Sustentabilidade no setor público. Construção civil.*

### **Introdução**

A temática das Compras Públicas Sustentáveis (CPS) foi introduzida no cenário internacional na Cúpula Mundial sobre o Desenvolvimento Sustentável, em 2002. No evento foi reconhecido o papel das instituições públicas como incentivadoras e reguladoras dos padrões de produção e consumo e as CPS como instrumento potencial para o desenvolvimento sustentável (CALVACANTI et al., 2017; UN, 2012).

Em 2015, com o lançamento dos 17 Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) pela ONU, novamente o papel das CPS foi reconhecido pelo objetivo 12. Tal objetivo visa assegurar padrões de produção e de consumo responsáveis e a meta 12.7 visa promover práticas de compras públicas sustentáveis, de acordo com as políticas e prioridades nacionais.

CPS são as compras realizadas pelo Estado que incorporam requisitos que atendam ao tripé da sustentabilidade, contribuindo para que o Estado alcance o desenvolvimento sustentável e

satisfaça as suas necessidades de bens e serviços (ABREU, 2016).

Devido ao seu poder de compra, a administração pública possui potencialmente uma grande influência sobre os seus fornecedores e, da mesma forma, isso representa um atrativo negócio para as empresas e fornecedores atenderem as exigências da administração pública e com ela comercializar (NETO, 2004). Além disso, as compras públicas podem ser vistas como um mecanismo capaz de incentivar a inovação do mercado por meio do enfrentamento dos desafios ambientais e a consideração de todo o ciclo de vida dos produtos e serviços (CLEMENT et al., 2011).

Apesar dos esforços e campanhas internacionais, verifica-se que tal prática não está consolidada em diversos países, como, por exemplo, o Brasil. Para que a mesma seja aplicada é fundamental conhecer ações eficazes e como adaptá-las para cada contexto. Portanto, o objetivo deste artigo é investigar qual a abordagem atual das CPS através da análise de casos aplicados, apurando as dificuldades e barreiras para sua implantação no setor da construção civil.

### **Método**

Para a investigação proposta são definidas três etapas: (i) verificação de casos internacionais e nacionais implementados; (ii) apuração das dificuldades e barreiras para aplicação das práticas; e (iii) identificação das melhores ações.



Para verificar as práticas de CPS aplicadas, foram empregadas quatro fontes de dados. A primeira é do grupo *The Global Lead City Network on Sustainable Procurement* formado por 14 cidades engajadas na transição para meios de consumir e produzir mais sustentáveis. O projeto *Sustainable Procurement Profile* tem o objetivo de divulgar os resultados do perfil das cidades e das ações implementadas por meio de documentos, que estão disponíveis na plataforma virtual do grupo. No presente trabalho, foram analisadas 10 dessas publicações, de países com ações reconhecidas em CPS e histórico mais longo de sua adoção.

A segunda fonte de dados são as publicações da Comissão Europeia, que incentiva e divulga as boas práticas em CPS. Tais publicações, disponíveis na plataforma virtual, são organizadas por setores de produtos ou serviços com a finalidade de fornecer informações que permitam a replicação e melhoria das experiências implementadas (EC, 2018).

A terceira fonte são documentos produzidos pela campanha Procura+, lançada em 2004 pelo ICLEI- Governos Locais pela Sustentabilidade.

A quarta fonte, a dos casos brasileiros, é a plataforma do Portal de Contratações Públicas do Ministério do Planejamento (MP, 2019).

## Resultados

O número total de documentos analisados foi de 88 publicações, sendo 16 nacionais e 72 estrangeiros, Figura 1.

**Figura 1: Diagrama das fontes de dados empregadas na análise das práticas de CPS.**



### a) Documentos estrangeiros

As publicações iniciaram em 2008, havendo uma variação entre os anos e a ausência de um padrão constante de crescimento ou diminuição do número de publicações. Tais variações podem ser reflexo da priorização de diferentes áreas de interesse ao longo dos anos, do avanço de algumas tecnologias e dos esforços para divulgação dos resultados – visto que nem todas as práticas são divulgadas.

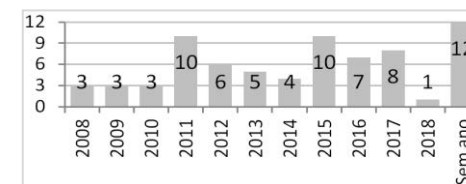
Doze documentos não apresentam a informação quanto ao ano de publicação, sendo dez deles referentes ao projeto *Sustainable Procurement Profile*, que apresenta o perfil de cidades que têm realizado ações em CPV e não apontam dados ou resultados específicos de um projeto ou iniciativa.

Os anos com mais publicações são 2011 e 2015, com dez documentos; o ano de 2017, com oito documentos; e o ano de 2016, com sete documentos, Figura 2.

Quanto à distribuição geográfica, observa-se que há destaque para a Espanha, com 10 documentos,

e a Alemanha e a Finlândia com 6 documentos. Cabe a ressalva de que a segunda fonte de dados tem uma concentração geográfica no contexto europeu e que nem todas as ações de CPV implementadas são divulgadas. Dessa forma, o número de documentos não representa todas as práticas e esforços para a consolidação das CPV no mundo.

**Figura 2: Gráfico de distribuição por ano dos documentos analisados das aquisições públicas sustentáveis ou verdes do contexto internacional.**

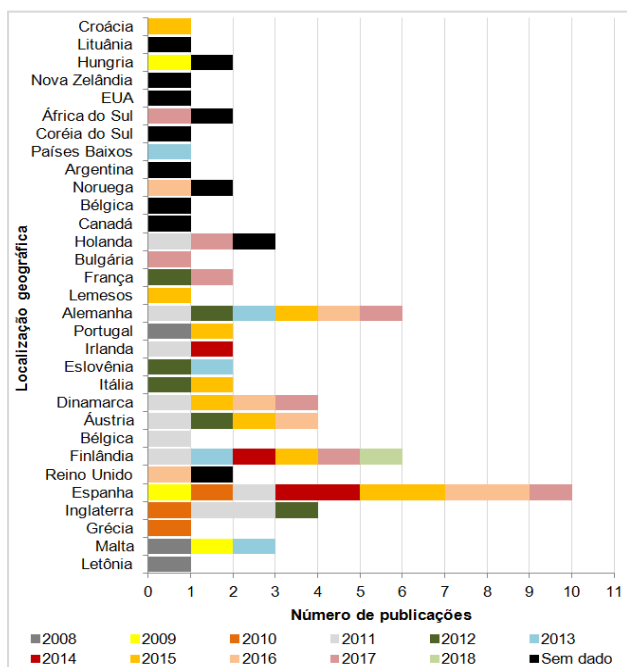


Além disso, ao analisar as informações cruzadas de ano de produção, quantidade e o país de origem – Figura 3 -, é possível observar que muitos países com número reduzido de publicações também são aqueles com os documentos mais antigos ou sem a identificação do ano da sua elaboração. Por outro lado, os países com o maior número de publicações também apresentam as publicações mais recentes. O ano de 2018 contou com somente um documento produzido pela Finlândia.

Os documentos abordam diferentes áreas de interesse, como ilustra a Figura 4. A maioria das publicações não apresenta descrição de apenas um processo de compra ou um objetivo ou meta. Como reflexo das preocupações referentes a crises energéticas, verifica-se que

aproximadamente 85% dos documentos mencionam como meta a “redução da produção de emissões de CO<sub>2</sub>” por meio de mudanças nas fontes energéticas, redução de distâncias e substituição por equipamentos mais eficazes.

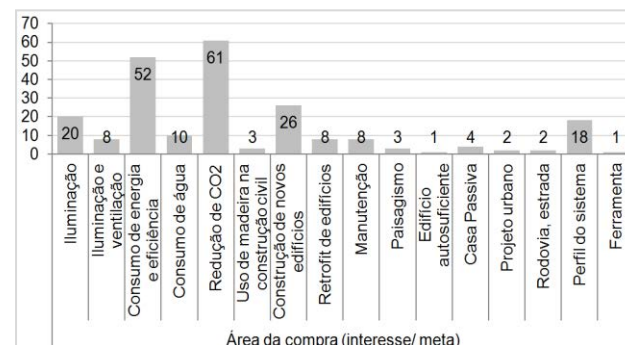
**Figura 3: Gráfico da análise cruzada do número de documentos, da localização geográfica e da produção anual dos documentos estrangeiros analisados.**



Outros interesses que se destacam são o “consumo de energia e eficiência energética”, mencionado em 52 documentos (~72%), sendo seguido pela “construção de novos edifícios” (~36%), “iluminação” (~28%) e a descrição do “perfil do sistema” de compras de um país ou cidade (25%). Temáticas como o “consumo de água”, “retrofit de edifícios”, “manutenção de

edifícios ou espaços urbanos” apresentam número considerável de documentos, todavia não tão expressivos quanto os anteriores.

**Figura 4: Gráfico das áreas de interesse das CPS nos documentos no contexto internacional.**

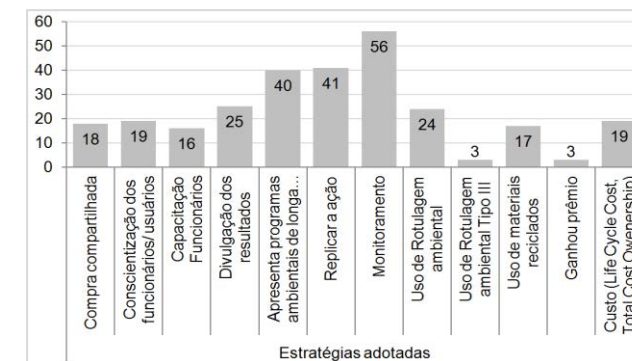


A Figura 5 aborda as estratégias para implementação das CPS. Assim como no caso dos objetivos, cada documento pode apresentar mais de uma estratégia e algumas delas consolidadas ao longo dos anos, como aqueles que apresentam “programas ambientais de longa data” (~55%). A ação que se sobressai frente às demais é a de “monitoramento” dos contratos e das ações de compras e aquisições (~78%), permitindo a verificação do cumprimento dos requisitos estipulados, bem como, possibilitando um registro histórico e a identificação de possíveis melhorias.

Também se destaca a replicação dos casos em novos processos de aquisição (~57%); a divulgação das conquistas e dos desafios do caso realizado (~35%); e as medidas para capacitar e conscientizar funcionários, cidadãos e fornecedores (~48%). Por fim, aproximadamente

33% dos documentos mencionam a exigência ou recomendação de uso dos sistemas de rotulagem ambiental em seus processos, e apenas 3 deles citam o uso da rotulagem de Tipo III.

**Figura 5: Gráfico das principais estratégias adotadas para implementar as CPS no contexto internacional.**

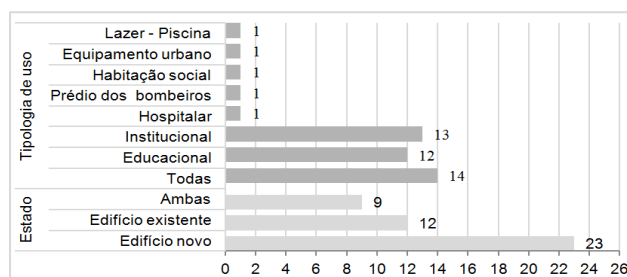


Nos 44 documentos que mencionam edificações, foi realizada uma análise quanto à tipologia de uso da mesma e seu estado de conservação - Figura 6 -. A maioria dos documentos se refere a edifícios ou obras novas (~52%), enquanto aproximadamente 27% aborda edifícios existentes e 20% trata de ambos os tipos. Quanto à tipologia de uso das edificações concentram-se principalmente em edifícios institucionais (~29%) e educacionais (~27%); ou não indicam uma tipologia (~32%).

Com relação às melhores práticas de CPS foram elencadas: (i) escolha de mais de um critério de adjudicação (preço, técnica, ambiental, social, experiência do fornecedor, entre outros), ponderado de acordo com o objetivo do processo de compra; (ii) consideração da abordagem do

ciclo de vida através de ferramentas como a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV); (iii) custo total da aquisição; (iv) contratação por meio de desempenho (como por exemplo na energia e processos de manutenção); (v) acompanhamento e auditoria dos fornecedores e das cadeias de suprimento.

**Figura 6: Gráfico da análise dos documentos estrangeiros de edificações sobre o aspecto de tipologia de uso e estado de conservação.**



Além das práticas apontadas, ainda pode ser destacada a crescente solicitação aos fornecedores de demonstrar sua capacidade técnica para desenvolver o projeto ou oferecer o serviço ou produto licitado. O diálogo com o mercado e seu engajamento inicial possibilitam o aumento da qualidade dos contratos e que os mesmos sejam mais coerentes com a capacidade tecnológica e de infraestrutura existente. Outro ponto positivo decorrente dessa estratégia é a melhor compreensão dos requisitos da proposta.

Os documentos analisados também fazem menção às dificuldades e barreiras encontradas na aplicação das CPS como: (i) percepção de investimento excessivo de tempo para assimilar o processo e compreender os requisitos

ambientais necessários; (ii) falta de perspectiva e compreensão da relevância dos requisitos ambientais entre os fornecedores; (iii) questões tecnológicas; (iv) restrições orçamentárias em países em desenvolvimento; (v) algumas metas podem exigir processos de maior risco que o padrão atual; (vi) dificuldade em capturar o valor dos resultados sociais com precisão. Alguns estudos também fazem a ressalva de que aquisições que possibilitam a economia de dinheiro, como aquelas relativas ao consumo energético e à eficiência, têm maior probabilidade de serem bem sucedidas em contextos com orçamento restrito.

Na divulgação dos casos implementados, muitas vezes, são abordados os principais aprendizados e conquistas do processo, visando fomentar novas iniciativas. Nesse quesito são destacados:

- (i) sistemas de monitoramento de desempenho devem ser incluídos, pois permitem uma boa compreensão de como os métodos estão sendo executados e permitem um relato claro dos resultados. Isso facilita o processo de conscientização dos usuários;
- (ii) a exigência de novas práticas ou requisitos ambientais requer um processo paulatino e em etapas, para que todos possam se adaptar e estar em condições de atender aos requisitos;
- (iii) as avaliações de risco permitem a inovação, melhorando os resultados através do compartilhamento de responsabilidades e benefícios entre o contratante e o contratado;

(iv) no documento *Promoting life-cycle thinking in construction* (EC, 2015) é realizada uma análise dos custos do ciclo de vida, na qual é identificada que a fase de construção corresponde por 15% dos impactos, enquanto 85% são referentes à manutenção e desconstrução do edifício. Tais dados salientam o benefício potencial de vincular a construção à manutenção como parte de um contrato de serviço, ou seja, torná-la do interesse dos prestadores de serviços para tornar os edifícios fáceis de manter e reparar;

(v) os requisitos sustentáveis devem ser abordados em um estágio inicial de contratação como parte da identificação dos produtos e serviços relevantes;

(vi) as possíveis contratações e aquisições devem ser divulgadas com antecedência e buscando ampla visibilidade.

#### b) Documentos nacionais

A distribuição ao longo dos anos da documentação das práticas sustentáveis nas aquisições públicas brasileiras ocorre da seguinte forma: 6 documentos em 2011; 1 em 2012; 6 em 2013; 2 em 2014; 1 em 2015. Nota-se que a produção não foi regular ao longo dos anos e nem foi registrado um índice de crescimento. Entretanto, o número reduzido não reflete todas as ações implementadas na esfera pública, visto que outros manuais, como o do ICLEI-Brasil, apresentam casos diversos. Todavia, há de se reconhecer a ínfima produção e divulgação das boas práticas em CPS do contexto brasileiro e a

desaceleração dos esforços em divulgação a partir de 2015 (há 1 documento neste ano e não há nenhum registro posterior na plataforma online).

A diminuição de iniciativas adotadas ou reportadas de CPV nessa plataforma pode estar associada à troca de gestão e a modificação de prioridade da temática, o que também ocorre em outros países, visto na revisão bibliográfica.

Na verificação relacionada à entidade responsável pela compra e/ou contratação, bem como a divulgação da prática, verifica-se que elas se originam de: três cidades - Rio de Janeiro/RJ (2 documentos), São Paulo/SP (1), Itu/SP (1) -; duas universidades - Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) (1), Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS) (1) -; um Estado - Minas Gerais (3) -; quatro entidades governamentais - Supremo Tribunal de Justiça (1), Câmara dos Deputados (2), Controladoria Geral da União (1), Secretaria Geral da Procuradoria da República (1) -; dois ministérios - Ministério da Fazenda (1), Ministério de Minas e Energia (1).

Dentre as entidades promotoras, quatro delas apresentam programas ambientais ou ações de longa data: o Estado de Minas Gerais, a Prefeitura de Itu, o Ministério da Fazenda e a UFMS. Todavia, apenas o Estado de Minas Gerais menciona ter a intenção de aplicar as ações em outras contratações.

Os itens adquiridos são os seguintes: energia (7); resíduos (4); água (3); papel (2); copos de papel

(1); itens de informática (1); obras, serviços e outros (1); ações de logística reversa (1); reciclagem (2); capacitação de funcionários (1); não declarado (1).

Há um número considerável de documentos que relatam contratações relacionadas à energia, 7 casos, e também aos resíduos e reciclagem, 6 casos. Esse cenário está alinhado com o internacional, no qual há um número elevado de casos relacionados à redução do consumo de energia e eficiência energética, visando, principalmente, a diminuição da emissão dos gases do efeito estufa. Nos documentos brasileiros, apenas um deles relatou que tinha por objetivo a redução da produção de CO<sub>2</sub>.

Dentre os principais benefícios mapeados destaca-se: (i) a economia de energia e de água; (ii) a conscientização dos funcionários; (iii) a minimização dos impactos ambientais; (iv) o estreitamento da colaboração entre a esfera pública e produtiva (fornecedores); (v) o incentivo ao uso de rótulos e certificações ambientais; (vi) e o incentivo à adoção das práticas em novas aquisições.

Os documentos também abordam ou aplicam outras técnicas que auxiliam na consolidação das práticas de CPS como as compras compartilhadas, relatada em 1 documento; a capacitação e conscientização dos funcionários na temática ambiental e em CPV, presente em 7 casos; e a ampla divulgação dos resultados, realizada em 6 aquisições. Vale a ressalva de que a publicação dos 16 documentos também

constitui uma forma de divulgação e propagação de práticas de compras mais sustentáveis, incentivando outras entidades a implementar e desenvolver ações.

Quanto às rotulagens ambientais, apenas dois documentos exigem ou recomendam o uso dos mesmos. O primeiro caso é o da construção do novo Paço Municipal de Itu, que almejava a obtenção da certificação LEED. O segundo caso foi o da UFSM, que tinha por objetivo a inserção de critérios de sustentabilidade nas aquisições de equipamentos e nas obras e serviços de engenharia a fim de garantir melhor eficiência energética e inserir a política de logística reversa nos objetos licitatórios. Para a comprovação e conferência dos requisitos exigidos poderiam ser empregados o Selo Procel, a Etiqueta ENCE ou o Selo Energy Star.

Dos 16 casos analisados, somente 6 deles são referentes a edificações, sendo duas delas de tipologia educacional e 4 delas institucionais. Quanto ao estado do edifício: um documento aborda a contratação do projeto e da execução de uma nova edificação, quatro deles se referem a medidas a serem adotadas em edificações existentes e, um documento não especifica se destina-se a edificações novas ou existentes.

#### c) Análise comparativa

Destoante do cenário europeu, não há relatado no cenário brasileiro obras de restauro ou reformas (retrofit) de edificações para adequá-las às necessidades atuais ou diminuir o seu impacto operacional.

Outra diferença dos documentos brasileiros e, principalmente, dos produzidos pela Comissão Europeia, se refere ao formato dos documentos e a padronização. Os documentos europeus apresentam a mesma diagramação, cores, estrutura e informações; refletindo a consolidação e a longa experiência da União Europeia em fomentar e divulgar suas práticas em compras públicas. Os documentos brasileiros não apresentam a mesma estrutura e contam com informações reduzidas, faltando, por exemplo, dados sobre problemas ou desafios identificados ao longo do processo.

Além disso, as compras brasileiras exprimem pouca variação nos critérios de escolha entre as propostas, considerando apenas o menor preço, e, em reduzido número, a técnica. Nos documentos estrangeiros há maior riqueza nas propostas, havendo, em muitos casos, pontuações para a experiência da empresa, qualificação da equipe, logística reversa, desmantelamento dos componentes e outros.

Os casos internacionais divulgados reforçam a importância da comunicação dos resultados e experiências do processo de CPS, entretanto não vemos o mesmo alinhamento no cenário nacional. Os casos brasileiros disponíveis na plataforma online ainda são reduzidos, podendo ser fruto do pequeno número de ações nessa temática ou da falta de priorização do compartilhamento dos resultados através da comunicação pública.

Os documentos analisados apresentam requisitos ambientais baseados em atributos, o que pode levar à não consideração do impacto global do sistema e de todas as fases do ciclo de vida do processo. São poucos os casos que usam de maneira direta os resultados da ACV, prevalecendo apenas a abordagem do ciclo de vida e uma análise do custo total de posse.

### Conclusões

Considerar outros aspectos como o desempenho ambiental, além do menor preço, nas compras públicas têm o potencial de induzir o desenvolvimento sustentável e uma mudança no mercado, permitindo que os produtos mais verdes consumidos pelo governo cheguem até os demais cidadãos. É importante incorporar uma visão sistêmica na análise ambiental e na análise de custos das CPS, de modo a aferir todas as variáveis ao longo do ciclo de vida e podendo optar pela alternativa menos impactante e com o melhor custo total de posse.

A revisão de literatura indica que a prática de CPS ocorre em diferentes países e pode ser replicada e adaptada para diferentes contextos, como o brasileiro. Também, verifica-se que muitas das dificuldades apontadas para a adoção das CPS no contexto nacional são identificadas nos demais países e que elas devem ser enfrentadas de maneira gradual, como estes vem realizando. Por fim, um fator fundamental para a efetividade das CPS é o incentivo da prática por meio da legislação e da divulgação dos resultados e dificuldades do processo.

Em pesquisas futuras pode-se ampliar a análise das reais dificuldades do processo de CPS, principalmente, no contexto brasileiro com relação, inclusive, às regulamentações atuais.

### Agradecimentos

Os autores agradecem às instituições que apoiam os pesquisadores envolvidos neste estudo: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq, 306045/2018-4), Pró-Reitoria de Pesquisa (PROPESQ) da UFRGS e Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

### Referências bibliográficas

- ABREU, J. A. A. K. P. DE. Paper Brasil - Considerações e recomendações para as Compras Públicas Sustentáveis no Brasil: Projeto Sustainable Public Procurement and Ecolabelling. Rio de Janeiro, RJ, Brasil., 2016.
- CALVACANTI, D.; OLIVEIRA, G.; AVIGNON, A. D'; SCHNEIDER, H.; TABOULCHANAS, K. Compras públicas sustentáveis: Diagnóstico, análise comparada e recomendações para o aperfeiçoamento do modelo brasileiro. Santiago, 2017.
- CLEMENT, S.; TEPPER, P. ; ACKER, H.; SEEBACH, D.; ADELL, A. Incentivar a inovação e a eficiência energética através das compras: Um guia prático para autoridades públicas. Friburgo, 2011.
- EC, European Commission. GPP In practice - Promoting life-cycle thinking in construction. 2015. Disponível em: <[https://ec.europa.eu/environment/gpp/index\\_en.htm](https://ec.europa.eu/environment/gpp/index_en.htm)>
- EC, European Commission. GPP Good Practice - European Commission. 2018. Disponível em: <[http://ec.europa.eu/environment/gpp/case\\_group\\_en.htm](http://ec.europa.eu/environment/gpp/case_group_en.htm)>.
- MP, Ministério do Planejamento. Portal Contratações Públicas Sustentáveis. Disponível em: <<http://cpsustentaveis.planejamento.gov.br/boas-praticas>>.
- NETO, M. B. Licitações sustentáveis – uma questão de sobrevivência – dever do servidor e do cidadão. Revista Zênite, ILC – Informativo de Licitações e Contratos, v. avo XI, n. n. 125, p. 654–660, 2004.
- UN, United Nations. The Future We Want: Outcome document of the United Nations Conference on Sustainable Development. Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2012.

## ***The German experience on the Life Cycle Assessment of buildings and reflections for Brazil***

Fernanda Belizario Silva<sup>1</sup>

Rafael Horn<sup>2</sup>

Katrin Lenz<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Institute for Technological Research, Brazil

<sup>2</sup>Fraunhofer Institute for Building Physics, Germany  
fbsilva@ipt.br

### **Abstract**

*This work discusses the application of LCA for assessing the environmental performance of buildings in Germany and draws some lessons to foster its development in Brazil. It was done within a scientific exchange between the Fraunhofer Institute for Building Physics and the Institute for Technological Research. It is based on the analysis of standards, sustainability certifications, building energy efficiency regulations, LCA information sources and tools, and scientific publications. Sustainability certifications are the main motivation for the LCA of buildings in Germany, but the market share of certified buildings is low. Energy efficiency regulation is mandatory and is reducing the operational energy of German buildings, consequently increasing its embodied impact share. Generic data are the main LCA information source in Germany, despite certifications encouraging the use of EPDs. Tools allow for integrating LCA into decision processes, especially in early design phases. The authors expect LCA to be applied more broadly in Germany, with the shift of focus to the embodied impacts of buildings. But to effectively support reliable decisions, the availability of specific and reliable LCA data must be increased, both in Germany and in Brazil. A compromise is required between the degree complexity of LCA and the share of LCA adoption by the construction industry.*

*approaches must be developed to reduce the effort for LCA, and make it accessible to all companies.*

**Keywords:** *Life Cycle Assessment; Construction; Building; Embodied Impact; Energy Efficiency*

### **Introduction**

Buildings show a significant impact on several environmental domains throughout their life cycle. They represent 36% of the global energy use, causing 39% of the energy-related CO<sub>2</sub> emissions (and the emission of other pollutants), mostly due to space and water heating (IEA; UNEP, 2018; Lucon et al., 2014). The production of construction materials represents 11% of global energy- and process-related greenhouse gas emissions (Röck et al., 2020). Also, construction consumes at least 50% of all extracted resources and generates a lot of waste that goes to landfills (Horvath, 2004).

Life Cycle Assessment (LCA) allows for assessing the environmental impacts of buildings and identifying opportunities to mitigate them (Ortiz; Castells; Sonnemann, 2009). The application of LCA in the construction sector in developed countries is well advanced, with specific standards and tools and relatively high availability of LCA data. In Brazil, the use of LCA is still commencing. This work discusses the application of LCA for environmental performance assessment of buildings in Germany and aims to draw some lessons to foster its development in Brazil.

### **Method**

This work results from a scientific exchange between the Life Cycle Engineering Department of the Fraunhofer Institute for Building Physics (Germany) and the Centre for Technology of the Built Environment of the Institute for Technological Research (Brazil). It draws upon the experience of the authors in their countries of work and on a literature review comprising the following documents of both countries: LCA standards; sustainability certification schemes; energy efficiency regulations; LCA information sources; LCA tools; and scientific publications.

### **Results**

#### ***General German context***

The main environmental concern about German buildings is the consumption of energy for their operation and the associated impacts. Since the oil crisis in the 1970s, regulations have been adopted for improving building energy efficiency, especially for heating. As a result, the energy demand of current German buildings is estimated to be only 10% to 20% compared to buildings of 30 years ago (Weissenberger; Jensch; Lang, 2014). Nevertheless, energy regulations are getting more and more stringent in the face of the substantial reductions in CO<sub>2</sub> emissions required to meet the targets of limiting global warming.

The current German energy saving regulation (known by its German acronym EnEV) applies to all new buildings and to existing buildings that undergo renovation. The energy demand of the building must be maximum 75% of the demand of a reference building with the same geometry, orientation, and use; for existing buildings, the energy demand shall not surpass by more than 40% the demand of the reference building. The energy performance of buildings is assessed according to DIN V 18599-1 (DIN, 2018a), which includes recommendations for calculating the primary energy demand and the CO<sub>2</sub> equivalent emissions for building operation. The EnEV regulation also requires the emission of energy certificates for buildings (with nine efficiency classes, corresponding to a final energy consumption range from less than 30 to more than 250 kWh/(m<sup>2</sup>\*a)), which may also inform the corresponding CO<sub>2</sub> emissions (BGBI, 2015).

Germany is currently uniting the regulations for building energy efficiency and renewable energy sources for heating (BMWI; BMI, 2019), in alignment with the European Directive on the energy performance of buildings. This Directive sets the goal of having all new buildings nearly-zero energy buildings starting from 2021 (European Parliament; Council Of The European Union, 2010). With the decrease of the operational energy of buildings, the embodied impact share becomes more important (Röck et al., 2020), and the application of LCA even more relevant.

### *LCA of buildings in Germany*

In Europe, several guidelines for applying LCA to construction have been developed. There are construction-specific European standards, including EN 15643-2 (DIN, 2011) that sets the general framework for assessing the environmental performance of buildings, as well as EN 15978 (DIN, 2012) and EN 15804 (DIN, 2018b), that give recommendations for the LCA of buildings and of construction products respectively.

Building sustainability certification schemes are the main motivation for construction LCA studies in Germany (Weissenberger; Jensch; Lang, 2014). There are two main certification schemes: DGNB, developed in 2009 by the German Sustainable Building Council and mostly applied to private buildings (DGNB, 2020a); and BNB, developed in 2009 by the German federal government and considered mandatory for public office and administration buildings since 2011 (BMI, 2013). More than 1.200 projects have been DGNB certified in Germany by now (DGNB, 2020b). The certification schemes are very similar to each other, including minimum requirements and points that define the level of certificate – bronze, silver, gold, and, in the case of DGNB, platinum.

Developing a building LCA study is a prerequisite for these certifications, and is the basis for assessing the environmental criteria that correspond to 22,5% of the total points

achievable. These points are given if LCA is integrated into the planning process, if the environmental performance of buildings is optimized based on LCA, and if the impact result of the building complies to certain levels, based on the reference values presented in Table 1. The system boundary includes materials' production, energy and water consumption during the operation, and waste disposal. The reference period considered is 50 years.

**Table 1 – DGNB reference values for environmental indicators for the construction and operation of buildings (version 2018) <sup>a</sup>.**

<i>Indicator</i> <sup>b</sup>	<i>Construction</i> <sup>c</sup>	<i>Operation</i> <sup>d</sup>	<i>Weight</i>
GWP	9,4	0,579E <sub>ref</sub> + 0,231H <sub>ref</sub>	40%
ODP	5,3E-7	2,08E-12E <sub>ref</sub> + 1,57E-14H <sub>ref</sub>	-
POCP	0,0042	6,07E-5E <sub>ref</sub> + 3,03E-5H <sub>ref</sub>	10%
AP	0,037	8,71E-4E <sub>ref</sub> + 2,7E-4H <sub>ref</sub>	10%
EP	0,0047	1,42E-4E <sub>ref</sub> + 2,65E-5H <sub>ref</sub>	10%
PE <sub>NR</sub>	123	7,3E <sub>ref</sub> + 3,44H <sub>ref</sub>	15%
PE <sub>TOT</sub>	151	11,8E <sub>ref</sub> + 4,13H <sub>ref</sub>	10%
PE <sub>R</sub> /PE <sub>TOT</sub>	-	-	5%

<sup>a</sup> Valid for new office, education, residential, and hotel buildings.

<sup>b</sup> GWP: Global Warming Potential (in kg CO<sub>2</sub> eq.); ODP: Ozone Depletion Potential (in kg CFC11 eq.); POCP: photochemical oxidation potential (in kg C<sub>2</sub>H<sub>4</sub> eq.); AP: acidification potential (in kg SO<sub>2</sub> eq.); EP: eutrophication potential (in kg PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> eq.); PE<sub>NR</sub>: non-renewable primary energy demand (in MJ); PE<sub>TOT</sub>: total primary energy demand (in MJ); PE<sub>R</sub>: renewable primary energy demand (in MJ).

<sup>c</sup> Per square meter and year (m<sup>2</sup>\*a).

<sup>d</sup> E<sub>ref</sub>: electricity demand (final energy) of the reference building; H<sub>ref</sub>: heating demand (final energy) of the reference building, both in kWh/(m<sup>2</sup>\*a) and in accordance with EnEV.

DGNB also requires calculating the indicators of freshwater consumption and abiotic depletion of elements, but it does not attribute reference values or weights to these indicators, due to the

high uncertainty regarding these impact categories and the underlying data. The highest weight is given to global warming, followed by non-renewable primary energy consumption, impact categories that are associated with fossil fuel consumption. The reference values set by DGNB are based on benchmarks of certified buildings. Schlegl et al. (2019) show that most certified office buildings achieve the target values for GWP in the use phase (which correspond to 70% of the reference values), but the construction impact tends to be higher than the reference value of 9,4 kg CO<sub>2</sub> eq./((m<sup>2</sup>\*a).

To support the development of construction LCA studies, such as those required by the certificates, in 2009 Germany released the first version of Ökobau.dat, a database with Life Cycle Impact Assessment (LCIA) results for construction products and building systems (plus some key background processes such as energy production and waste disposal). The database has started with 680 generic datasets, with the intent of gradually replacing them with more specific information in the form of Environmental Product Declarations (EPDs). To encourage the use of EPDs, a safety margin between 10% and 30% is applied to the LCIA results when using generic datasets. The database, which is kept by the German federal government and is freely accessible, is now in its version 2020-I and contains more than 1.000 datasets – most of them still generic ones. The background LCA database used for Ökobau.dat

is the German database GaBi (BMI, 2020; Gantner et al., 2018).

The German construction EPD programme is held by the Institute for Construction and Environment (known by its German acronym IBU). It currently contains 725 datasets, 627 of them applicable to Germany, EU-25 or EU-27 region; the remaining EPDs pertain to other parts of the world (with even one Brazilian EPD for steel rebar produced by Arcelor Mittal). Although EPDs are meant to disclose manufacturer-specific data, for many products, only average EPDs are available – one example is ready-mixed concrete, for which only average values by strength class are disclosed by the German concrete manufacturer association (IBU, 2019). Average EPDs are permitted by EN 15804 (DIN, 2018b) and are sufficient as data sources for the LCA studies required by DGNB and BNB. That explains why some sectors choose to have average EPDs, despite the potentially high variability of LCA results among construction product manufacturers (Silva et al., 2019). The development of specific EPDs is likely to become more difficult with the increase in the number of impact categories in the new version of EN 15804 and the corresponding increase in the inventory data demand.

Some digital tools are available for compiling life cycle data for buildings, in an easier way compared to using LCA software such as GaBi or Simapro. One example is Generis, which is linked with the Ökobau.dat database and allows

for the user to model assemblies (walls, floors, etc.) using the available materials, and to model the whole building based on the assemblies and building systems, as well as to consider the energy consumption of the use phase and calculate the impact results according to predefined schemes (including DGNB and BNB) (Fraunhofer IBP, 2020). A BIM-interface is being developed to facilitate the automatization of the LCA process and to further integrate LCA into the design process, in early design phases, when the optimization potential is highest (Di Bari et al., 2019). There are also other tools, such as eLCA (BBSR, [s.d.]), developed by the German government, and LEGEP (LEGEP, [s.d.]), which also deals with Life Cycle Costing, both allowing to run calculations for the sustainability certifications.

Despite all these developments, LCA remains limited to academic purposes and to obtaining building sustainability certificates. It is still not a widespread practice, as the share of certified buildings is very low, even in the German market. Moreover, it is not integrated into the decision processes of the construction value chain. Therefore, the contribution of LCA for reducing the environmental impact of German buildings is marginal. On the contrary, building energy efficiency regulations have been leading to a substantial decrease in the impacts associated with the energy consumption of German buildings. A similar accomplishment is required to limit their embodied impact as well.



### ***General Brazilian context***

The context of the Brazilian building sector is very different from Germany. Since heating is usually not required, and less than 8% of the buildings use artificial cooling (Paulsen; Sposto, 2013), Brazilian buildings represent only 14,8% of the country's final energy consumption, 9,9% corresponding to the residential sector alone (EPE, 2019). Electricity corresponds to 46,4% of the residential energy consumption and 83% is produced from renewable sources (EPE, 2019). Consequently, Brazilian residential buildings contribute with only 1,5% of the national greenhouse gas emissions, which are dominated by agriculture (Brasil, 2017). Nevertheless, Brazil has a big housing deficit and in absolute terms, the impacts of buildings are not negligible, especially considering the embodied impacts (John; Agopyan, 2011).

Regarding building energy efficiency, there is a voluntary labelling scheme, called "PBE Edifica", which was established in 2009 within the Brazilian Programme for Conservation of Electricity (PROCEL). Since 2014, this label is mandatory for buildings belonging to the Federal administration. It considers the energy consumption for the heating and cooling of buildings, as well as prescriptive requirements for the water heating system and bonuses for specific measures (e.g. natural lighting, water use efficiency, etc.) (INMETRO, 2012). Hence, the levels of the certificate are not clearly related to the energy demand of the building, as in the German regulation, which is in part due

to the lack of national benchmarks for the energy consumption of Brazilian buildings (Borgstein; Lamberts, 2014). There is also no requirement for disclosing the CO<sub>2</sub> emissions in energy efficiency certificates.

### ***LCA of buildings in Brazil***

The beginning of the adoption of LCA in Brazil dates to the early 2000s when ISO 14040 and ISO 14044 were translated into Portuguese. There are groups of individuals and organizations that are interested in or already apply LCA, such as the Brazilian Association for LCA (ABCV) and the Brazilian Business Network for LCA (Rede ACV). The Brazilian LCA programme (PBACV), run by the Federal government, is responsible for developing the Brazilian Life Cycle Inventory Database (SICV), which is still at an initial stage, with only a few datasets. Despite the existence of these organizational structures, LCA is still predominantly applied in academic studies, with low dissemination in the industry, including the construction sector (De Souza; Barbastefano; Teixeira, 2017).

One major barrier to the more widespread adoption of LCA in Brazil is the lack of data. This either makes LCA studies resource-intensive (in terms of time, human resources and money) for collecting primary data, or it causes LCA practitioners to use foreign secondary data that are not representative of the Brazilian production processes and product specifications, thereby affecting the reliability

of LCA-based decisions (Silva et al., 2017). Recently, a project supported by the Sustainable Recycling Industries (SRI) programme and by the Swiss Secretariat for Economic Affairs has allowed for developing some Brazilian LCIs for the agriculture, energy and the construction sectors, which were disclosed in the version 3.6 of the ecoinvent database. For construction, 45 datasets comprising 27 different construction products were developed, including cement, concrete and aggregates (Silva et al., 2018).

As in Germany, green building certifications are also an incentive for a small part of the industry to adopt LCA. The 4<sup>th</sup> version of LEED (*Leadership in Energy and Environmental Design*) awards credits to whole-building LCA studies and to the use of products that have an EPD or a similar environmental performance disclosure (USGBC, 2019). The AQUA certification (Portuguese acronym for High Environmental Quality), which is based on the French system HQE, also encourages the use of products with EPDs (Fundação Vanzolini; Cerway, 2016). Both labels are voluntary and usually applied to high-end buildings, especially corporate ones, which represent a negligible share of the total volume of building construction in Brazil.

Nevertheless, these labels are encouraging the development of the first EPDs for construction products in Brazil. Until February 2020, when this manuscript was written, 17 EPDs were available, covering 26 construction products, but from only 4 different manufacturers, 3 of

them multinational companies, as shown in Table 2 (Epd International, 2019; Fundação Vanzolini, [S.D.]; Institut Bauen Und Umwelt E.V., 2019). Only two of these EPDs are in Portuguese, which may constitute a barrier to its adoption by the Brazilian construction industry as a decision support tool.

**Table 2 – Number of Brazilian EPDs of construction products published until 28th February 2020.**

<i>Programme</i>	<i>Product</i>	<i>Number of EPDs</i>	<i>Number / types of products</i>	<i>Number of manufacturers</i>
EPD Intl.	Cement	2	5	1
	Mortar	3	9*	
	Concrete	1	1	
	Insulation	5	5	1
	Acoustic ceiling	4	4	
IBU	Steel	1	1	1
RGMAT	EPS profile	1	1	1
Total		17	26	4

\* Includes similar mortar types produced in different factories (4 different mortar types in total)

There are also LCA studies of Brazilian construction products that are not in the form of EPDs, including the studies for ceramic blocks and roof tiles (Quantis Canada, 2011, 2012), ceramic glazed tiles (ANFACER, 2014), and concrete blocks and pavers (CBCS; ABCP; BLOCOBRASIL, 2015). The studies of ceramic products adopt the complete LCA approach as in the EPD standards, using mostly foreign data for background processes and disclosing only the average impact values of the respective sectors. On the other hand, the concrete block study follows a simplified LCA approach, uses

national data for the upstream processes, and discloses the ranges between the minimum and maximum impact values among the analysed factories, allowing for assessing the variability among manufacturers.

Regarding the use of tools to integrate LCA into building design and/or to automatize LCA, there are some academic studies ongoing (Gomes; Barros, 2018), but no commercial application is available for Brazil, as the input data – the local LCA database – is still missing. Moreover, unlike DGNB, the sustainability labels applied in Brazil do not require whole-building LCA studies, which demand the support of these tools.

**Conclusion**

Despite the more advanced stage of LCA in Germany, in terms of data availability and tools, LCA is still not widespread in the industry. Brazil seems to be following the same trend, with recent developments focused on building sustainability certifications, which only apply to an insignificant share of buildings. Therefore, both countries face the challenge of turning LCA into an effective decision support method.

The availability of a specific LCA database for construction products in Germany, and its integration into BIM design software, helps accelerating the adoption of LCA by construction professionals. The German experience offers valuable insights for developing these resources for Brazil, which should be regarded as a priority from the

beginning. The development of benchmarks for impact values helps to interpret the LCA results, making them meaningful for decision makers, which also helps to increase the use of LCA to support decisions towards impact reduction. Hence, the development of these benchmarks should be kept in mind when collecting Brazilian LCA data, by covering samples of manufacturers and/or buildings. These benchmarks can also help to set realistic targets for impact reduction, based on the technology available in the country.

LCA is an essential environmental performance assessment tool, especially in a scenario of growing relative importance of embodied impacts. The lessons drawn from the German experience may help to design the organization and use of construction life cycle information in Brazil, maximizing the potential contribution of LCA for reducing the impact of the construction industry. However, the rising complexity of LCA makes it more difficult and costly to collect life cycle data, especially for small and medium enterprises that make up a big part of the construction industry. This can be an obstacle for widespread the adoption on LCA, both in Germany and in Brazil. Therefore, LCA guidelines and standards must find a compromise between the degree of complexity of LCA, in order to cover the main environmental aspects of construction, and the possibility of LCA adoption by construction stakeholders. Limiting the amount of data to be collected and indicators to be disclosed, and

automatizing LCA steps can help to reduce the effort for its implementation.

## Acknowledgment

To the Foundation for Support of IPT (Fipt), for funding the scientific exchange of FBS.

## References

- ANFACER. Avaliação do Ciclo de Vida - Placas cerâmicas para revestimento [média nacional]. [s.l.: s.n.].
- BBSR. eLCA v0.9.6 beta. [s.d.]. Disponível em: <https://www.bauteileditor.de/projects/>. Acesso em: 21 fev. 2020.
- BGBI. Verordnung über energiesparenden Wärmeschutz und energiesparende Anlagentechnik bei Gebäuden (Energieeinsparverordnung - EnEV). 2015, p. 1–49.
- BMI. Leitfaden Nachhaltiges Bauen. DOI: 10.1074/jbc.M301271200.
- BMI. Ökobau.dat. 2020. Disponível em: <https://www.oekobaudat.de/>. Acesso em: 20 fev. 2020.
- BMW, BMI. Gesetzentwurf der Bundesregierung - Gesetz zur Vereinheitlichung des Energieeinsparrechts für Gebäude. 2019.
- Borgstein, E.; Lamberts, R. Desenvolvimento de benchmarks nacionais de consumo energético de edificações em operação. Comunicação Técnica. [S. l.], v. 1, p. 15, 2014.
- BRASIL. Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil - 4ª edição. Brasília. 2017.
- CBCS; ABCP; BLOCOPRASIL. Projeto Avaliação de Ciclo de Vida Modular de Blocos e Pisos de Concreto. [s.l.: s.n.].
- De Souza, C. G.; Barbastefano, R. G.; Teixeira, R. C. Int J Life Cycle Assess (2017). <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-016-1150-5>
- DGNB. DGNB System. 2020a.
- DGNB. DGNB System. 2020b.
- Di Bari, R., Jorgji, O., Horn, R., et al. IOP Conf. Ser. Earth Environ. Sci. (2019) <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1755-1315/323/1/012105>.
- DIN. DIN EN 15643-2 - Sustainability of construction works - Assessment of buildings - Part 2: Framework for the assessment of environmental performance. Berlin, DIN, 2011.
- DIN. DIN EN 15978 - Sustainability of construction works - Assessment of environmental performance of buildings - Calculation method. Berlin, DIN, 2012.
- DIN. DIN V 18599 - Energetische Bewertung von Gebäuden - Berechnung des Nutz-, End- und Primärenergiebedarfs für Heizung, Kühlung, Lüftung, Trinkwarmwasser und Beleuchtung - Teil 1: Allgemeine Bilanzierungsverfahren, Begriffe, Zonierung und Bewertung der Energieträger. Berlin, 2018. a.
- DIN. EN 15804:2012+A1:2013/prA2:2018 - Sustainability of construction works - Environmental product declarations - Core rules for the product category of construction products (draft). Berlin, DIN, 2018. b.
- EPD INTERNATIONAL. The International EPD System. 2019. Disponível em: <https://www.environdec.com/>. Acesso em: 12 set. 2018.
- EPE. Balanço energético nacional 2019: ano base 2018. Rio de Janeiro.
- European Parliament; Council Of The European Union. Directive 2010/31/EU of the European Parliament and of the Council of 19 May 2010 on the energy performance of building (recast). . 2010.
- Fraunhofer IBP. Generis. 2020. Disponível em: <https://www.generis.live>. Acesso em: 21 fev. 2020.
- Fundação Vanzolini. Produtos RGMAT. [s.d.]. Disponível em: <https://vanzolini.org.br/rgmat/produtos-rg-mat/>. Acesso em: 26 fev. 2020.
- Fundação Vanzolini; Cerway. Referencial AQUA-HQE de avaliação da qualidade ambiental de edifícios residenciais em construção, 2016.
- Gantner, J., Lenz, K.; Horn, R.; et al. Buildings (2018). <https://doi.org/10.3390/buildings8090129>
- Gomes, V., Barros, N. N. Gestão & Tecnologia de Projetos (2018). <https://doi.org/10.11606/gtp.v13i2.142139>.
- Horvath, A. Annu. Rev. Environ. Resour. (2004). <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.29.062403.102215>
- IBU. IBU - Published EPDs. 2019. Disponível em: <https://ibu-epd.com/en/published-epds/>. Acesso em: 29 jun. 2019.
- IEA; UNEP. 2018 Global Status Report: towards a zero - emission, efficient and resilient buildings and construction sector.
- INMETRO. Anexo da Portaria Inmetro nº 018/2012 - Regulamento técnico da qualidade para o nível de eficiência energética de edificações residenciais, 2012.
- Institut Bauen Und Umwelt E.V. Veröffentlichte EPDs. 2019. Disponível em: <https://ibu-epd.com/veroeffentlichte-epds/>. Acesso em: 12 set. 2018.
- John, V. M., Agopyan, V. O desafio da sustentabilidade na construção civil. São Paulo: Blucher, 2011.
- LEGEPE. LEGEPE. [s.d.]. Disponível em: <https://legepe.de>. Acesso em: 21 fev. 2020.
- Lucon, O. et al. Buildings. In: Edenhofer, O. et al. (org.). Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2014.
- Ortiz, O., Castells, F., Sonnemann, G. Constr. Build. Mater. (2009) <http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2007.11.012>.
- Paulsen, J. S., Sposto, R. M. Energy Build. (2013) <http://dx.doi.org/10.1016/j.enbuild.2012.11.014>.
- Quantis Canada. Análise comparativa do ciclo de vida das telhas cerâmicas versus telhas de concreto. Montreal, 2011.
- Quantis Canada. Análise comparativa do ciclo de vida de paredes construídas com blocos cerâmicos, blocos de concreto e concreto armado in loco. Montreal, 2012.
- Röck, M., Saade, M. R. M., Balouktsi, M., et al. Appl. Energy (2020). <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.114107>.
- Schlegl, F., Gantner, J., Traunspurger, R., et al. Energy Build. (2019). <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2019.04.038>
- Silva, F. B., Oliveira, L. A.; Yoshida, O. S., John, V. M. IOP Conf. Ser. Earth Environ. Sci. (2019). <https://doi.org/10.1088/1755-1315/323/1/012132>
- SILVA, Fernanda Belizario et al. Cement, concrete and related industries - Latin America. São Paulo. Disponível em: [https://www.ecoinvent.org/files/sectorial\\_report\\_sri\\_la\\_cement\\_concrete.pdf](https://www.ecoinvent.org/files/sectorial_report_sri_la_cement_concrete.pdf). Acesso em: 05 mar. 2020.
- Silva, F. B., Arduin, R. H., Diestelkamp, E. D., et al. The importance of primary data for Life Cycle Assessment of construction products in Brazil. In: VII INTERNATIONAL CONFERENCE ON LIFE CYCLE ASSESSMENT IN LATIN AMERICA 2017, Medellín. Anais [...]. Medellín.
- USGBC. LEED v4 for Building Design and Construction.
- Weissenberger, M., Jensch, W., Lang, W. Energy Build. (2014) <http://dx.doi.org/10.1016/j.enbuild.2014.03.028>.

## Case study of LCA application of a Warehouse Building

Johann Andrade Ferrareto <sup>1,2</sup>

Diego Corrêa Magalhães <sup>2,12</sup>

João Luiz Calmon <sup>2</sup>

<sup>1</sup>ArcelorMittal

<sup>2</sup> Universidade Federal do Espírito Santo (UFES)

andrade.ferrareto@gmail.com

### Abstract

*In the endeavor to build a sustainable economy for future generations many industries prioritize the construction sector, as it represents the largest carbon emissions worldwide. These emissions can be analyzed in two different fronts: (1) the embodied energy for the construction, its materials and its construction processes; (2) the operational emissions through building use, such as lighting, heating, cooling and other energy demands. Vis-à-vis the embodied energy, one may use the circular economy concept, prioritizing materials with higher recyclability ratios and certified for lower environmental impacts. Regarding the operational impacts, the right choice of the envelope will have bigger weight in the final building operational energy consumption. One way to quantify such impacts is through the Life Cycle Assessment (LCA) of the building, already performed by many known environmental certification procedures. The aim of this paper is: performing the optimization of a Warehouse using a holistic design approach to optimize a Baseline project using as main goals the performance of the LCA and of the Life Cycle Cost (LCC) assessment. The approach is based on Steel constructive parts, where the impact from all the building parts (envelope, structure, flooring and foundations) are assessed, both financially and environmentally in an integrated process. A first comparison is established for each building part, considering the Baseline materials and constructive solutions with the state-of-the art materials and solutions available. Secondly, the range of comparison is amplified, to include the holistic design approach results along with*

*the material choices. Finally, the energy savings are taken into consideration, leading to the final LCA for the building in the end of use life, providing the environmental impacts, such as carbon footprint. Results for the best case (Best-in-class) scenario shows 16% of reduction in Green House Gas (GHG) emissions (or 145,865.0kgCO<sub>2eq.</sub>), when compared to the Baseline. Also, envelope optimization allowed for 919,264.0kgCO<sub>2eq</sub> reduction due to energy savings over 50 years of use. Finally, LCC assessment allowed for 11% of cost reduction for the Best-in-case when compared to the Baseline. All results are discussed also qualitatively, regarding the three pillars of sustainability: Environmental Protection, Economic Viability and Social Equity.*

**Keywords:** *Life Cycle Assessment, Construction Optimization, Carbon footprint, Economic Viability.*

### I- Introduction and motivations

According to UNEP (2009), buildings represent roughly more than 30% of global emissions of greenhouse gas (GHG). Moreover, depending on construction height and environment, structural systems and civil works may represent up to 35% of the overall life cycle GHG emissions (Drew et al., 2014), whilst the material and manufacturing are responsible for approximately 90% of this environmental impact (Chang et al., 2012; Zahra et al., 2015). Finally, the structural system and material choice (concrete, steel) can impact (increasing or decreasing) the ratio of embodied GHG emissions by up to 36% (Zahra et al., 2015), depending on construction typology.

It is clear the responsibility of the material producers and manufacturers in the construction

industry with respect to the global carbon footprint. In this context, a research program was launched to properly assess sustainability impacts on building construction (White Paper, 2020). Among this research program objectives, the most relevant for this paper are cited below:

- 1) To develop a reliable assessment methodology, comparing constructive options with respect to their sustainability impacts;
- 2) To use this methodology to assess the sustainability impacts of constructive solutions in the state-of-the-art (or Best-in-class), comparing it to a baseline scenario using the most representative systems on the market.

This study focuses on the application of this methodology to a Warehouse used for retail in Blumenau (SC, Brazil).

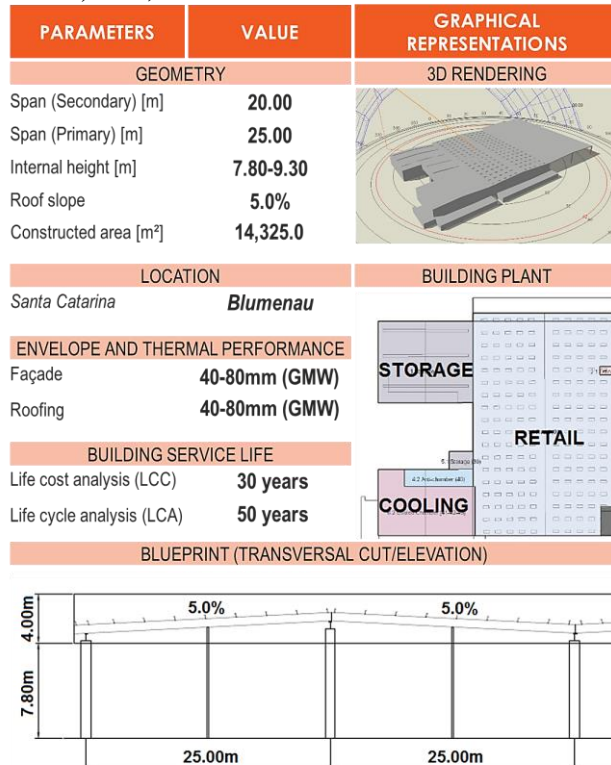
### II- Methodology

#### II.i- Functionally equivalent building

For the assessment methodology presented in this paper, the functional unit is established for the whole building, limiting its physical boundaries to the envelope system and the study boundaries to civil construction works and materials (roofing, flooring, façade, structure, foundations) and their impacts on the building's life cycle stages: Product (A<sub>1-3</sub>), Construction Process (A<sub>4-5</sub>), Use (B<sub>1-6</sub>), End of Life (C<sub>1-4</sub>) and Benefits Beyond the System Boundary (D,

regarding circular economy), accordingly to EN15978:2011.

**Figure 1: Functionally equivalent building (Source: Author, 2020)**



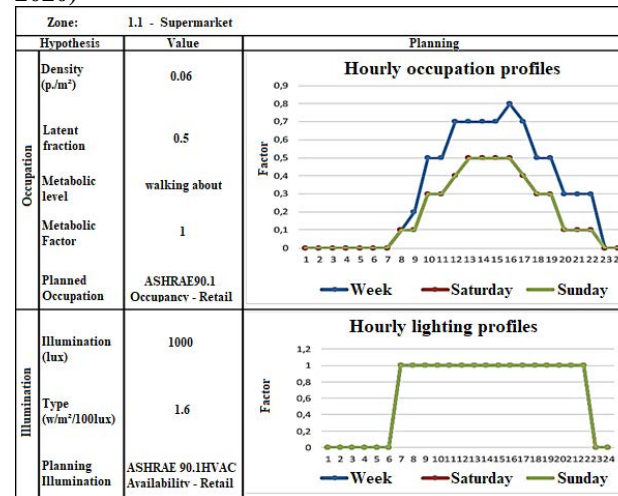
OBS: Figure is adapted from design documents and project data.

The functional equivalent unit data can be summarized below and illustrated by Figure 1:

- building geometry;
- pattern of use;
- thermal performance;
- geographic location;

- building service life;
- reference study periods.

**Figure 2: Building use/occupation (Source: Author, 2020)**



OBS: Figure is adapted from design documents and project data.

Envelope in steel sheeting and glass mineral wool (GMW) with thickness up to 80mm defines a certain level of user’s comfort and energy consumption, discussed later at section III.iii of this article. Building use for the retail area is defined in Figure 2, as it is the most relevant area of the building, 55% of the total and with higher density of visitors. Storage area, cooling chambers, offices and stores represent, together, 45% and they present mainly equipment energy consumption, roughly 77kW.

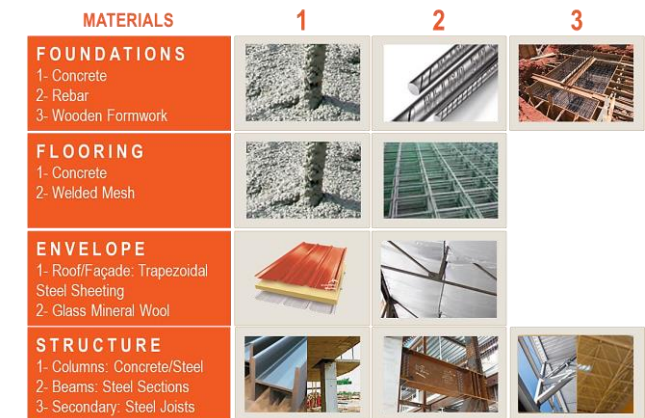
Occupation is given in [people/m²], reaching a peak value of 0.8 in weekdays and a peak value of 0.6 in weekends. Lighting level is given by 1000lx, taking into consideration the skylight

glazing, from opening time (7h00am) to closing time (11h00pm).

**II.ii- Baseline materials description**

Regarding the most representative construction systems in the market concerned by scope of the study, they were classified in following building parts: envelope (roofing and façade); structure (secondary structural elements, beams and columns); infrastructure: foundations and flooring. Their type and graphic representation are given in Figure 3.

**Figure 3: Building parts (Source: Author, 2020)**



OBS: Figure is adapted from design documents, catalogs, and project data.

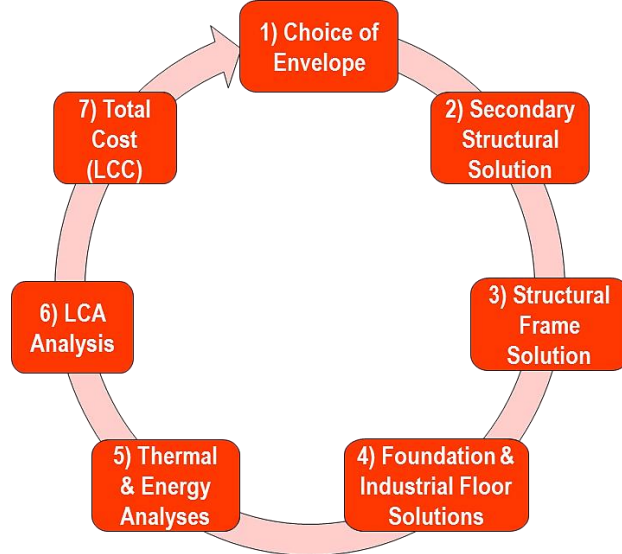
Constructive system is composed by roofing in sandwich trapezoidal steel sheets with GMW inside (80mm thick), façades of similar constitution (GMW 40mm thick instead of 80mm). Roofing is supported by steel joists in ASTM A572 Gr. 50ksi (345MPa) which, in turn, carry the loads to the beams. Beams are

conceived in built-up steel sections, also in ASTM A572 Gr. 50ksi, simply supported by concrete columns embedded in concrete foundations. Foundations are deep and made of concrete, as soil conditions are very challenging. It is composed by organic clays with low bearing capacity. Flooring system uses rebar welded mesh and concrete.

**II.iii- A holistic approach**

The holistic design approach can be represented by Figure 4 and it will be described below.

**Figure 4: Disciplines integration for holistic analysis (Source: Author, 2020)**

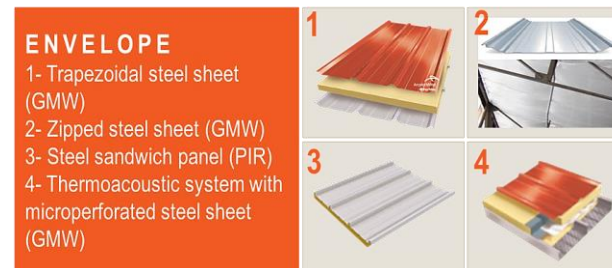


The design approach starts with Step (1), choosing different solutions for roofing and façade available in the market with respect to:

- Environment (Quantitative): LCA per m<sup>2</sup>, thermal performance (W/m<sup>2</sup>K);
- Economy (Quantitative): durability, price (erected in place, not only material price), speed of erection, impact on secondary structural elements;
- Social (Mostly qualitative): Thermal comfort (calculated by thermal analysis), fire safety, erection safety.

The available choices analyzed are given in Figure 5.

**Figure 5: Envelope solutions (Source: Author, 2020)**



OBS: Figure is adapted from design documents, catalogs, and project data.

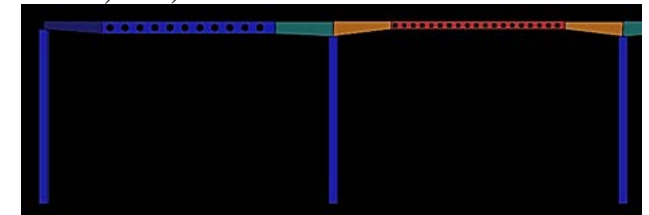
For façades, only systems 1, 3 and 4 are applicable, with adjustments in the geometry of the exterior steel sheets.

Then, Step (2) takes place, considering the chosen envelope system. Available solutions in the market are: joists, purling and steel sections. Joists represent the lowest steel ratio amongst all cited solutions and, in this case, economy and environment follow the similar predilection: the lower the steel ratio the lower both the

environmental impact and structural costs will be. Joists are, then, chosen from standard elements of Steel Joist Institute (1994) in grade 50ksi (345MPa).

Step (3) starts with an evaluation of the beam structural system (iso or hyper static), followed by choice of section geometry (variable “I” shapes, castellated “I” shapes, cellular “I” shapes), by steel grade optimizations (50ksi, 60ksi or 65ksi) and finalizes with degree of connection to the columns (allowing moment frame behavior or just cantilever behavior for the columns). Figure 6 illustrates two bays of one studied solution.

**Figure 6: Two structural bays – variable I shapes (supports) and cellular I shapes (mid-spans) (Source: Author, 2020)**


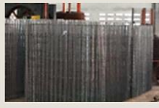




OBS: Figure obtained from STRAP® Software (SAE Systems)

Step (4) takes place with the final part of step (3). By choosing different materials for the columns (steel, concrete or composite) and different structural arrangements (cantilever, moment frame), the foundation loads vary greatly (normal loads and bending moments due to wind loads on the structural frames). Step (4) finalizes with the choice of constructive methods both for

the foundation and flooring systems, illustrated in Figure 7.

**Figure 7: Base line and Best-in-class solutions for infrastructure (Source: Author, 2020)**

Infrastructure	Baseline	Best-in-class
<b>FOUNDATIONS</b> Baseline: • Wooden formwork; • Rebar Best-in-class: • Permanent formwork; • Pre-assembled rebar cages		
<b>FLOORING</b> Baseline: Welded mesh Best-in-class: Steel fibers		

OBS: Figure is adapted from design documents, catalogs, and project data.

A summary of the constructive solutions for each of the building parts is given in Table 1, regrouping information from this section. for the *Baseline*, for the *Best-in-class I* and for the *Best-in-class II* cases.

These three cases were retained from a pool of hundreds of cases. By combining each building part solution, it is possible to compose a full building, characterizing a possible case. The amount of analyzed cases is, then, a combinatory analysis of all building parts that can possibly work together regarding technical feasibility.

Subsequently, with the specifications on concrete thickness, steel ratios, envelope material and other hypotheses, step (5) is

performed. It is better described in the next section along with the LCA (Step 6).

**Table 1: Summary of solutions and building parts (Source: Author, 2020)**

	Baseline	Best-in-class I	Best-in-class II
<b>Envelope</b>	Trapezoidal steel sheeting with glass mineral wool with 40-80mm thickness	Sandwich panel with 40mm thickness Polyisocyanurate (PIR)	Sandwich panel with 80mm thickness (PIR)
<b>Secondary Structure</b>	Steel joists in ASTM A572 Gr. 50ksi (345MPa) spaced by 2.0m	Steel joists in ASTM A572 Gr. 50ksi spaced by 3.5m.	Same as Best-in-class I
<b>Moment Frame Beams</b>	Moment Frame with built-up tapered sectionsn ASTM A572 Gr. 50ksi.	Moment Frame with built-up tapered/cellular sections in Gr. 65ksi (450MPa).	Same as Best-in-class I
<b>Columns</b>	Reinforced concrete.	Reinforced concrete with preassembled welded rebar cage.	Same as Best-in-class I
<b>Foundations</b>	Regular wooden formwork, reinforced concrete with rebar.	Steel formwork, Reinforced concrete with preassembled welded rebar cage.	Same as Best-in-class I
<b>Flooring</b>	Reinforced concrete with welded meshes	Concrete with steel fibers.	Same as Best-in-class I

Step (7), cost assessment, is briefly explained in section *II.v*. Finally, the cycle ends, solutions are reviewed and per-reviewed.

**Figure 8: Indicators of the study (Source: Author, 2020)**



Figure 8 shows main indicators driving all aspects of this analysis, where most are quantitative and only four are qualitative: quality, human comfort, safety (fire) and safety in construction site.

Despite of their qualitative feature they represent unexchangeable values, like safety and well-being. In addition, they drive other performance evaluation, such as energy consumption (see section *II.ii*) to attend ASHRAE 90.1 (2010) requirements.

**II.iv- LCA**

Life Cycle Assessment (LCA) methodology relies on EN15978:2011, using Environmental Product Declarations (EPD) for building products in accordance to ISO14025:2006. Whenever EPD data were not available, reliable LCA databases for Europe, such as the European reference Life Cycle Database (ELCD) and the GaBi Database were used. For steel, the analysis used both local EPD’s and World Steel Association (2018) data.

As mentioned above, the methodology boundaries are limited to civil construction works/materials and their impacts on the building’s life cycle stages. Pre-construction (A<sub>0</sub>), Use (B<sub>1</sub>), Refurbishment (B<sub>5</sub>) and Water Consumption (B<sub>7</sub>) (EN15978, 2011) are not taken into consideration in this analysis, as pre-construction is considered outside of the construction scope and civil construction works/materials (which exclude equipment) have little to no impact in the building’s water consumption.

The analysis is considered as “cradle to grave” where material impacts are assessed with the bill

of materials for each of the building parts and EPD's/LCA databases. That, along with transportation estimations for local steel and concrete production (Brazil), allows for the assessment of construction (A<sub>1-3,4-5</sub> modules) impacts with reasonable precision.

Material replacement/repair/maintenance along 50 years of use and energy consumption impacts per kWh using Brazilian database allows for assessment of module B (excluding B<sub>1</sub>, B<sub>5</sub> and B<sub>7</sub>).

Energy consumption for the building was defined for: Equipment requirements; Thermal Comfort (cooling needs); Visual comfort (lighting needs).

DesignBuilder® 5.5.2.007 software and the calculation engine EnergyPlus® Version 8.6.0.001. are used in this task, simulating the building metabolism throughout the year.

Modules C and D are, again, calculated with the bill of materials, with the difference that the module D takes into consideration the recycling ratios for each different material. Each module is briefly described in Table 2.

The complete LCA is calculated for eight quantitative environmental impacts using an LCA Tool developed in Microsoft® Excel:

- 1) Ozone Depletion Potential (ODP);
- 2) Use of abiotic resources (fossil);
- 3) Use of abiotic resources (elements);

- 4) Global Warming Potential (GWP) or Green House Gases (GHG);
- 5) Photochemical Ozone Creation (POCP);
- 6) Acidification Potential (AP);
- 7) Eutrophication Potential;
- 8) Water Consumption.

**Table 2: Life-cycle stages in LCA of a Building (Source: EN15.879:2011)**

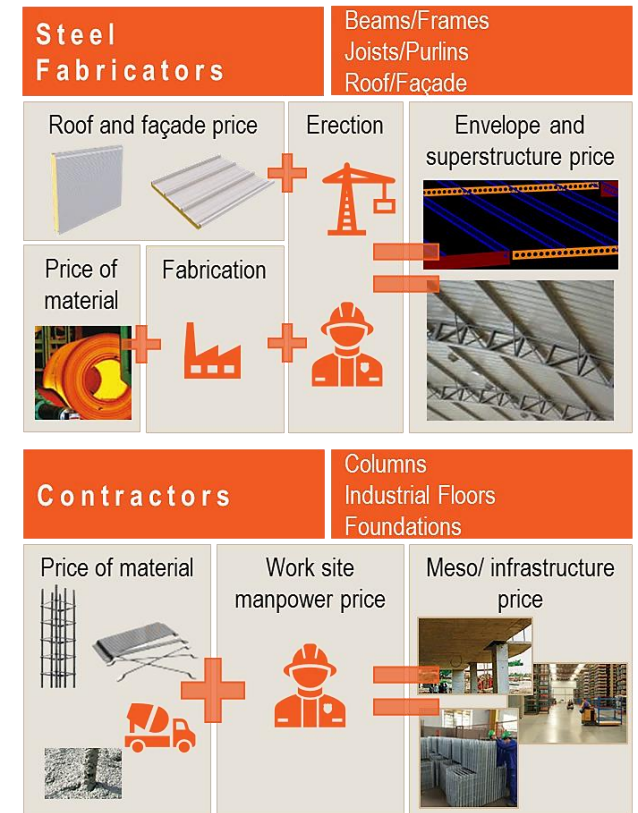
A <sub>0</sub>	Pre-construction	A <sub>0</sub>	Land and associated fees
A <sub>1-3</sub>	Product Stage	A <sub>1</sub>	Raw Material Supply
		A <sub>2</sub>	Transport
		A <sub>3</sub>	Manufacturing
A <sub>4-5</sub>	Construction Process	A <sub>4</sub>	Transport
		A <sub>5</sub>	Construction
B <sub>1-7</sub>	Use Stage	B <sub>1</sub>	Use
		B <sub>2</sub>	Maintenance
		B <sub>3</sub>	Repair
		B <sub>4</sub>	Replacement
		B <sub>5</sub>	Refurbishment
		B <sub>6</sub>	Operational Energy Use
		B <sub>7</sub>	Operational Water Use
C <sub>1-4</sub>	End of life stage	C <sub>1</sub>	Deconstruction
		C <sub>2</sub>	Transport
		C <sub>3</sub>	Waste processing for reuse, recovery and recycling
		C <sub>4</sub>	Disposal
D	Benefits beyond boundary:		reuse, recovery and recycling potential

Weighting between impacts for final normalization was made using the Annex: Monetization of the MMG method (Wille, 2017).

### II.v- LCC analysis

Life Cycle Cost (LCC) analysis (Step 7 in Figure 4) is performed by making price studies throughout different business chains in construction market.

**Figure 9: Business areas and materials (Source: Author, 2020)**



OBS: Figure is adapted from design documents, catalogs, and project data.

Several steel Fabricators and contractors were interviewed in order to provide the price for the Baseline and Best-in-class solutions. Same line of thought was used for material providers, in order to have a representative price for steel and concrete. Figure 9 shows briefly the business areas to erect a Warehouse building.



By assembling the full scope of steel fabricators, contractors, envelope and erection, civil works LCC could be evaluated through Fixed Firm Price (FFP) offers.

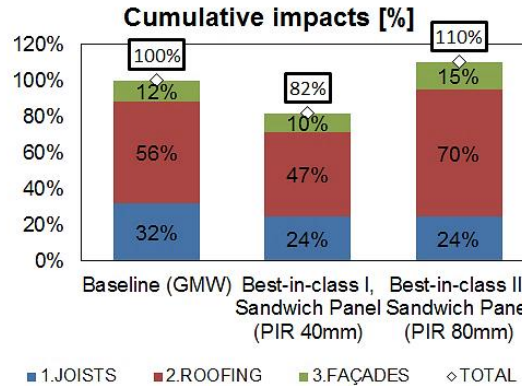
**III- Results**

**III.i- Envelope, thermal analyses and secondary structural elements**

Results are presented for three solutions: (1) Baseline, (2) Best-in-class I and (3) Best-in-class II (see Table 1). Figure 10 shows the cumulative impacts for these three solutions parametrized by the Baseline solution. To read the histogram one needs to know that a result below 100% means a lower environmental impact of the solution when compared to the Baseline and above 100% means otherwise.

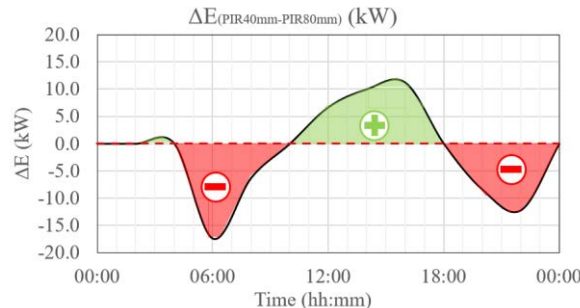
It is possible to observe a strong reduction in environmental impacts mainly due to joists weight reduction from Baseline to Best-in-class (I and II). This reduction is explained by the sandwich panels span when compared to single trapezoidal steel sheets, where it increases from 2.00m (Baseline) to 3.50m (Best-in-class), reducing by 43% the number of joists, allowing for a lighter and optimized design. Joists design passed from Baseline in a 40LH08 joist (weighting 23.8kg/m every 2.000m, with a steel ratio of 11.9kg/m<sup>2</sup>) to the Best-in-class in a 44LH09 (weighting 28.3kg/m every 3.500m, with a steel ratio of 8.1kg/m<sup>2</sup>).

**Figure 10: LCA results for Envelope and Joists – Normalized impacts, without Module B (Source: Author, 2020)**



Panels thicknesses, between 40mm and 80mm, are defined and validated by thermal/energy analysis. The analysis shows savings in overall energy consumption for 40mm thick panel, when compared to 80mm thick panel. Figure 11 shows the hourly variation ( $\Delta$ ) of cooling power (kW) needs of the building between thicknesses of insulation of 40mm and 80mm ( $E_{40mm}-E_{80mm}$ ) during a hot summer day in mid-February.

**Figure 11:  $\Delta$  Cooling needs in a summer day (Thermal analysis), Module B<sub>6</sub> (Source: Author, 2020)**

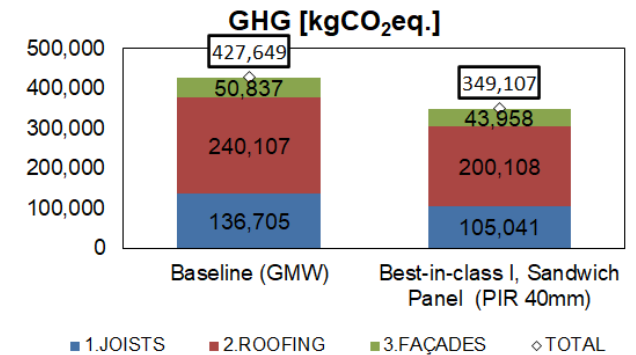


OBS: Figure is adapted from design documents and project data.

This result goes in a non-intuitive direction, however, it can be explained by an inversion of cooling needs during night, when an 80mm thick panel would have greater demand than a 40mm thick panel. Cooling needs reduced by 5.38% with a 40mm thick panel throughout the year.

Finally, the GHG emissions for the Baseline and for the Best-in-class (now validated for 40mm thick sandwich panel in PIR) is given in figure 12. GHG emissions, for the whole life cycle of the envelope and joists are 19% or 78,542.0kgCO<sub>2eqv.</sub> smaller for the Best-in class solution.

**Figure 12: GHG emissions for envelope and joists (Source: Author, 2020)**



**III.ii- Structural frame and foundations/floor**

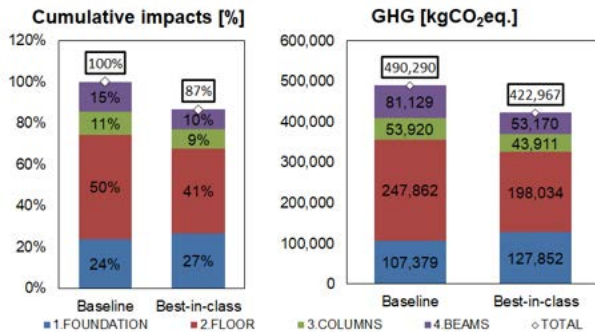
Results are presented for two solutions: (1) Baseline with concrete columns, built-up “I” shaped variable sections in ASTM A572 Gr. 50 steel, foundations in wooden formwork over concrete piles and floor with reinforced concrete

with welded mesh; (2) Best-in-class with concrete columns, built-up cellular “I” shaped variable (tapered) sections in high strength steel (65ksi or 450MPa), foundations with steel formwork over concrete piles and floors in concrete with steel fibers.

Floor system doesn’t Interact with frame and foundation systems, so the comparison can be directly made between two solutions.

Results for the discussed elements are presented in Figure 13. Best in class solutions present smaller environmental impact and GHG emissions when compared to Baseline, 13% and 14% (or 67,323.0kgCO<sub>2eqv.</sub>), respectively.

**Figure 13: LCA Structure/Foundation/Floor (Source: Author, 2020)**

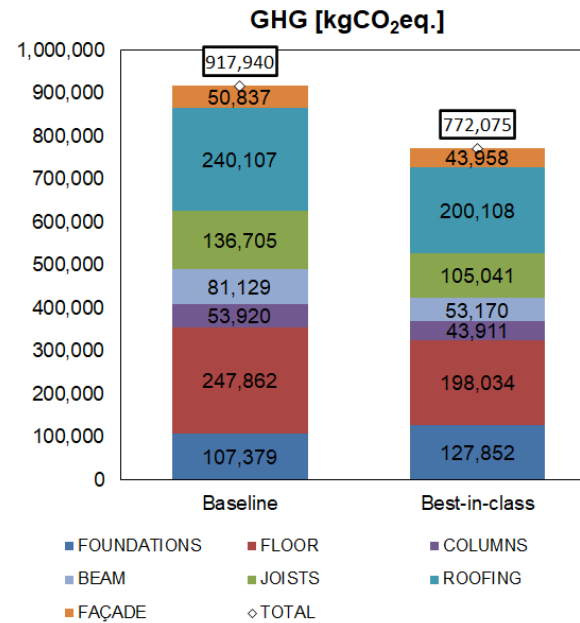


Substantial reduction is obtained in structural systems, specially beams, through geometric and high strength steel optimizations. Nevertheless, impact lies mostly within infrastructure, specially floor systems, which present reduction in their LCA results (11% or 29,355.0kgCO<sub>2eqv.</sub>).

**III.iii- Total building and energy use (Module B<sub>6</sub>)**

Figure 14 shows global Impacts and GHG emissions for complete life cycle of the construction (with exception of energy use, which will be discussed subsequently).

**Figure 14: LCA whole building (Source: Author, 2020)**



16% of reduction in GHG emissions (or 145,865.0kgCO<sub>2eqv.</sub>) can be obtained through the methodology proposed for this typology of construction.

It is also important to state that the use of certified materials, with EPD’s, enhanced the results, leading to environmentally friendlier

solutions. Without the EPD’s, overall reduction in GHG emissions would be limited to only 9%. Relying on environmentally efficient material providers allows for strong synergy with this methodology.

Regarding the energy savings, the reduction in GHG emissions is 919,264.0kgCO<sub>2eqv.</sub> over 50 years of use, i.e., roughly the whole embodied impact of the original construction can be saved through its life cycle. Overall 1,065,129.0kgCO<sub>2eqv.</sub> can be saved, considering the whole scope/boundaries of the study proposed in this paper for just one building.

**III.iv- LCC and Qualitative results**

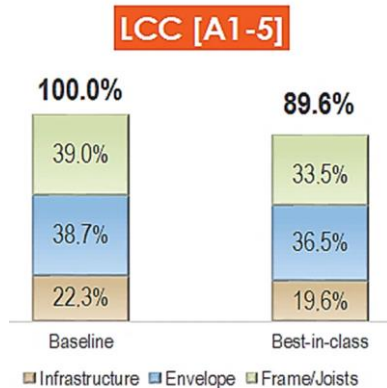
Overall cost reduction of 10.4% for Best-in-class solution when compared to Baseline scenario can be verified in Figure 15, for the complete LCC analysis (parametric) for this case study.

Noteworthy reduction in steel ratio allied to significant industrialization of concrete and envelope elements allowed for a more efficient construction either from Steel Fabricators and from Contractors (Figure 9).

Regarding human factors, the analysis starts with the construction site. By use of steel formwork and other industrialized solutions, it is possible to reduce the number of workers in risky locations (i.e., foundation trenches) from 14 to only 5 and to reduce their exposure time from 40

to 22 days. Same analysis goes to envelope erection, with reduction from 12 to 6 people from work at height and reduction of 30% of time of erection. For use safety, materials for envelope are defined with minimum level of fire resistance equal to A2 (NBR 10636:1989).

**Figure 15: LCC Construction (Source: Author, 2020)**



For use, human comfort is attended by international standards (ASHRAE 90.1, 2010) and simulated for validation and quantitative results.

#### IV- Conclusions

This paper addressed the possibility of achieving environmentally efficient solutions whilst being not only economically feasible but also competitive in the market. All of that responding to high comfort and safety standards during construction and use stages.

Module B, corresponding to building use is quite relevant in the complete LCA. Right choice of

envelope and materials is proven to be paramount in the final impact of the building during all its life cycle.

Future research shall focus on new construction typologies and on continuous improvement of the current building typology: such as optimization of joists with high strength steel; Environmental Certification assessments for Warehouses; Real case studies and creation of database for future benchmarking.

#### Acknowledgements

This article was produced with the support and orientation from: 1) Professors from the Master Program of Engineering and Sustainable Development from the *Universidade Federal do Espírito Santo*; 2) LCA Specialists from ArcelorMittal® Global R&D; 3) Commercial Technical Support teams from ArcelorMittal® Brazil, Perfilor® and *Belgo Bekaert Arames®*; 4) *Pórtico Projetos Estruturais Ltda.*; 5) Arcadis®. 6) Special acknowledgement is also expressed to all GCV 2020 revision board.

#### Bibliography

- ABNT NBR 10636. (1989) Fire test - Wall and dividing wall without structural function - Fire resistance - Method of test.
- ASHRAE, ASHRAE Standard. (2010). "Standard 90.1-2010, Energy Standard for Buildings except Low Rise Residential Buildings."
- American Society for Testing and Materials. (2018). Standard Specification for High-Strength Low-Alloy Columbium-Vanadium Steels of Structural Quality, ASTM Designation A572-A572M.
- Chang Y., Ries, R. J., Lei S. (2012) The embodied energy and emissions of a high-rise education building: A quantification using process-based hybrid life cycle inventory model. *Energy and Buildings* V55, pp. 790-798. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enbuild.2012.10.019>

Danny Wille. (2017). Monetization of the MMG method. OVAM, Stationsstraat 110, 2800 Mechelen. Available in <https://www.vlaanderen.be/en/publications/detail/anex-monetisation-of-the-mm-g-method-update-2017>. Access in January 28<sup>th</sup>, 2020.

Drew, C., Fernandez, K., Fanning, K. (2014) The environmental Impact of Tall vs. Small: A comparative study. *Proceedings of Council of Tall Buildings and Urban Habitat (CTBUH) – Future Cities. Towards Sustained Vertical Urbanism. Shanghai.* pp. 418-424.

EN15978. (2011). Sustainability of construction works - Assessment of environmental performance of buildings - Calculation method.

EPD-ARC-20170124-CBD2-EN. (2018). ArcelorMittal. Environmental Product Declarations. Institut Bauen und Umwelt e.V. (IBU). Available in <https://epd-online.com>.

EPD-ARC-20180140-CBD1-EN. (2018). ArcelorMittal. Environmental Product Declarations. Institut Bauen und Umwelt e.V. (IBU). Available in <https://epd-online.com>.

EPD-ARC-20180141-CBD1-EN. (2018). ArcelorMittal. Environmental Product Declarations. Institut Bauen und Umwelt e.V. (IBU). Available in <https://epd-online.com>.

ISO14025. (2006). Environmental labels and declarations - Type III environmental declarations - Principles and procedures.

Our Indicators. (2018). In: World Steel Association. Available in <https://www.worldsteel.org/steel-by-topic/sustainability/sustainability-indicators.html>. Access in January 28<sup>th</sup>, 2020.

Steel Joist Institute. (1994). Fortieth Edition Standard Specifications: Load Tables and Weight Tables for Steel Joists and Joist Girders, Steel Joist Institute, Myrtle Beach, S.C., 1994; p 92.

UNEP, 2009. Buildings and Climate Change – Summary for Decision-Makers. UNEP DTIE, Sustainable Consumption & Production Branch, 15 Rue de Milan, 75441 Paris CEDEX 09, France.

White Paper. In: Steligence® ArcelorMittal. Available in <https://steligence.arcelormittal.com>. Access in January 27<sup>th</sup>, 2020.

Zahra S., Moussavi Nadoushani, Ali Akbarnezhad. (2015) Effects of structural system on the life cycle carbon footprint of buildings. *Energy and Buildings* V102, pp. 337-346. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enbuild.2015.05.044>

## **Análise da Produção Científica sobre a Avaliação do Ciclo de Vida de Painéis Fotovoltaicos Utilizando Methodi Ordinatio**

Pedro Leineker Ochoski Machado

Vitor Otávio Ochoski Machado

Yara de Souza Tadano

Thiago Antonini Alves

Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR); Câmpus Ponta Grossa

pedmac@alunos.utfpr.edu.br; vitmac@alunos.utfpr.edu.br;

yaratadano@utfpr.edu.br; antonini@utfpr.edu.br

### **Resumo**

A avaliação do ciclo de vida é uma ferramenta utilizada para avaliar os possíveis impactos e recursos ambientais causados ao longo do ciclo de vida de um produto/serviço, incluindo desde a aquisição de matéria-prima, passando pelas fases de produção e uso, até à gestão de resíduos. Já os painéis fotovoltaicos consistem em uma forma de transformação de radiação solar em energia elétrica, sendo uma das formas de energia alternativa utilizada para substituir os métodos convencionais de geração de eletricidade. O objetivo desse trabalho foi realizar uma análise da produção científica sobre a avaliação do ciclo de vida de painéis fotovoltaicos por meio do Methodi Ordinatio. Utilizando-se como bases de busca Web of Science e Scopus, foram encontrados 962 trabalhos distintos com base na busca por meio das combinações de palavras chaves “Life Cycle Assessment” AND “Photovoltaic”, “Life Cycle Assessment” AND “Solar Panel” e “LCA” AND “Photovoltaic”. Observa-se que ocorreu um grande crescimento em relação ao número de publicações do tema em meados do ano de 2007, sendo atingido 50% das publicações apenas em 2016 destacando-se o ano de 2018 com 73 publicações e o ano de 1994 como o ano da primeira publicação da temática. Este estudo contribui para o tema ao analisar a evolução da pesquisa sobre ciclo de vida de painéis fotovoltaicos,

identificando quais os enfoques abordados nas pesquisas já realizadas e evidenciando as lacunas com possibilidade de novos estudos acerca da temática. Os principais trabalhos foram selecionados e discutidos, chegando-se à conclusão de que os painéis fotovoltaicos se apresentam como uma boa alternativa para a produção de energia sustentável, uma vez que apresentam menores índices de emissões em relação à geração de energia a partir de combustíveis fósseis e também são capazes de produzir maior quantidade de energia do que consomem ao longo de seu ciclo de vida.

**Palavras-chaves:** Análise de Ciclo de Vida, Painel Fotovoltaico, Painel Solar, ACV.

### **Introdução**

A análise dos impactos ambientais das atividades industriais requer um enfoque integrado, em que se realize uma avaliação completa do ciclo de vida dos produtos, não apenas considerando o processo produtivo. Com isso, a Análise do Ciclo de Vida (ACV) se apresenta como uma técnica que incentiva as empresas a ponderar as questões ambientais associadas à cadeia produtiva e permite avaliar o impacto ambiental de um produto, processo ou sistema desde a extração da matéria prima até a destinação final (Junior *et al.*, 2008).

A ACV também permite identificar quais estágios do ciclo de vida que apresentam maior impacto ambiental dentro do processo ou produto estudado, tornando possível estudar e executar melhorias ou alternativas para produtos, processos e serviços (Cotro *et al.*, 2007).

A avaliação do ciclo de vida foi impulsionada nos anos 90 devido à série de normas ISO 14040, com consequente aumento do número de estudos, publicações, conferências e congressos (Cotro *et al.*, 2007).

Nesse contexto, o presente trabalho visa realizar uma análise da produção científica sobre ACV de painéis fotovoltaicos, que consistem em um agrupamento de células fotovoltaicas ligadas em série ou paralelo, de forma a se obter uma tensão e corrente desejada a partir a luz e do calor fornecido pela radiação solar (Freitas, 2008). Para isso será utilizada a metodologia denominada *Methodi Ordinatio*.

### **Metodologia**

Dentre todas as metodologias de revisão sistemática disponíveis na literatura, a selecionada foi a *Methodi Ordinatio*. Criada por doutores da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, essa metodologia leva em consideração três fatores: número de citações, ano de publicação e fator de impacto do periódico em que o artigo foi publicado (Pagani; Kovaleski; Resende, 2015).

A sequência utilizada por esse método consiste em definir o tema da pesquisa, definir e combinar palavras-chave relacionadas ao tema, realizar a busca em bases de dados, filtrar os resultados, identificar ano de publicação, número de citações e fator de impacto, classificar de acordo com a equação *InOrdinatio* e, por fim, realizar a leitura dos principais artigos encontrados. A

equação *InOrdinatio* pode ser observada na Equação 1 (Pagani; Kovaleski; Resende, 2015):

$$InOrd = \frac{IF}{1000} + \alpha \left[ 10 - (Ano_{pesq} - Ano_{pub}) \right] + Ci, \quad (1)$$

em que *IF* corresponde ao fator de impacto do periódico,  $\alpha$  representa um peso de acordo com a relevância dada ao ano de publicação,  $Ano_{pesq}$  e  $Ano_{pub}$  representam o ano de realização da pesquisa e ano de publicação do artigo, respectivamente, e *Ci* corresponde ao número de citações do artigo. No caso dessa pesquisa, foi utilizado  $\alpha = 10$  devido à atualidade do tema.

As bases de dados utilizadas para busca foram a *Scopus* e a *Web of Science*, ao passo que as combinações de palavras chaves utilizadas foram “*Life Cycle Assessment*” AND “*Photovoltaic*”, “*Life Cycle Assessment*” AND “*Solar Panel*” e “*LCA*” AND “*Photovoltaic*”. Após a busca, foram utilizados os programas computacionais *Mendeley 1.19.4* e *JabRef 4.3.1* para realizar a seleção de artigos, excluindo livros, capítulos de livros e anais de congressos, removendo duplicatas e também os artigos que não se relacionam ao tema desejado. Por fim, levantaram-se as informações sobre fator de impacto e número de citações para posterior identificação de principais obras e análise dessas.

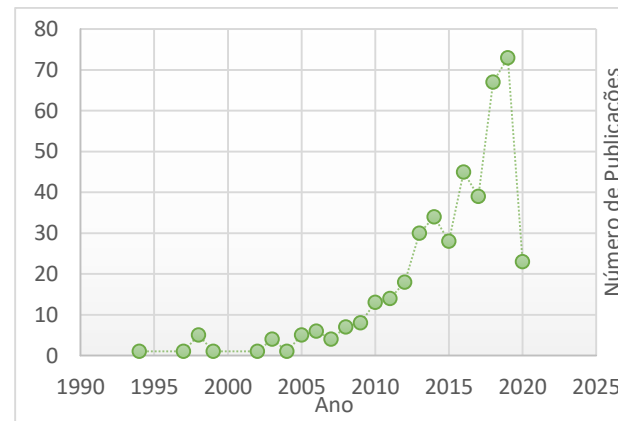
## Resultados

Foram encontrados 962 trabalhos distintos, sendo 232 exclusivos da base *Web of Science*, 286 exclusivos da *Scopus* e 444 trabalhos comuns entre as duas bases. Após a remoção de

duplicatas, livros, capítulos de livro e artigos publicados em congressos, restaram 593 trabalhos que, após seleção de acordo com o assunto da pesquisa, foram reduzidos para 428 trabalhos.

Um dos fatores importantes para se avaliar acerca da evolução da pesquisa sobre o tema consiste nos anos em que ocorrem as publicações. A Figura 1 apresenta o número de publicações acerca do tema em função do ano dessas.

**Figura 1: Número de Publicações em Função do Ano**



Como pode-se observar na Figura 1, o início da publicação sobre ACV de painéis fotovoltaicos segue a tendência da ACV de modo geral, que foi impulsionada nos anos 90. Além disso, percebe-se uma grande crescente no número de publicações a partir do ano de 2007, atingindo 50% do total de trabalhos no ano de 2016 e tendo como grande destaque o ano de 2019 com 73 publicações.

Isso demonstra a atualidade e importância do tema, uma vez que existe uma crescente discussão acerca de sustentabilidade e também do desenvolvimento e acessibilidade à novas tecnologias, assim como descrito por Schiermeier *et al.*(2008) e Blaschke *et al.*(2013). Com isso, alterações em projetos e produtos abrem portas para que sejam realizados novos estudos sobre o ciclo de vida dessas tecnologias emergentes.

Outro fator importante de se levar em conta são os periódicos com maiores publicações sobre o assunto. A Tabela 1 apresenta o número de publicações em função do periódico, sendo apresentados apenas os periódicos com mais de dez publicações.

**Tabela 1: Número de Publicações em Função do Periódico**

Periódico	Número de Publicações
Journal of Cleaner Production	34
Progress in Photovoltaics: Research and Applications	31
Renewable and Sustainable Energy Reviews	28
Applied Energy	26
Energy	21
Renewable Energy	19
Solar Energy	18
Energies	17
Solar Energy Materials and Solar Cells	16
International Journal of Life Cycle Assessment	15
Sustainability (Switzerland)	14

A Tabela 1 permite entender quais seriam os melhores periódicos para se submeter um novo estudo sobre ACV de painéis fotovoltaicos, tendo como destaque o *Journal of Cleaner Production*, com 34 publicações e fator de impacto JCR de 6,395, sendo seguido pelo periódico *Progress in Photovoltaics: Research and Applications*, com 31 publicações e JCR de 7,776. Outro periódico de grande destaque é o *Energy and Environmental Science* que, apesar de apresentar apenas uma publicação, possui o maior JCR entre todas as revistas, com um valor de 33,250.

Partindo agora para a classificação *InOrdinatio*, a Tabela 2 apresenta os 10 principais trabalhos de acordo com tal classificação.

Como é possível perceber, dentre os artigos mais bem classificados são encontrados trabalhos referentes à avaliação de ciclo de vida de tecnologias de energias renováveis como um todo, assim como exclusivamente de tecnologias fotovoltaicas. Dentre as cinco primeiras, notam-se três trabalhos sobre fontes de energias renováveis em geral, o que já é esperado, uma vez que são trabalhos mais abrangentes e que podem atrair um público maior do que um trabalho sobre temas específicos.

Analisando esses trabalhos de maior abrangência (1,3 e % da Tabela 2) percebe-se que a poluição gerada pelos métodos renováveis de geração de energia é muito pequena em relação a métodos que utilizem combustíveis fósseis, atingindo 20% dos impactos ambientais esperados pela

matriz energética alemã, 15% dos impactos provenientes da geração de calor e 55% dos impactos referentes ao uso de carros a *diesel*.

Tratando-se agora dos trabalhos específicos sobre painéis fotovoltaicos, esses apresentaram uma grande variação nos aspectos que foram analisados. O foco dos trabalhos variou desde uma ACV propriamente dita sobre os painéis convencionais, comparação entre painéis feitos com diferentes materiais (telureto de cádmio, diseleneto de índio e cobre, óxido de cálcio e titânio (perovskita), entre outros) até artigos de revisão sobre o tema.

As principais metodologias aplicadas para realizar a ACV foram a *Energy Payback Time* (EPBT), *greenhouse gases* (GHG) e a *Energy Return on Energy Invested* (EROI). Tais metodologias foram aplicadas tanto com o intuito de verificar o impacto ambiental do ciclo de vida dos painéis assim como a eficiência energética desses, ou seja, se eles conseguem prover maior quantidade de energia do que é necessária para sua fabricação e destinação final.

As etapas consideradas para execução da ACV consistiram em entender o processo de fabricação dos painéis, desde a obtenção de matéria prima, seu processamento (purificação, transformação, refinamento) e montagem, até sua instalação e uso, analisando todo o gasto energético, emissão de gases e materiais utilizados e posterior destinação.

Um dos fatores levantados pelos autores é de que todos esses valores levados em conta como níveis de emissões, gasto energético variam de caso para caso devido à diversos fatores como tipo de célula e módulo solar, as tecnologias e processos de manufatura, os métodos de instalação, as condições climáticas locais, a matriz energética do local de fabricação. Isso demonstra a importância da análise de ciclo de vida se apresentar como um processo contínuo de exploração sobre dessa tecnologia.

Ressalta-se ainda que pelo fato de ser uma tecnologia que não emite gases poluentes durante seu uso, os principais aspectos ambientais relativos à ACV dos painéis fotovoltaicos foram relacionados com seu processo produtivo, a destinação dos materiais que é composto ao fim de sua vida útil e a energia necessária para coloca-los em operação.

Como resultado das pesquisas em geral foi constatado que o ciclo de vida dos painéis solares de silício monocristalino requerem uma energia na ordem de 2.860 a 5.253 MJ/m<sup>2</sup>, apresentando um EPBT de 1,7 a 2,7 anos. Já a taxa de emissão GHG esteve em torno de 29 a 45 gCO<sub>2</sub>-eq/KWh, que se apresenta com uma ordem de magnitude a menos do que a geração de energia baseada em combustíveis fósseis. Enquanto que os painéis de silício policristalino requerem para o seu ciclo de vida uma energia de 2.699 a 5.150MJ/m<sup>2</sup>, como EPBT de 1,5 a 2,6 anos e 23 a 44 gCO<sub>2</sub>-eq/KWh (Peng; Lu; Yang, 2013).

Tabela 2: Classificação das Publicações

#	<i>Autores</i>	<i>Título</i>	<i>Periódico</i>	<i>Ano</i>	<i>FI</i>	<i>CI</i>	<i>InOrdinatio</i>
1	Pehnt, M.	Dynamic life cycle assessment (LCA) of renewable energy technologies	Renewable Energy	2006	5,439	688	648,0054
2	Peng, J., Lu, L. and Yang, H.	Review on life cycle assessment of energy payback and greenhouse gas emission of solar photovoltaic systems	Renewable and Sustainable Energy Reviews	2013	10,556	472	502,0106
3	Turconi, R., Boldrin, A. and Astrup, T.	Life cycle assessment (LCA) of electricity generation technologies: Overview, comparability and limitations	Renewable and Sustainable Energy Reviews	2013	10,556	394	424,0106
4	Fthenakis, V. and Kim, H.	Photovoltaics: Life-cycle analyses	Solar Energy	2011	4,674	400	410,0047
5	Hertwich, E., Gibon, T., Bouman, E., Arvesen, A., Suh, S., Heath, G., Bergesen, J., Ramirez, A., Vega, M. and Shi, L.	Integrated life-cycle assessment of electricity-supply scenarios confirms global environmental benefit of low-carbon technologies	Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America	2015	9,580	356	406,0096
6	Sherwani, A., Usmani, J. and Varun	Life cycle assessment of solar PV based electricity generation systems: A review	Renewable and Sustainable Energy Reviews	2010	10,556	341	341,0106
7	Gong, J., Darling, S. and You, F.	Perovskite photovoltaics: Life-cycle assessment of energy and environmental impacts	Energy and Environmental Science	2015	33,250	282	332,0333
8	Stoppato, A.	Life cycle assessment of photovoltaic electricity generation	Energy	2008	5,537	320	300,0055
9	Bhandari, K., Collier, J., Ellingson, R. and Apul, D.	Energy payback time (EPBT) and energy return on energy invested (EROI) of solar photovoltaic systems: A systematic review and meta-analysis	Renewable and Sustainable Energy Reviews	2015	10,556	238	288,0106
10	Raugei, M., Bargigli, S. and Ulgiati, S.	Life cycle assessment and energy pay-back time of advanced photovoltaic modules: CdTe and CIS compared to poly-Si	Energy	2007	5,537	308	278,0055

Os painéis solares de filme fino (silício amorfo, telureto de cádmio e eleneto de cobre, índio e gálio) apresentaram valores de energia para o ciclo de vida entre 710 a 1.990 MJ/m<sup>2</sup>, EPBT de 0,75 a 3,75 anos e GHG de 10,5 a 50 gCO<sub>2</sub>-eq/KWh (Peng; Lu; Yang, 2013).

Como pode-se perceber, em geral, os painéis de silício monocristalino apresentaram a maior demanda de energia durante seu ciclo de vida, ao passo que os painéis de filme fino apresentaram a menor. Isso se deve principalmente à transformação de silício metálico para silício solar, além do gasto de montagem das células fotovoltaicas.

Já em relação ao EPTB, as células de filme fino de telureto de cádmio apresentaram os menores valores devido à sua baixa demanda energética e relativamente alta eficiência de conversão energética. Tratando-se do GHG, as células de silício monocristalino apresentaram os maiores valores devido ao fato de seus processos produtivos serem compostos por processos de alta demanda energética.

Os estudos demonstraram que as tecnologias atuais apresentam valores de EPTB inferiores ao de sua vida útil, inclusive apresentando valores muito menores do que se comparado aos painéis utilizados em anos anteriores. Isso demonstra que a geração de energia elétrica é vantajosa para o meio ambiente, uma vez que é capaz de produzir mais energia do que gasta durante todo seu ciclo de vida. Além disso, ainda apresenta valores de emissão de gases nocivos ao meio

ambiente na ordem de uma magnitude inferior aos métodos de geração de energia com combustíveis fósseis.

As principais tendências para reduzir ainda mais o impacto ambiental de tais painéis seria desenvolver novas metodologias para os processos de produção das células fotovoltaicas que demandem de menor gasto energético. Além disso, novos estudos são realizados visando aumentar a eficiência de geração de energia pelos painéis fotovoltaicos de forma a permitir a redução de sua área e espessura, consequentemente reduzindo a quantidade de material necessária para sua produção.

Outras alternativas seriam investir na reciclagem dos materiais utilizados em painéis fotovoltaicos e até mesmo utilizar materiais reciclados para sua produção. Destaca-se também o uso de materiais orgânicos e outros materiais com menor demanda energética, como o óxido de cálcio e titânio (CaTiO<sub>3</sub>): a perovskita.

### Conclusões

A partir dos resultados obtidos por essa revisão bibliográfica tornou-se possível verificar que existe uma tendência de aumento das publicações acerca da ACV de painéis fotovoltaicos ao longo dos anos.

Sobre os artigos publicados verificou-se que o enfoque dos trabalhos variou desde realizar uma análise geral de fontes de energias renováveis, até estudos específicos sobre painéis fotovoltaicos, em que se comparou o resultado

dos diferentes tipos de células de acordo com os índices EPBT e GHG majoritariamente.

Os resultados mostram que, de forma geral, os painéis fotovoltaicos se apresentam como uma excelente alternativa para os métodos de geração de energia a partir de combustíveis fósseis, uma vez que apresentam menores valores de emissão de gases nocivos ao meio ambiente e também são capazes de gerar mais energia do que consomem ao longo de seu ciclo de vida.

Evidenciou-se ainda os principais pontos de enfoque para se reduzir os impactos ambientais dessa tecnologia, que vão desde alterações nos processos produtivos até alterações na composição de seus componentes.

A contribuição desse trabalho está voltada para demonstrar a importância do estudo da ACV e também da energia solar, que apresenta elevado potencial energético. Com isso, de forma sucinta, comprovou-se a viabilidade dessa tecnologia e também se expôs os principais pontos a serem levados em conta ao se realizar pesquisas desse tipo e também quais os principais enfoques a serem tomados nas pesquisas futuras.

Finalmente, a metodologia *Methodi Ordinatio* se apresentou como uma boa alternativa para se avaliar o estado da arte acerca de um tema a ser estudado, permitindo identificar as principais publicações e principais lacunas presentes na literatura.



## Agradecimentos

Agradecimentos são prestados à CAPES, à PROPPG/UTFPR, à DIRPPG, ao PPGEM e ao DAMEC da UTFPR/Ponta Grossa.

## Referências bibliográficas

Bhandari K.P., Collier J.M., Ellingson R.J. and Apul D.S. Renewable and Sustainable Energy Reviews (2015).  
<https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.02.057>

Blaschke T., Biberacher M., Gadocha S. and Schardinger I. Biomass and Bioenergy (2013). <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.11.022>

Coltro L. (2004) Avaliação do Ciclo de Vida como Instrumento de Gestão. Ed. CETEA/ITAL. 75p.

Fthenakis V.M. and Kim H.C. Solar Energy (2011).  
<https://doi.org/10.1016/j.solener.2009.10.002>

Gong J., Darling S.B. and You F. Energy & Environmental Science (2015). <https://doi.org/10.1039/c5ee00615e>

Hertwich E.G., Gibon T., Bouman E.A. *et al.* Proceedings of the National Academy of Sciences (2015).  
<https://doi.org/10.1073/pnas.1312753111>

Barbosa Júnior A.F., Morais R.M. e Emerenciano S.V. *et al.* (2008) Conceitos e aplicação de Análise do Ciclo Vida (ACV) no Brasil. Revista Ibero Americana de Estratégia, V7, pp. 39-44.

Pagani R.N., Kovaleski J.L. and Resende L.M. Scientometrics (2015).  
<https://doi.org/10.1007/s11192-015-1744-x>

Pehnt M. Renewable Energy (2006).  
<https://doi.org/10.1016/j.renene.2005.03.002>

Peng J., Lu L. and Yang H. Renewable and Sustainable Energy Reviews (2013). <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.11.035>

Raugei M., Bargigli S. and Ulgiati S. Energy (2007).  
<https://doi.org/10.1016/j.energy.2006.10.003>

Sherwani A.F., Usmani J.A. and Varun. Renewable and Sustainable Energy Reviews (2010). <https://doi.org/10.1016/j.rser.2009.08.003>

Schiermeier Q., Tollefson J., Scully T. *et al.* Nature (2008).  
<https://doi.org/10.1038/454816a>

Stoppato A. Energy (2008).  
<https://doi.org/10.1016/j.energy.2007.11.012>

Turconi R., Boldrin A. and Astrup T. Renewable and Sustainable Energy Reviews (2013). <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.08.013>

## ***Einstein's insanity concept revisited: why different results for the same whole building LCA are acceptable?***

Vanessa Gomes<sup>1</sup> | Arthur Gusson Baiocchi | Lizzie Monique Pulgrossi | Olivia Orquiza de Carvalho Zara | Gabriela Dias Guimarães

Michele F. Dias Moralse | Janaine F. G. Timm | Ana Carolina Badalotti Passuello<sup>2</sup>

Maristela Gomes da Silva<sup>3</sup>

<sup>1</sup>School of Civil Engineering, Architecture and Urban Design, University of Campinas, vangomes@unicamp.br

<sup>2</sup>Building Innovation Research Unit, Federal University of Rio Grande do Sul

<sup>3</sup>Technology Center, Federal University of Espírito Santo

### **Abstract**

*Whole building LCA involves not only a large amount of data, but also making a series of assumptions over production, construction, use, and end of life modeling. Within the IEA EBC Annex 72, assessments were carried out for reference buildings, using the same material and energy demand but applying the existing national/regional LCA approaches and databases as used in the different participant countries. In this paper, the Annex 72's challenge is replicated at the Brazilian scale: two teams were assigned with the same assessment task, in a context marked by the lack of a nationally established assessment method or database. For the case studied, a research partner established a BIM model and quantified the number of building elements, construction materials required and operational energy demand. As the main overall contextual discrepancy sources highlighted by the Annex 72 study would be the same for both teams, this investigation focused on modeling divergences, the influence of tools and cutoff rules used, and individual troubleshooting conducts. While the product stage impacts are similar - since inventories were mostly extracted and/or adapted from the omnipresent Ecoinvent database - differences are observed whenever assumptions are made along the overall modeling (e.g. cutoff rules defining modules and systems included and materials adapted to*

*Brazilian conditions) and according with each team's strategy and specific approaches for best adherence to regional practice. Operation result variations stem from service life adopted for each building component/element, whilst different assumptions on recycling shares, waste processing, and final disposal scenarios, as well as end of life discrepancies induced by limitations of one of the modeling tools used.*

**Keywords:** *Life cycle assessment, whole building LCA, modeling choices, LCA assumptions.*

### **Introduction**

In his famous statement, Albert Einstein, defined insanity as '*...doing the same thing over and over again and expecting different results*'. But how insane would it be to do things somewhat differently while expecting similar results? Though LCA analysts' affinity with high-complexity assessments would pretty much label them as insane, the numerous normative choices made throughout an assessment can indeed lead to different results, even though the different assessments are all presumably correct. This paper offers a provocative invitation for reflecting about the 'acceptable range' that results are expected to fall within.

At whole building scale, it is usual to face limitations in defining system boundaries, there is little cooperation between LCA analysts and manufacturers, a general lack of understanding on how to interpret and apply LCA results, and many assessments show different results (Bribián et al., 2009).

Literature indicates that if data unrelated to the assessed building region is used, the results should be considered as an approximation of the environmental impacts, rather than their true representation (Bribián et al., 2009).

Whole building LCA (wbLCA) could be enhanced by standardizing pivotal points such as system boundaries, scope definition, methodological choices and datasets, ultimately leading to the establishment of benchmarks for different building typologies (Chau et al., 2015).

Indeed, one of the IEA EBC Annex 72 (Assessment life cycle related environmental impacts caused by buildings) subtask 1 activities involves performing wbLCA of the same case study by teams from all participating countries. Reference buildings (size, materialization, operational energy demand, etc.) on which the (existing national) assessment methods are applied using national (if available) databases and (national/regional) approaches. Assessments results were compared to identify major similarities and discrepancies, for the ultimate goal of better targeting harmonization efforts and identify areas of disagreement with little or no potential for harmonization.

The assessment of the reference building is carried out by using the same material and energy demand but applying 21 different national or regional LCA approaches. Results were reported in a uniform template that allowed for comparison between the countries. The methods applied different reference study

periods, service life of building elements/components, life cycle stages included, and modelling approaches for materials' end of life treatment.

The GHG emissions of the electricity used in operation reported by the different countries differ substantially, but basically reflect the differences in GHG emissions of the electricity mixes, as electricity is the only energy carrier used. The annualized GHG emission per area unit varied across countries by a factor of 7. Emissions per mass unit of building material varied by a factor ranging between 1.6 (bricks) and 6 (reinforcing steel). As to product stage (factor of 2.6), due to the use of different databases and versions of them; use stage (factor of 5), mostly due to replacement rates; and end of life stage (factor of 12), mostly due to assumptions regarding recycling shares, waste processing and final disposal scenarios (Frischknecht et al, 2019).

This paper replicates the Annex 72 exercise at Brazilian level. Herein, two teams located in Brazil's southeast (team A) and south (team B) regions assess the reference office building and compare their findings and approaches.

## Methods

Analyses in this paper refer to a passive office building designed for a temperate climate and basically composed by loadbearing masonry and steel-reinforced concrete slabs. The building's net floor area is 2,700 m<sup>2</sup>, distributed over 6

floors. The advanced building concept dismissed the need of heating/cooling systems.

Both teams received the building's bill of materials, product specifications, energy and water consumption, and building information model.

The grounds for properly comparing the teams' results were agreed upon from the outset:

- a. Life cycle stages addressed in the assessment, in compliance with BS EN 15978(CEN, 2011);
- b. Building location, as it directly impacts transportation distances throughout all assessment phases;
- c. Building's reference service life and material lifetime, to address the period that the building would be used before its demolition/dismantling, as well as maintenance and replacements during the use phase;
- d. Database selected as data source;
- e. System model chosen for the assessment;
- f. Software for conducting the assessment;
- g. Life cycle impact assessment method;
- h. Percentages of construction and demolition waste assigned to each end of life treatment considered;
- i. Declaring how material wastage along the construction and replacement phases was addressed;
- j. Defining adaptation rules established to adapt database processes to the study's context; and the nature and extent of adaptations made;

k. Declaring processes excluded from the assessment;

l. Stating possible limitations faced along the assessment that could affect results.

After the decision-making stage, both teams carried out their wbLCA independently, without sharing procedures and approaches prior to the results comparison phase. Only then, the teams were allowed to check each other's decisions and results, and to learn from their findings.

Throughout the LCA, both teams made the most appropriate decisions for their contexts. Every decision should be well documented, and the decision-making process should avoid relying exclusively on subjective judgment. A summary of each teams' decision-making key steps is presented on table 1. Team A addressed stages A1-A5, B4, B6, B7, C1 and C2, while team B excluded stage A5, but included stages C3 and C4. Both teams agree that differences across modules B1 to B5 are too subtle, and that B4 is best addressed by replacement rates. In that regard, the only Brazilian data available refers to minimum design service life instead of expected service life, based on ABNT NBR 15575 (2013).

Also, Team A understands that C3 and C4 modelling would heavily rely on scenario analysis and demand local data unavailable at the time of analysis. Similarly, Team B disregarded stage A5 due to lack of data.

Team B's stages C1 to C4 are calculated considering: (i) energy consumption informed in the report or estimated diesel consumption for

the dismantling process; (ii) average transportation distances of 90km and 60km to landfill and recycling plant, respectively. The database transportation process is {transport, freight, lorry 32 metric ton, EURO3 GLO"}; (iii) CONAMA Resolution 307/2002 is considered for materials whose dismantling does not allow for adequate separation, using the process {inert waste - treatment of inert waste, sanitary landfill | inert waste}.

Building locations adopted are Campinas-SP (Team A) and Porto Alegre-RS (Team B). Both teams defined 50 years as the building lifecycle. The reference study period has an influence on the relative importance of the GHG emissions of manufacture, construction, replacements and end of life stages on one hand, and the operational GHG emissions on the other (Frischknecht et al, 2019).

Team A used SimaPro 8.5.2.0 under a faculty license, while Team B preferred OpenLCA 1.6.3, an open-source software. Data from the Ecoinvent database versions 3.4 (team A), 3.3 (team B), and from suitable literature (both teams) were used. Also, both teams adopted the cut-off system model in their LCA.

Team A assessed primary energy consumption and all impact categories addressed in CML-IA baseline V3.05, while Team B chose three impact categories to assess. Only global warming potential (GWP) and depletion of abiotic resources, focusing on fossil fuels [assessed by team B through the updated CML

baseline v4.4 (Oers & Guinée, 2016)], were compared. About GWP, Team B considered that wood products can act in the CO<sub>2</sub> sequestration during the stages A1-A3 and B4 and it will be emitted at the end of life stage (C1-C4).

Team B assumed no material wastage, whilst Team A adopted regional or average values from the *Tabela de Composições e Preços para Orçamentos*, TCPO (2013), a widely used national reference for construction services composition and budgeting. Both teams relied on NBR 15575-1 (ABNT, 2015) to define the service life of components and systems. When it comes to end of life waste's destination, Team B assumed 100% would be landfilled, while Team A defined each material's destination according to ABRECON (2015) and several references available in the literature.

Team A adapted all processes employed in the assessment to the national context. A cut-off adaptation rule was established, imposing that only the background processes responsible for 80% of the impact of the foreground process would be modified. This adaptation was applied until the process was fully contextualized, or until the sixth background process level.

Team A modelled other relevant processes – 35Mpa concrete, CP5 35Mpa precast concrete, lime mortar, cement mortar, and steel and zinc coated processes – from scratch for the Brazilian context. For all other processes, a general adaptation procedure is applied in three fronts: converting all processes' electricity mixes to the

national matrix, changing electricity processes to same-voltage (Electricity {BR}); replacing all water processes with corresponding national – Water, unspecified natural origin {BR}; Water, cooling, unspecified natural origin {BR} and Water, well, in ground, {BR} – or Rest of the World (ROW) processes, whenever equivalent Brazilian processes are unavailable (Tap water {RoW}). Lastly, in situations where the foreground process takes place in Brazil or in the construction site, by replacing all background processes with Brazilian {BR} or Rest of the World {RoW} corresponding processes.

Team B followed the three-step data regionalization process proposed by Morales et al. (2019). The first one is a mass composition evaluation, selecting database processes that represent 90% of the building entire mass to be adapted. The second step consists in checking if there is any process responsible for more than 5% of the building's total GWP impact among the 10% processes that have been discarded in the first step. If so, this process is considered a hotspot, and must be adapted as well. The third step is the adaptation itself, and consists of reviewing the energy matrix and fuel sources, aiming to fit the processes technology and techniques into the Brazilian context. Information regarding transportation modals and distances are adapted to the national context. This adaptation procedure is applied for concrete, reinforcing steel, brick, lime plaster, gravel, aluminum, cement mortar, and steel.

**Table 1 – Assumptions made by both teams over the wbLCA (main divergence sources highlighted in bold)**

<i>Category</i>	<i>Team A</i>	<i>Team B</i>
Life cycle stages	A1, A2, A3, A4, <b>A5</b> , B4, B6, B7, C1, C2	A1, A2, A3, A4, B4, B6, B7, C1, C2, <b>C3, C4</b>
Location	<b>Campinas - SP</b>	<b>Porto Alegre - RS</b>
Building's reference service life	50 years	50 years
Database	Ecoinvent <b>v3.4</b> and literature	Ecoinvent <b>v3.3</b> and literature
System model	cut-off	cut-off
LCA software	<b>SimaPro 8.5.2.0</b>	<b>OpenLCA 1.6.3</b>
Impact assessment methodology	GWP: <b>CML-IA baseline v3.05</b> Depletion of abiotic resources - fossil fuels: <b>CML-IA baseline v3.05</b>	GWP: <b>CML baseline v4.4</b> Depletion of abiotic resources - fossil fuels: <b>Oers et al. (2001)</b>
Material lifetime	Table C.6, ABNT NBR 15575-1 (2013)	Table C.6, ABNT NBR 15575-1 (2013)
Residues' final destination	According to <b>ABRECON 2015 and several literature sources (C1-C2 only)</b>	<b>C1-C4, 100% landfilled</b> (Ecoinvent dataset)
Material loss	<b>TCPO, adopting an average value</b> for materials lacking data	<b>No wastage</b>
Adaptation rules	Adapting <b>all foreground processes</b>  Adapting <b>80% of background processes</b> (Pareto analysis) Adapting until the <b>sixth level of background processes</b>	Adapting <b>foreground processes that represent 90% of entire building mass</b> Adapting <b>GWP hotspots, processes responsible for 5% or more of the building total impact among the 10% excluded processes</b> Adapting until the <b>fourth level of background processes</b> . Using the ceramic national association (ANICER)'s <b>ceramic brick dataset</b> , based on from Brazilian primary data.
Adaptation details	Adapting the electricity mix to the national context (Electricity, high voltage {BR} / Electricity, medium voltage {BR} / Electricity, low voltage {BR})  <b>Adapting water sources to the national context (Water, unspecified natural origin, BR / Water, cooling, unspecified natural origin, BR / Water, well, in ground, BR / Tap water {RoW});</b> <b>Converting processes taking place in Brazil to {BR} or {RoW}, according to database availability</b> <b>Designing specific processes from scratch: 35MPa concrete, CP5 35MPa precast concrete, lime mortar, cement mortar, and steel + zinc coated</b>	Adapting the electricity mix to the national context (Electricity, high voltage {BR} / Electricity, medium voltage {BR} / Electricity, low voltage {BR})  <b>Adapting values, inputs, and processes: primary and secondary aluminum, ceramic brick, cement mortar, concrete 25MPa, lime mortar, reinforcing steel, steel.</b> <b>Converting values and transportation modals: sand, clinker, primary and secondary aluminum, ceramic brick.</b>
Excluded processes	<b>No processes are excluded</b>	<b>Double flooring system and vacuum insulation panel</b>
Limitations	Inability to obtain material-specific total results	Inability to obtain material-specific total results, <b>only by stage or constructive subsystem.</b> <b>Some processes are not adapted, and the LCA used some background RoW (rest-of-the-world) data.</b>

**Results**

The wbLCA results for each impact category, based on each team’s decisions and procedures (table 1) are presented in figures 1 and 2.

Team A’s overall results are higher than those of Team B. That would be also expected for the product stage (A1-A3), as both teams started from the same bill of materials, but the differences found might be attributed to adaptation cutoff criteria and procedure, which influenced the product inventory. Team A assessed the whole materials inventory, while team B excluded two items: Double flooring system and Vacuum Insulation Panel. Still, for abiotic depletion – fossil fuels (ADff) - the differences were about 36 % (A1-A3) and 67% (A4-A5). Building locations influence the transportation scenarios considered in the latter.

In the use phase, results for stages B2 to B5 are practically the same for both teams. That is expected, since the same replacement cycles were used, based on NBR 15575; the slight difference (~1%) results from variation in impacts carried out from product stage

When assumptions made come into play, divergences become more prominent, as for modules B6 (33%), B7 (104%) and C1-C4 (206%). B6 and B7 were surprisingly affected by adaptation strategies.

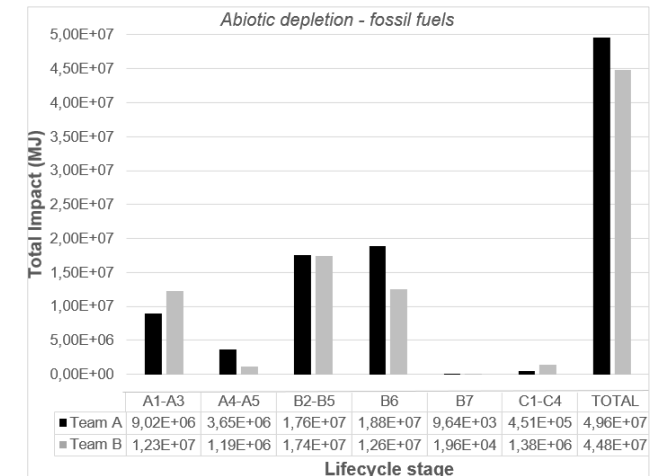
Only team B considered carbon sequestration during bioproducts production phase. Global warming potential differences are therefore

especially observed in the stages influenced by carbon sequestration accountancy, and reach about 144% (A1-A3); 68% (A4-A5), 229% (B2-B5), 184% (B6) and 13% (B7). Again, divergences are much clearer for module C1-C4, mainly because of the emission of the CO<sub>2</sub> sequestered by the wood elements during the life cycle of the building calculated by Team B.

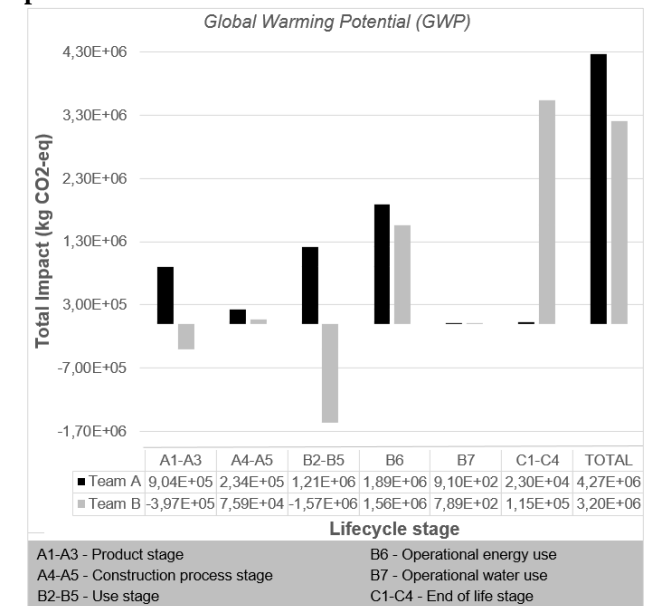
For the end-of-life stage, Team A assessed only stages C1 and C2 using SimaPro, where each stage is calculated individually and seems to best capture ADff than GWP. On its turn, Team B used OpenLCA, which calculates all end-of-life modules (C1 to C4), but returns an aggregated value for the whole stage and prevent analysis of individual modules.

Finally, considering the wbLCA results, the differences are less expressive but still noticeable: about 10% for abiotic depletion – fossil fuels; and about 25%. for global warming potential. Such differences are related to the following: (i) cutting-off criteria (Team B excluded 2 materials); (ii) divergences in the LCIA methods used; (iii) module A5 (energy consumption and losses) is not considered by Team B; (iv) differences in the distances considered as a result of different contexts; (v) Team B adaptation may have pulled more impacting energy matrices from non-adapted levels. Furthermore, the most pronounced differences in GWP are due to modeling decisions, since Team B considers CO<sub>2</sub> sequestration.

**Figure 1– Results comparison for abiotic resources (fossil fuels) depletion**



**Figure 2 – Results comparison for global warming potential**



## Conclusions

In this paper, we showed how the lack of a national protocol and proper guidance on whole buildings LCA can lead to divergent procedures and results. The same assessment was carefully carried out by different analysts. One cannot really state that any of those would be incorrect. Yet, results vary.

Unavoidable decisions were made regarding the missing life cycle inventory data for specific materials (e.g. ‘vacuum insulation panels’) and different aggregation levels in the information provided and in the data available (e.g. in the product level, such as reinforced concrete, instead of having separate LCI data on concrete and reinforcing steel) and the life cycle stages (e.g. data only available for the whole life cycle and not broken down into Stages A, B and C or their modules). Furthermore, differences in the units of the building data and the available LCA data (e.g. pieces vs. m<sup>3</sup> of stairs) required conversions using factors chosen by each team.

Over the course of a wbLCA analysts often need to make arbitrary choices based on their own experience and judgement. Indeed, to overcome the lacking LCI data, the authors used proxies, EPDs or disregarded the material and/or building elements (e.g. ‘vacuum insulation panels’ and double flooring system).

Also, the lack of a solid national database imposes that the analyst gathers primary data, adapts international LCA data and processes to

the study’s context or seeks international guidance and information sources. As adaptation procedures are not standardized, the approach and detail levels involved in such contextualization depend on the analyst’s judgement.

In the present study only two impact categories, analyzed by two teams, were discussed. Other impressions could be extracted for a wider range of impact categories, following different patterns, and by applying varied software.

Our experiment confirms that unstandardized LCA may drive analysts insane, as results discrepancy seem unavoidable even when apparently doing the ‘same thing’ multiple times - or by multiple teams. However, the greatest insanity is probably to aim for advancing the wbLCA practice without seeking ways to harmonize methodological and modeling approaches.

Possible avenues for future research are the replication of a similar challenge by other Brazilian teams in different regions, using different software, and adaptation and modelling criteria. Besides that, more verifications regarding sensibility to modeling choices are required, as well as the proposition of a framework to guide the data adaptation process and modeling choices within wbLCA.

## Acknowledgments

The authors acknowledge the financial support from CAPES (Brazilian Federal Agency for

Support and Evaluation of Graduate Education), CNPq (National Council of Scientific and Technological Development – Brazil), and PROPESQ-UFRGS (Pro-Rectorate of Research of Federal University of Rio Grande do Sul).

## References

- ABRECON. Pesquisa Setorial 2014/2015 da Associação Brasileira para Reciclagem de Resíduos da Construção Civil e Demolição (2015). Available at <[https://abrecon.org.br/pesquisa\\_setorial/](https://abrecon.org.br/pesquisa_setorial/)>
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Edificações Habitacionais – Desempenho. ABNT NBR 15575, Rio de Janeiro, 2013.
- Bribián, Z.B., Usón, A.A., Scarpellini, S. Building and Environment (2009). <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2009.05.001>
- British Standards Institution (2011). BS EN 15978:2011. Sustainability of construction works: assessment of environmental performance of buildings: calculation method. London.
- Chau, C.K., Leung, T.M., Ng, W.Y. Applied Energy (2015). <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.01.023>
- CONAMA Resolution 307/2002 - "Estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão dos resíduos da construção civil". – Resolution’s date: 07/05/2002 -DOU pub.136, from 07/17/2002, p 95-96.
- Frischknecht, R. et al. Comparison of the environmental assessment of an identical office building with national methods. 2019 IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/323/1/012037>
- Gantner, J.; Wittstock, B.; Lenz, K. et al. (2015). EeBGuide Guidance Document Part B: Buildings. Operational guidance for LCA studies of the Energy Efficient Building Initiative. Stuttgart: Fraunhofer Verlag.
- Morales, M.; Moraga G.; Kirchheim A. P; Passuello. J Clean Prod (2019). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117869>
- TCPO. Tabela de Composições de Preços para Orç. (2013). SP: PINI.
- Van Oers, L., Guinée, J. Resources (2016). <https://doi.org/10.3390/resources010016>

## Evaluation of performance-aware internal vertical sealing systems: a case study comparing two types of walls using life cycle assessment for the same acoustic performance

Ana Karina Christ<sup>1</sup>, Gabriela Bertoli<sup>2</sup>, Ana Passuello<sup>3</sup>

Postgraduate Program in Civil Engineering: Construction and Infrastructure

Life Cycle Innovation for the Built Environment - LIFE

Building Innovation Unit - NORIE

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

✉ email: <sup>1</sup>anakarinachrist@gmail.com, <sup>2</sup>gabi.bertoli@gmail.com, <sup>3</sup>anapassuello@ufrgs.br

**Abstract:** *The construction industry is one of the most important and, at the same time, the most striking Brazil sectors. The evaluation of this industry impacts can aid in decision making throughout the project process. Brazilian Building Performance Standard, NBR 15575, combines the challenge of designing low-impact buildings with the performance requirements for all building systems. In this context of a search for reducing impacts, an approach that compares constructive systems of the same performance is needed to verify valid alternatives concerning Brazilian standards. With this, the main contribution of this paper is. With this, the main contribution of this paper is to verify the best option between the internal vertical sealing systems through LCA considering the same acoustic performance. The LCA results of internal vertical sealing systems revealed critical points such as the significant difference of impact of a ceramic brick system to a drywall system of the same functional unit when one considers the same acoustic performance. With the standardized results for the drywall system, it was possible to identify how much the ceramic brick system is more impacting than the drywall system when acoustic performance is considered with this*

*systems' specific configuration. However, the results have limitations when using adapted data. They don't represent the reality of a national industry exactly. Besides that, Brazilians data are an industry average, and a specific industry's impacts can be different. The impact category that had the most significant difference in systems impact was climate change, where the impacts of the ceramic brick system are three times higher than the drywall system. Also, the ceramic brick system is the main contributor to the impacts because of the large quantities needed to meet the defined acoustic performance. However, this study's results consider one configuration of each system, besides using some simplifications for its development.*

**Key words:** *environmental impacts, acoustic performance, LCA, drywall, ceramic brick.*

### INTRODUCTION

The construction industry represents one of the most important and impactful economic activities nowadays, moving around 6.2% of the Brazilian GDP (IBGE, 2017), representing 34% of the Brazilian industry (IBGE, 2017). The construction sector is one of those that most demands energy and natural resources, generating several environmental impacts. The sector also transforms the natural and the built environment, responsible for approximately 50% of the consumption of natural resources and 40% of energy inputs from all sources worldwide (Tavares, 2006).

The global climate is changing rapidly, and this phenomenon will continue over time. Studies

indicate that human activity has a 95% influence on global warming (IPCC, 2014). Besides, buildings are responsible for a large part of environmental impacts throughout their entire life cycle. Therefore, the decision making in the choice of construction systems has great importance in environmental impacts. Through changes in the way buildings are designed, constructed, and managed, there is a reduction of impacts.

The need for sustainable buildings is a recurring theme at the international level. Standards were created to improve the environmental performance of products, including buildings (ISO 14040,2006; ISO 14044,2006; ISO 15686,2008; ISO 14031,2013; ASTM E214-19,2019). Some standards also combine users' safety and welfare with low environmental impacts to promote buildings sustainability (ABNT 14040; 200 CSIC, 2019). The construction sector needs to adopt innovative approaches to introduce new concepts and procedures to achieve more sustainable construction and meet performance standards. The quest for sustainability in the construction sector is the way for the construction industry to move towards sustainable development, taking into account social, economic, and environmental issues.

LCA, standardized by ISO 14040 series and widely documented, is considered a method for



evaluating environmental impacts. This evaluation tool is systematic and analytical to measure sustainability, which is now indispensable in facing environmental performance and compatibility between economic growth and sustainability. Such demands have made LCA an increasingly used tool in civil construction.

Some studies that consider acoustic performance and LCA (ASDRUBALI, 2016; RICCIARDI, 2014) evaluate a constructive system's thermal and acoustic behavior, then perform LCA and compare the results with other different systems. While other studies compare the thermal performance of building systems or their advantages and disadvantages, they use LCA to measure environmental impacts (KIM, 2011; CONDEIXA, 2015; OTTELÉ, 2011). However, none of the studies compare different systems' acoustic performance using a set value of performance.

In this context of seeking to reduce the impacts of civil construction, an approach is necessary that compares constructive systems of the same performance, to verify valid alternatives.

The tiles and ceramic brick represent 90% of the bricks and roofs built in Brazil (ANICER, 2019). Also, the ceramic brick system is composed primarily of mortar and ceramic brick, and the cement and ceramic brick,

together with rebar, PVC pipe, sawn and plywood, account for more than 90% of the incorporated energy and emissions of greenhouse gases incorporated in materials (FRANCO, 2013).

A prefabricated system with increasing market representativeness chosen to carry out the comparison. The use of drywall in Brazilian civil construction has maintained an increasing rhythm. The annual consumption of drywall sheets in Brazil was 39 million m<sup>2</sup> in 2011 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE DRYWALL, 2013). Drywall consumption grew by 12.6% and 13.7% in recent years, confirming the expansion trend.

This article assesses the life cycle of two internal sealing systems: ceramic brick, and drywall, considering that both systems must meet the same minimum acoustic performance stipulated in standard NBR 15575. To the best of the author's knowledge, the scientific literature still lacks LCA studies considering the performance of these constructive systems in the Brazilian context.

## **METHOD**

This study is based on Life Cycle Assessment (LCA) technique, following the criteria of ISO 14040 (2006) and ISO 14044 (2006). This study's goal and scope were defined, including the identification of the functional unit and the

specification of the system boundaries. Then, the results of the analyses carried out presented: (i) the comparative LCA of the sealing systems types and (ii) the contribution analysis of the materials of each sealing system type to seven impacts categories—finally, recommendations for a better environmental performance of sealing systems drawn.

The present study aims to verify the best option between the internal vertical sealing systems through LCA considering the same acoustic performance: drywall system and ceramic brick system. The study provides a better understanding of these systems' possible environmental impacts regarding the minimum acoustic performance established at local standards. This study also aims to collaborate with the construction sector in obtaining data on the impact that design decisions can reflect on the total environmental impact of the buildings' life cycle.

## ***LCA Goal and Scope***

This LCA aims to compare the potential environmental impacts of two internal vertical sealing systems with the same acoustic performance. The functional unit is as 1.00m<sup>2</sup> of a residential building's drywall system and ceramic brick system for 50 years. This unit is independent of the constructed building area

and can serve as an indicator of the life cycle's potential environmental impacts.

Both systems were chosen to meet the same acoustic performance requirements. The acoustic performance allows the verification of the acoustic insulation provided by the seal, between the external and internal environment, between autonomous units and between unit dependence and common areas (ABNT 15575, 2013). Each system must individually have 45 dB performance, established in most scenarios presented in NBR 15575. In this sense, the chosen construction systems, ceramic brick, and drywall have the same function, internal vertical sealing with a minimum acoustic performance of 45 dB.

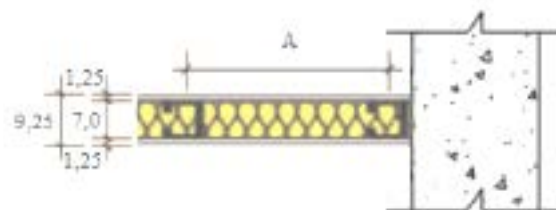
Drywall is considered a dry construction system, which is used exclusively as an internal vertical seal, whose consumption has recently increased in Brazil, especially in the state of São Paulo (CONDEIXA, 2013).

The primary inputs for constructing the drywall system are profiles, guides, galvanized steel uprights, gypsum boards that can fill with mineral wool, and finally, mass and tape used to seal their joints. Mineral wool, glass wool or rock wool, increase their thermoacoustic efficiency and accommodate the uprights. The system's performance depends on its

composition, the number of plates, profiles size, cavity thickness, and presence of insulation.

The composition chosen for this study has as structured an upright profile and a guide profile. The frame is sealed on both sides by standard plasterboard filled with 5 cm thick rock wool felt, totaling 9.5 cm thick, as shown in Figure 1. This system has  $R_w = 49\text{dB}$ , being higher than the minimum determined as a requirement in this study. Despite being outside the study's scope, this system attends all the performance requirements of NBR 15575: 2013 for an internal vertical sealing system (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE DRYWALL, 2013).

Figure 1. Drywall system 95/70 I. (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE DRYWALL, 2013).

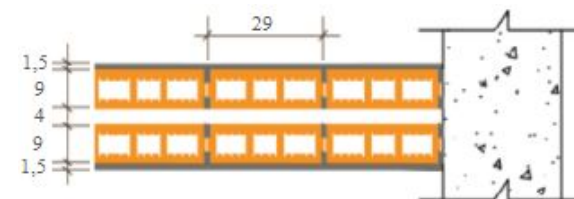


In Brazil, the most conventional and predominant construction system is the non-structural ceramic brick system, sealed with coating mortar, usually combined with a reinforced concrete structure, being a system molded on-site (CONDEIXA, 2013). The inputs for this system are ceramic brick, sand, cement, and lime. There are currently Brazil several

brick models with different dimensions. Their performances depend on their geometric form, castings, the density of the clay, and the production process (PAULUZZI BLOCOS CERÂMICOS, 2018).

A double-walled ceramic brick system set up to achieve the performance requirements, as shown in Figure 2. This system has a performance of  $R_w = 49\text{dB}$  (PAULUZZI BLOCOS CERÂMICOS, 2018), being higher than the minimum determined as a requirement in this study and the same performance of the selected Drywall system. Although the double-wall system is not conventional in Brazil, it is chosen to fulfill the acoustic requirements defined for the study.

Figure 2. Ceramic brick system. (PAULUZZI BLOCOS CERÂMICOS, 2018).



Both systems are evaluated considering the same life cycle phases: product stage (A1-A3) and transport of the construction process (A4), considering the same acoustic performance for both construction systems. The use phase (B1-B7) is not evaluated because the systems are not inserted in a context. Demolition, disposal, and recycling are not also assessed

since they do not influence the system's performance.

The characterization factors are taken from the compilation of impact categories of the CML 2001, developed by the Institute of Environmental Sciences at the University of Leiden, according to the categories shown in Table 1. OpenLCA v1.9 tool uses to compile the inventory, adapt data to the Brazilian context, and calculate impact assessment.

Table 1. CML impact categories assessed in this study.

Category	Unit
Depletion of abiotic resources - fossil fuels (ADP <sub>f</sub> )	MJ
Depletion of abiotic resources - elements, ultimate reserves (ADP <sub>nf</sub> )	kg Sb eq.
Acidification potential (AP)	kg SO <sub>2</sub> eq.
Eutrophication (EP)	kg (PO <sub>4</sub> ) <sup>-3</sup> eq.
Climate change (GWP)	kg CO <sub>2</sub> eq.
Ozone layer depletion (ODP)	kg CFC-11 eq.
Photochemical oxidation (POCP)	kg etileno eq.

**Life cycle inventory (LCI)**

The inventory flows of each system were defined from the listed materials and quantities from SINAPI (2018) and considering the manufacturers' technical specifications.

The state/city of São Paulo is the largest consumer of both technologies (ASSOCIAÇÃO

BRASILEIRA DE DRYWALL, 2013). For purposes of determining the distances of transport from the suppliers' factories to the construction site, São Paulo city was selected as the construction site location. To choose the manufacturers, only suppliers registered in the Quality Sector Program - PSQ of the civil construction (CONDEIXA, 2013) were considered, being selected those that are closer to São Paulo. In this sense, we consider that the gypsum plasterboard and the metallic profiles are from Mogi das Cruzes (66 km), stone wool is from Descalvado (245 km), clay brick is from Santo André (30 km), cement and lime are from Santa Helena (115 km), sand is from Jardim Bom Jesus (50 km), and the acrylic paint and stucco are from São Bernardo do Campo (30km).

Background data was extracted from the international database Ecoinvent v3.6 for Brazilian data and the Rest of the World (RoW) data. The criterion for selecting the database's data was considering the system model allocation - cut-off by classification. The data that not founded for the Brazilian reality was adapted by changing the electricity matrix at the first level of the dataset process to a Brazilian matrix.

Table 3 shows the life cycle inventory for the Drywall system.

Table 3. LCI of drywall system.

	Flow	Quantity
Inputs	Stone wool	0.81 kg
	Gypsum plasterboard	17.60 kg
	Reinforcing steel	4.52 kg
	Zinc coating	0.89 m <sup>2</sup>
	Stucco	0.30 kg
	Transport, lorry 16-32 metric	1.67 t*km
Output	Drywall	1.00 m <sup>2</sup>

Table 4 shows the life cycle inventory for the Ceramic brick system.

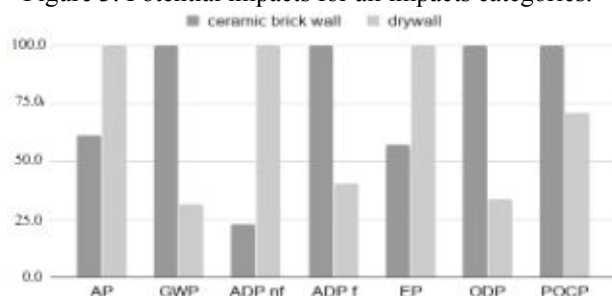
Table 4. LCI of Ceramic brick system.

	Flow	Amount
Inputs	Clay brick production	173.00 kg
	Cement production, Portland	3.94 kg
	Lime production, hydraulic	11.24 kg
	Silica sand production	39.36 kg
	Water	2.76 kg
	Reinforcing steel	0.89 kg
	Zinc coating	0.07 m <sup>2</sup>
	Transport, lorry 16-32 metric	8.92 t*km
Outputs	Ceramic brick system	1.00 m <sup>2</sup>

## RESULTS AND DISCUSSION

The results show the potential impacts for each impact category for the functional unit defined of 1.00m<sup>2</sup> of drywall system and ceramic brick system of a residential building for 50 years. Figure 3 presents a comparison between both chosen systems in all impacts categories.

Figure 3: Potential impacts for all impacts categories.



AP: Acidification potential; GWP:Climate change ; ADPnf: Depletion of abiotic resources - elements, ultimate reserves; ADPf: Depletion of abiotic resources - fossil fuels; EP:Eutrophication; ODP:Ozone layer depletion; POCP:Photochemical oxidation.

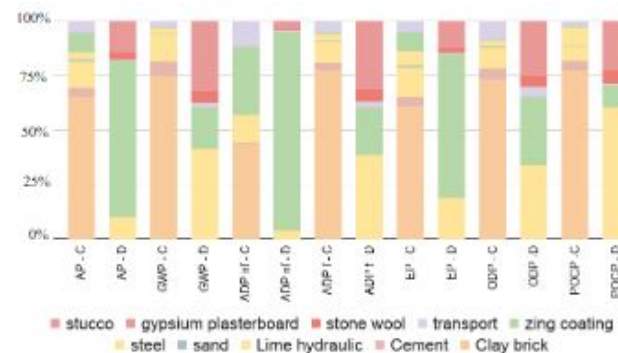
The ceramic brick system has the most significant potential impact on most impact categories. The drywall system shows the highest potential only in the categories of acidification potential, depletion of abiotic resources - elements, ultimate reserves, and eutrophication.

The most significant difference in potential impacts between the drywall system and the ceramic brick system occurred in the climate change category. The ceramic brick system emits 51 kg CO<sub>2</sub> eq. for 1m<sup>2</sup> of the wall. We

could build with the same climate change impact from the ceramic brick system almost three more walls with drywall systems.

The materials that contributed most to the potential impacts were the ceramic brick in the ceramic brick system and the zinc coating of the profiles and the gypsum plasterboard in the drywall system, as shown in Figure 4.

Figure 4. Contribution systems materials to each impact category, considering drywall system (D) and ceramic brick system (C).



AP: Acidification potential; GWP:Climate change ; ADPnf: Depletion of abiotic resources - elements, ultimate reserves; ADPf: Depletion of abiotic resources - fossil fuels; EP:Eutrophication; ODP:Ozone layer depletion; POCP:Photochemical oxidation.

The ceramic brick impacted a great deal since it was used in high quantity to meet the acoustic performance of the NBR 15575. Transport had little impact on the drywall system because it is a lightweight system. However, on the ceramic brick system, transportation is always more impactful, reaching an acidification potential

(AP) five times greater because the ceramic brick system has ten times more weight than the drywall system.

## FINAL REMARKS

Comparative LCA of internal vertical sealing systems revealed critical points such as the significant difference of impact of a ceramic brick system to a drywall system of the same functional unit when considering acoustic performance. The ceramic brick system is the main contributor to the impacts since it is used in large quantities to meet the defined acoustic performance. However, the result of this study considers only these configurations of systems, besides using some simplifications for its development, as a configuration of systems that meet the acoustic performance requirements. Besides that, the adapted data do not precisely represent the reality of the national industry. Also, Brazilians data are an industry average, and the impacts of a specific sector may be different.

Building environmental assessments provide essential subsidies for the sustainable development of construction. Also, reporting results to stakeholders and decision-makers help to develop more sustainable alternatives in the construction industry. Future research should also consider the structure of the building in which the system used, as the ceramic brick

system is ten times heavier than the gypsum plasterboard. Structure weight is a critical variable for structural projects, thus increasing the impact of the ceramic brick system. Therefore, this study demonstrated that acoustic performance also directly interferes with environmental impacts, showing that the performance approach is very significant in environmental assessments.

## REFERENCES

- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas, Desempenho de edificações habitacionais - ABNT NBR 15575:2013, Brazil, 2013.
- AISI, American Iron and Steel Institute, Durability of Cold-Formed Steel Framing Members, Design Guide, 2004.
- ANICER, Associação Nacional da Indústria Cerâmica, industry data, 2019, <https://www.anicer.com.br/anicer/setor/&gt> [Accessed: 14-February -2019]
- ASDRUBALI, F., et al., Experimental and numerical characterization of innovative cardboard based panels: Thermal and acoustic performance analysis and lifecycle assessment, *Building and Environment*, vol 95, pp 145- 159, 2016.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE DRYWALL, <http://www.drywall.org.br/>, [Accessed: 13-August-2018].
- ASTM, ASTM E2114-19, Standard Terminology for Sustainability Relative to the Performance of Buildings, ASTM International, West Conshohocken, PA, 2019.
- CEN, European Committee for Standardization. EN 15.978:2011 - Sustainability of construction works - Assessment of environmental performance of buildings - Calculation method. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2011.
- CONDEIXA, K., et al., „An Inquiry into the Life Cycle of Systems of Inner Walls: Comparison of Masonry and Drywall, *Sustainability*, 2015
- CONDEIXA, K. M. S. P., Comparação entre materiais da construção civil através da avaliação do ciclo de vida: sistema drywall e alvenaria de vedação. M.Sc, Thesis, UFF, Eng. Dept., Rio de Janeiro, 2013.
- CSIC, Código técnico de la Edificación, Spain, <http://www.codigotecnico.org> [Accessed: 14-April -2019]
- DIN Standard EN 15978, Sustainability of construction works - Assessment of environmental performance of buildings - Calculation method, 2011
- FRANCO, H. G. et al., Study of embodied energy and CO<sub>2</sub>eq. as eco efficiency descriptors of Brazilian building material, Proceedings of the Vth International Conference on Life Cycle Assessment, CILCA, Mendoza, 2013.
- JIBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística: Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil, Brazil, 2017.
- IPCC, Climate change 2014 Mitigation of Climate Change, 2014, [https://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/wg3/WGIIIAR5\\_SPM\\_T\\_S\\_Volume.pdf](https://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/wg3/WGIIIAR5_SPM_T_S_Volume.pdf), [Accessed: 15-August-2018]
- ISO, ISO 14040:2006 – Environmental Management – life cycle assessment – principles and framework, International Organization for Standardization: Geneva, Switzerland, 2006.
- ISO, ISO 14044:2006 - Environmental Management – life cycle assessment – requirements and guidelines, International Organization for Standardization: Geneva, Switzerland, 2006.
- ISO, ISO 15686:2008 - 15686 Building and constructed assets - Service life planning, International Organization for Standardization: Geneva, Switzerland, 2008.
- ISO, ISO 14031:2013 - Evaluation of environmental performance, International Organization for Standardization: Geneva, Switzerland, 2013.
- KELLENBERGERA, D., HANS, J. A., Relevance of simplifications in LCA of building components, *Building and Environment*, vol. 44, no 4, pp. 818-825, 2009.
- KIM, K. H, „A comparative life cycle assessment of a transparent composite façade system and a glass curtain wall system, *Energy and Buildings*, Vol 43, no 12, pp 3436-3445, 2011
- MITHRARATNE, N., VALE, B., Life cycle analysis model for New Zealand houses, *Building and Environment*, vol. 39, no 4, pp. 483 – 492, 2004.
- OTTELÉ, M., et al., Comparative life cycle analysis for green façades and living wall systems, *Energy and Buildings*, vol 43, no 12, pp 3419-342, 2011.
- PAULUZZI BLOCOS CERÂMICOS, Manual de Desempenho Pauluzzi, 2017, <https://pauluzzi.com.br/manual-de-desempenho/>, [Accessed: 10- August -2018].
- RICCIARDI, P., BELLONI, E., COATANA, F., Innovative panels with recycled materials: Thermal and acoustic performance and Life Cycle Assessment, *Applied Energy*, Vol 134, pp 150-162, 2014
- SCHEUER, C. et al., Life cycle energy and environmental performance of a new university building: modelling challenges and design implications, *Energy and Buildings*, vol. 35, no 10, ,2003.
- SINAPI, Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil, <http://www.caixa.gov.br/poder-publico/apoio-poder-publico/sinapi>, [Accessed: 10- August, 2018].
- TAVARES, S. F., Metodologia de análise do ciclo de vida energético de edificações residenciais brasileiras, D.Sc, Thesis, UFSC, Eng. Dept, Santa Catarina, 2006.
- TRELOAR, G. J. et al., Embodied energy analysis of fixtures, fittings and furniture in office buildings. *Facilities*, vol. 17, no 11, pp. 403-409, 1999.
- TRELOAR, G. J. et al., Analysing the life-cycle energy of an Australian residential building and its householders, *Building Research and Information*, vol. 28, no 3, pp. 184-195, 2000.

## **Avaliação comparativa do Ciclo de Vida (ACV) de blocos cerâmicos e blocos de concreto utilizados na construção civil**

Marianne B. Di Domênico<sup>1</sup>

Lauro André Ribeiro<sup>2</sup>

Thaís Leal da Silva<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Faculdade Meridional IMED

<sup>2</sup>Faculdade Meridional IMED e INESCC

<sup>3</sup>Faculdade Meridional IMED

mariannedidomenico@gmail.com

lauro.ribeiro@imed.edu.br

thaisa.silva@imed.edu.br

### **Resumo**

*Na atualidade, crescem as discussões sobre os impactos negativos resultantes das atividades exercidas na produção, uso e descarte de materiais utilizados na construção civil. Dessa forma, buscam-se alternativas e estratégias que possibilitem a construção de edificações mais eficientes e sustentáveis. Nessa busca pelo desenvolvimento sustentável é necessário gerenciar e avaliar os impactos da fabricação e do uso dos produtos e sistemas empregados na construção civil. Desse modo, percebe-se a importância em adotar ferramentas que auxiliem no processo de seleção de materiais com menor impacto ao meio ambiente e na tomada de decisões nesse setor. Nesse sentido a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) surge para gerenciar e identificar os impactos gerados por esses produtos ao longo do seu ciclo de vida. Assim, este artigo tem como objetivo realizar a ACV de dois blocos amplamente utilizados para a execução de vedações verticais em edificações no Brasil, o bloco cerâmico oito furos e o bloco de concreto, com a finalidade de comparar os impactos ambientais gerados entre os dois materiais selecionados. Para a realização do estudo, o software livre OpenLCA foi utilizado com as bases de dados fornecidas pelo programa considerando os processos e sistemas de entradas e saídas do produto. A unidade funcional utilizada é o metro quadrado (m<sup>2</sup>) de área construída. Foram analisadas as fases de extração da matéria prima*

*e fabricação dos materiais. De forma geral, a partir do levantamento de inventário e avaliação das categorias de impactos, os resultados encontrados foram maiores para os blocos de concreto. Os resultados das análises e comparações realizadas neste artigo podem auxiliar na tomada de decisões a respeito dos materiais e projetos de edificações, contribuindo de forma efetiva com projetos menos impactantes ambientalmente.*

**Palavras-chaves:** *Avaliação do Ciclo de Vida, Construção Civil, Blocos Cerâmicos, Blocos de Concreto, OpenLCA.*

### **Introdução**

As atividades humanas dependem de um ambiente construído que necessita de manutenção e melhorias durante o seu ciclo de vida. Esse meio, demanda o uso de grande quantidade de recursos naturais e energia, tanto para a produção e transporte dos materiais de construção empregados quanto para o uso e manutenção desses ambientes. De acordo com a organização global World Business Council for Sustainable Development (WBCSD), estima - se que entre os anos de 2010 e 2050 a indústria de materiais de construção cresça duas vezes e meia em nível mundial (AGOPYAN; JOHN, 2011).

Dessa forma, cresce a discussão sobre os impactos ambientais gerados pelas atividades exercidas na construção civil. O alto consumo energético, o uso de matérias-primas não renováveis, a geração de resíduos, efluentes e emissões que poluem o meio ambiente e potencializam o efeito estufa são alguns dos

principais impactos ambientais gerados por esse setor. Entre as recomendações para a diminuição desses impactos, surge a necessidade de gestão do ambiente construído na perspectiva do ciclo de vida (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2018).

Na atual conjuntura, percebe-se a importância da adoção de novas ferramentas e tecnologias para analisar os materiais empregados em edificações, visando subsidiar a busca por estratégias de mitigação dos impactos ambientais. Uma forma de mensurar os impactos ambientais de um determinado produto ou processo é a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV).

Tratando-se de uma ferramenta em desenvolvimento no Brasil, muitas vezes são encontradas dificuldades para a aplicação da metodologia de ACV dos estudos. Segundo Martínez-Rocamora et al. (2016) esses obstáculos estão relacionados principalmente aos bancos de dados disponíveis que muitas vezes não apresentam todas as informações necessárias para uma avaliação completa.

No literatura nacional, alguns estudos aplicam a ACV em materiais de construção. Como Oliveira et al. (2016), nesse caso, foi realizada a ACV simplificada ou modular, onde, foram estimadas as emissões de CO<sub>2</sub> e a demanda de energia no ciclo de vida de blocos de concreto de diferentes fabricantes no Brasil. O principal resultado encontrado pelos autores definiu que o consumo de cimento teve grande participação nas diferenças nos impactos dos produtos analisados.

Albuquerque et al. (2018) utilizaram a ACV para quantificar a avaliar a emissão de dióxido de carbono de sistemas de revestimentos de argamassa. Já Evangelista et al. (2018) utilizam a ACV completa para quantificar o desempenho ambiental de quatro edifícios residenciais brasileiros com tipologias distintas.

Outro estudo de Avaliação do Ciclo de Vida foi realizado para a Associação Nacional da Indústria Cerâmica (ANICER). Neste estudo foi realizada a avaliação comparativa do ciclo de vida de paredes de tijolos cerâmicos, de concreto e de concreto armado fundido no local (SOUZA et al. 2016). De forma geral os resultados demonstraram que os materiais cerâmicos possuem impactos menores em relação aos elementos de concreto estudados.

Grande parte dos estudos desenvolvidos possuem foco nas emissões de CO<sub>2</sub> e no consumo energético de edificações e materiais construtivos (CABEZA et al., 2014; CHAU et al., 2015). Dessa forma, percebe-se a importância em novos estudos explorando outras bases de dados e diferentes categorias de impactos ambientais.

Nesse âmbito, o presente artigo possui o objetivo de realizar a ACV de dois blocos amplamente utilizados para a execução de vedações verticais em edificações, o bloco cerâmico seis furos e o bloco de concreto, com a finalidade de comparar os impactos ambientais gerados entre os dois materiais selecionados.

### **Blocos Cerâmicos e Blocos de Concreto**

O sistema de vedação vertical, conforme Sposto e Paulsen (2014), participa de forma expressiva do total de massa construída de uma edificação, possuindo assim, grande potencial para a redução de energia consumida e consequentemente emissões de CO<sub>2</sub> dessa edificação na fase de construção.

Dessa forma, os autores observam que cerca de 60% da energia embutida de uma habitação é utilizada para a construção de vedações, demonstrando ser um ponto onde há grandes possibilidades de intervenções para restringir esses impactos. Os sistemas tradicionais de vedação vertical são compostos de blocos e argamassa.

Compostos por argila e água, para a produção dos blocos cerâmicos, é necessário a extração da argila, preparação e mistura mecânica da massa, moldagem e processos de secagem e queima dos blocos moldados. Os blocos de concreto são constituídos da mistura de cimento, areia e água. As etapas de produção consistem na extração de areia e das matérias-primas que compõem o cimento (calcário e argila), produção do cimento onde são realizadas os processos de britagem, moagem do calcário e clinquerização, formação da mistura para o bloco, moldagem e secagem natural (SOUZA et al. 2016).

### **Avaliação do Ciclo de Vida**

Ferramenta de avaliação ambiental que identifica a origem dos impactos gerados por determinado produto e os quantifica, a ACV é definida pela NBR ISO 14.040 (2014) como um método que analisa todo o ciclo de vida de um produto ou serviço, desde a extração da matéria prima até o descarte final e/ou reciclagem.

A ACV é orientada pela NBR 14.040 (2014) Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura, e pela NBR 14.044 (2009) Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações. A NBR 14.040 descreve alguns requisitos mínimos, os princípios e a estrutura para nortear os estudos de ACV. A NBR 14.044 abrange dois tipos de pesquisa: o estudo de avaliação do ciclo de vida e estudos de inventário do ciclo de vida. Esta norma fornece diversas orientações e recomendações para garantir a transparência desses estudos.

Silva G. A, et al. (2015, p.11) definem a avaliação do ciclo de vida como: “Avaliação utilizada para quantificar a carga ambiental de um produto desde a retirada da natureza das matérias-primas elementares que entram no sistema produtivo (berço) à disposição do produto final (túmulo)”.

O objetivo de uma ACV é analisar os fluxos provenientes da natureza e que são direcionados a ela, para atenuar o consumo de recursos naturais e as emissões derivadas das atividades exercidas durante o processo de produção, uso e

descarte de produtos (SAADE et al., 2017). Essa análise é executada mediante a: compilação de um inventário, as entradas e saídas associadas ao produto e a avaliação e interpretação dos impactos ambientais relacionadas a essas entradas e saídas (ABNT, 2014).

De acordo com a NBR ISO 14040 (2014), a Avaliação do Ciclo de Vida deve estar estruturada em quatro etapas sendo elas: Definição do objetivo e escopo; Análise de inventário; Avaliação de impactos e interpretação de resultados.

O método de ACV pode ser utilizado para apoiar decisões e, uma vez que sua metodologia permite a compreensão de todas as fases de um produto, pode complementar outras ferramentas de análises bioclimáticas, evitando que algumas alternativas propostas para solução de problemas ambientais possam criar novos problemas e prejudicar uma produção mais sustentável (ILCD, 2011).

Além de identificar e quantificar os impactos gerados, Tavares (2006), afirma que a ACV permite criar parâmetros que podem ser utilizados para comparar produtos similares e contribuir ainda mais na tomada de decisões para mitigação de impactos. Esses estudos podem ser desenvolvidos apoiados à softwares específicos sobre o tema.

### **Software OpenLCA**

No mercado, há diversos softwares disponíveis para a modelagem e cálculo dos impactos do

ciclo de vida de produtos, podendo citar o OpenLCA que será utilizado para obter os resultados deste estudo. Lançado em 2006 para avaliações de ciclo de vida e sustentabilidade, o OpenLCA é um software profissional totalmente gratuito.

De acordo com o site EnCiclo (2019), sua condição de código aberto traz diversos benefícios para os usuários, como possibilidade de personalizar o programa de acordo com as demandas da empresa ou pesquisador e maior transparência à modelagem e cálculos da ferramenta. É considerado um software intuitivo e de fácil manuseio.

Desenvolvido pela GreenDelta GmbH, o OpenLCA também disponibiliza uma gama de base de dados que podem ser encontradas no site do software ([nexus.openlca.org](http://nexus.openlca.org)) e importados para o programa, como Ecoinvent e Environmental Footprints (OPENLCA, 2018). No site também é possível encontrar métodos de avaliação de impacto. Cada método contém diferentes categorias de impactos que são relacionados ao produto analisado.

### **Metodologia**

Para atender o objetivo proposto neste artigo será realizada a Avaliação do Ciclo de Vida de dois tipos de blocos para vedação vertical: bloco cerâmico seis furos e bloco de concreto nas dimensões 14cmx19cmx39cm, para a construção de 1m<sup>2</sup> de fachada. O método utilizado para a aplicação da ACV é baseado nas normas NBR ISO 140.40 (ABNT, 2014) e na

NBR ISO 140.44 (ABNT, 2009). Seguindo as etapas que serão apresentadas abaixo:

#### **a) Objetivo e Escopo**

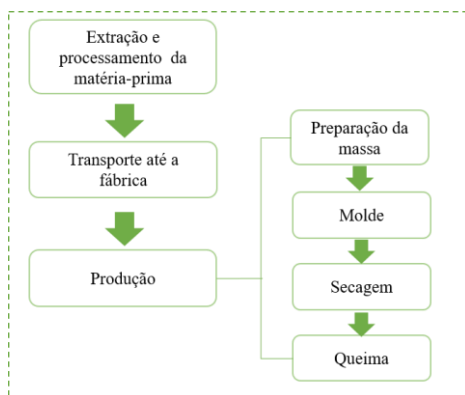
O objetivo do estudo é quantificar os impactos gerados ao longo do ciclo de vida pré-operacional de blocos cerâmicos e blocos de concreto utilizados como vedação vertical. A unidade funcional definida é de m<sup>2</sup>. O escopo do estudo é delimitado como berço ao portão, considerando as etapas de extração e processamento das matérias-primas, transporte das matérias-primas e preparo do produto. Os limites do sistema são demonstrados nas Figuras 1 e 2.

Quanto às características dos materiais avaliados, de acordo com a ANICER (2011), para a construção de 1m<sup>2</sup> de fachada (parede frontal) é necessário a utilização de 13 blocos cerâmicos. Cada bloco possui 7,5kg de massa unitária, desse modo totalizando 97,5kg de massa total de cerâmica. Para os blocos de concreto também é necessário a utilização de 13 blocos, levando em consideração a mesma área de fachada (1m<sup>2</sup>), porém o bloco de concreto possui 12 kg de massa unitária, resultando assim 156kg de concreto. Para ambos os blocos foi adotada índice de perdas de 4%, como indicado no estudo da ANICER.

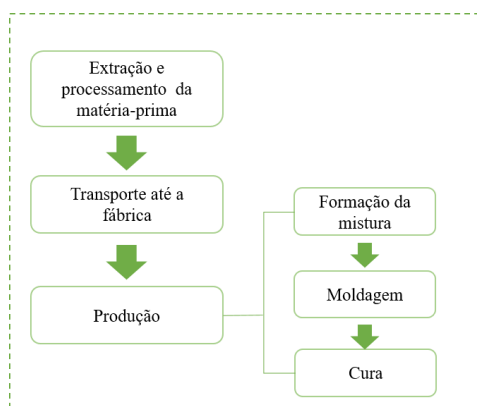
Por se tratar de um estudo genérico, adotou-se distâncias médias para o levantamento e avaliação da etapa de transporte das matérias-primas.



**Figura 1: Limites do sistema para o ciclo de vida de blocos cerâmicos (Os autores, 2020).**



**Figura 2: Limites do sistema para o ciclo de vida de blocos de concreto (Os autores, 2020).**



#### b) Análise do Inventário

Para o quantitativo dos materiais avaliados foi utilizado como referência os dados da pesquisa realizada para a Associação Nacional da Indústria Cerâmica (ANICER) por Souza, et al. (2016).

O levantamento do inventário foi realizado utilizando dados secundários da base de dados

Environmental Footprints disponível com licença gratuita no site do software OpenLCA (Nexus OpenLCA, disponível em <https://nexus.openlca.org/databases>). A base de dados fornece informações de diversos produtos para a avaliação quantitativa dos impactos ambientais gerados em seu ciclo de vida.

#### c) Avaliação de Impacto

Para a etapa de avaliação dos impactos do ciclo de vida, foi utilizado software OpenLCA 1.9 para o cálculo de avaliação de impactos. As categorias de impacto avaliadas estão presentes no método de impacto *CML* (Tabela 1).

**Tabela 1: Categorias de Impacto**

<i>Impacto</i>	<i>Unidade</i>
Depleção de recursos abióticos	Kg Sb eq
Acidificação	Kg SO <sub>2</sub> eq
Eutrofização	Kg PO <sub>4</sub> eq
Toxicidade humana	Kg 1,4-DB eq
Ecotoxicidade aquática água doce	Kg 1,4-DB eq
Ecotoxicidade marinha	Kg 1,4-DB eq
Ecotoxicidade terrestre	Kg 1,4-DB eq

#### Resultados e Discussões

Os impactos analisados referem-se ao processo de produção e transporte de blocos cerâmicos e de concreto para a construção de 1m<sup>2</sup> de alvenaria mediante a processos disponíveis na base de dados *Environmental Footprints* que assemelham-se aos materiais produzidos no Brasil.

Para o bloco de concreto, foi utilizado o processo “clay brick” já que este possui produção

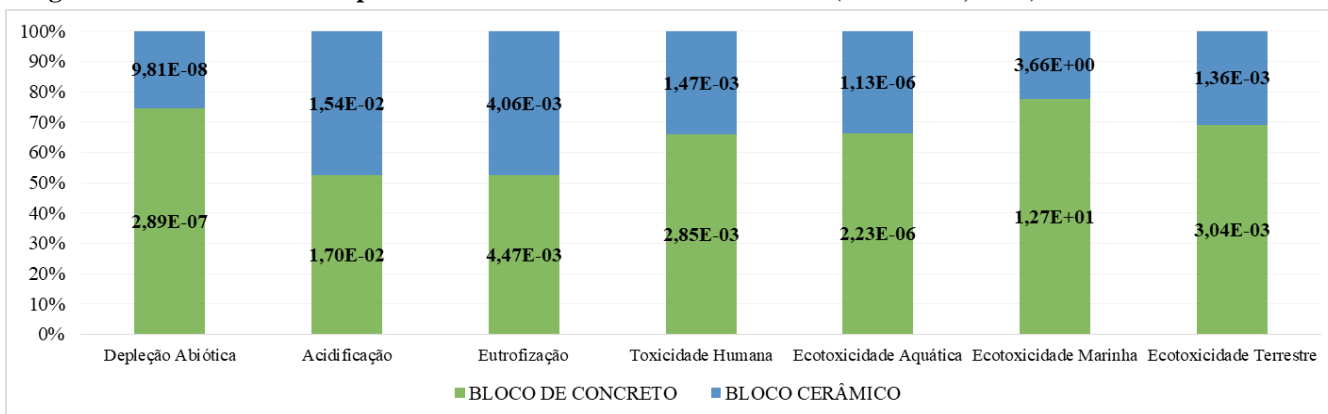
similar e compatível aos blocos cerâmicos determinados para este artigo. Já para o levantamento de inventário do bloco de concreto foram levadas em consideração as entradas e saídas referentes à produção e transporte do bloco disponíveis no banco de dados (Environmental Footprints), tendo como referência os quantitativos de Souza, et al. (2016).

Os produtos analisados possuem processos diferentes que influenciaram diretamente nos resultados encontrados. O sistema produtivo do bloco de concreto exige altas temperaturas em suas etapas o que requer maior quantidade de combustíveis fósseis. Uma vez que é constituído por 20% de cimento, durante processos de clínquerização, são exigidas períodos intensos de combustão chegando a 1450 °C (Souza, et al., 2016). Dessa forma, conforme Oliveira et al. (2016), quanto maior o consumo de cimento do produto maiores serão os seus impactos).

Em contraponto, visto que são compostos basicamente por argila e água, para a produção de blocos cerâmicos são utilizados fornos com temperaturas inferiores aos blocos de concreto (aproximadamente 950 °C) onde, normalmente são utilizados resíduos de madeira como combustível, diminuindo o uso de combustíveis fósseis nesses processos (ANICER, 2011).

A Figura 3, ilustra os resultados encontrados para as sete categorias de impacto definidas no OpenLCA a partir do método *CML*.

**Figura 3: Limites do sistema para o ciclo de vida de blocos de concreto (Os autores, 2020).**



De forma geral, os resultados demonstraram que, para a construção de 1m<sup>2</sup> de alvenaria, em todas as categorias de impacto analisadas, os blocos de concreto obtiveram as maiores contribuições.

Os maiores contrastes foram encontrados nas categorias de ecotoxicidade marinha e de impacto de depleção abiótica, com diferenças de aproximadamente 60%, onde os blocos de concreto foram responsáveis por quase 80% dos impactos totais.

Entre as categorias analisadas, a toxicidade ambiental é dividida em três categorias de impacto: ecotoxicidade terrestre, ecotoxicidade marinha e ecotoxicidade de água doce. Essa categoria determina os efeitos de produtos químicos em um ecossistema, que comprometem sua qualidade (ACERO et al., 2015).

As diferenças entre blocos de concreto e cerâmico, nas categorias de ecotoxicidade terrestre e aquática (água doce), foram de quase 40% entre o mais impactante e o menos

impactante, onde, os blocos de concreto obtiveram quase 70% dos impactos totais.

Os impactos de Acidificação e Eutrofização apresentaram resultados equivalentes entre os elementos analisados, onde a diferença foi menor que 5% entre os blocos. O potencial de Eutrofização é o impacto responsável pela excessiva nutrição de ecossistemas com nitrogênio e fósforo, provocando desequilíbrio marinho (ILCD, 2011). Já o potencial de Acidificação ocorre devido a emissão de poluentes ácidos, na forma de chuva ácida afetam o solo e a água, flora, fauna, além de afetar edifícios (MORAGA, 2017).

O potencial de toxicidade humana é associada a produtos químicos liberados ao meio ambiente, que em sua maioria são causados por combustíveis fósseis. A inalação desses agentes afeta a saúde humana, como câncer e doenças respiratórias (CHENANI et al., 2015). Assim, como nas categorias anteriores, o bloco de

concreto apresentou os maiores impactos, os dois elementos apresentaram diferenças de quase 40% entre o mais impactante (blocos de concreto) para o menos impactante (blocos cerâmicos).

Analisando os estudo de Souza, et al. (2016) pode-se concluir que os resultados do presente estudo, estão em conformidade com os apresentados pelos autores, onde, os impactos ambientais foram maiores para sistemas de vedação com blocos de concreto. Evangelista et al. (2018), também concluíram que elementos de concreto possuem maior impacto ambiental. Porém, mesmo apresentando tendências compatíveis, os resultados não podem ser comparados diretamente, devido aos diferentes cenários e inventários utilizados.

Cabe ressaltar que existem incertezas a serem consideradas nos resultados encontrados que referem-se principalmente a base de dados utilizadas, posto que, o inventário utilizado (*Environmental Footprints*) apresenta processos referentes ao cenário Europeu. Nessa conjuntura, alguns dados podem apresentar extrapolações quando comparados com estudos que utilizam dados regionalizados.

## Conclusões

O estudo teve como objetivo comparar dois tipos de blocos utilizados para execução de vedações verticais na construção civil. Para a condução da

pesquisa foram utilizados dados secundários presentes na base de dados disponível no software OpenLCA e distâncias médias para o levantamento e avaliação da etapa de transporte das matérias-primas. Com a Avaliação do Ciclo de Vida, pode-se encontrar resultados que obtiveram conformidade pesquisas realizadas com base de dados nacionais, concluindo que, quando comparadas a blocos cerâmicos, os blocos de concreto possuem maiores impactos ambientais.

As diferenças encontradas entre os elementos resultam dos diferentes tipos de matérias-primas utilizadas por cada bloco e no seu processo de fabricação. Em todas as categorias de impacto analisadas os resultados para o bloco de concreto apresentaram valores que foram responsáveis por mais de 50% do total de impactos em comparação aos blocos cerâmicos, principalmente por ter como seu principal componente o cimento e a necessidade de maior quantidade de combustíveis fósseis em sua fabricação. Os maiores contrastes foram encontrados nas categorias de impacto de Ecotoxicidade Marinha e Depleção Abiótica.

Além de contribuir com o desenvolvimento de novas discussões referente a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida aplicada a materiais de construção e ao uso de diferentes bases de dados e categorias de impacto, a ACV mostra-se uma alternativa promissora para contribuir na tomada de decisões de projetos visando a construção de edificações com menores impactos ambientais.

Portanto, as informações obtidas com as análises, permitem que profissionais da área possam escolher com maior autonomia os sistemas construtivos e materiais de construção empregados em seus projetos.

### Referências bibliográficas

Albuquerque, H. R., Lira, J., Sposto, R. M. Emissões de CO<sub>2</sub> de sistemas de revestimento de argamassa: estudo de caso de aplicação de argamassa projetada comparativamente à aplicação convencional (2018). <https://doi.org/10.1590/s1678-86212018000400311>

Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR ISO 14040: Gestão Ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida – Princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2014.

\_\_\_\_\_. NBR ISO 14044: Gestão Ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida – Requisitos e orientações. Rio de Janeiro, 2009.

Associação Nacional da Indústria Cerâmica, ANICER, 2011. Dados Oficiais. Associação Nacional da Indústria Cerâmica, Rio de Janeiro, Brasil.

Agopyan V., Jonh V. M. (2011) O Desafio da Sustentabilidade na Construção Civil. Série Sustentabilidade, Vol. 5.

Caldas L. R., Lira J. S. de M. M., Sposto R. M. (2017). Avaliação do ciclo de vida de habitações de alvenaria estrutural de blocos cerâmicos e painéis pré-moldados de concreto considerando diferentes zonas bioclimáticas. <https://doi.org/10.18225/lalca.v1i1.3823>

Cabeza L.F., Rincon L., Vilarino V., Perez, G., Castell, A. (2014). Life cycle assessment (LCA) and life cycle energy analysis (LCEA) of buildings and the building sector: a review. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.08.037>.

Chau C. K., Leung T. M., Ng W. Y. (2015). A review on Life Cycle Assessment, Life Cycle Energy Assessment and Life Cycle Carbon Emissions Assessment on buildings. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.01.023>.

Chenani S. B., Lehvavirta S., Häkkinen T. (2015). Life cycle assessment of layers of green roofs. *Journal of Cleaner Production*, v. 90, p.153-162.

Enciclo Soluções Sustentáveis. OpenLCA. Disponível em: <https://www.enciclo.com.br/>. Acesso em 27 de dezembro de 2019.

Evangelista P.P.A., Kiperstok A., Torres E.A., Gonçalves J.P. (2018) Environmental performance analysis of residential buildings in Brazil using life cycle assessment (LCA). <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2018.02.045>.

Martínez-Rocamora A., Solís-Guzmán J., Marrero M. (2016). LCA databases focused on construction materials: a review. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.12.243>.

Ministério do Meio Ambiente. Política Nacional sobre Mudança do Clima. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/clima/politica-nacional-sobre-mudanca-do-clima.html>. Acesso em: 19 out 2019.

Moraga G. L. Avaliação do ciclo de vida e simulação termo energética em unidade habitacional unifamiliar do Programa Minha Casa Minha Vida. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

Oliveira L.S., Pacca S.A., John V.M. (2016). Variability in the life cycle of concrete block CO<sub>2</sub> emissions and cumulative energy demand in the Brazilian Market. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2016.03.134>.

OpenLCA. Disponível em: <http://www.openlca.org/>. Acesso em 27 de dezembro de 2019.

Saade M.R.M., Silva M.G., Silva V.G. et al. (2017) Material eco-efficiency indicators for Brazilian buildings. *Smart And Sustainable Built Environment*, V3, pp.54-71.

Silva G. A., Bräscher M., Lima J. A. O. et al. (2015) Avaliação do ciclo de vida: ontologia terminológica. Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia – Ibiict.

Souza de D.M., Charron-Doucet F., Chappert B. et al. (2016). Comparative life cycle assessment of ceramic brick, concrete brick and cast-in-place reinforced concrete exterior walls. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.07.069>.

Sposto R. M., Paulsen J. S. (2014). Energia Incorporada em Habitações de Interesse Social na fase de pré-uso: O caso do programa minha casa minha vida no Brasil. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.07.069>

Tavares S. F. Metodologia de análise do ciclo de vida energético de edificações residenciais brasileiras. 2006. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

União Europeia. Manual do Sistema ILCD: Sistema internacional de referência de dados do ciclo de produtos e processos: Guia geral para avaliações do ciclo de vida: orientações detalhadas. Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia -Ibiict: Brasília, 2014.

WBCS. World Business Council for Sustainable Development. Disponível em: <https://www.wbcd.org/>. Acesso em: 10 mai 2020.

## Diagnóstico da produção científica sobre o consumo energético na etapa operacional no Inventário do Ciclo de Vida de edificações

Júlia Lira<sup>1</sup>

Michele Carvalho<sup>1</sup>

João Henrique Rego<sup>2</sup>

Lucas Caldas<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Instituto Federal do Piauí - IFPI

<sup>2</sup> Universidade de Brasília - UnB

<sup>3</sup> Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ  
julia.lira@ifpi.edu.br

### Resumo

A grande participação da energia operacional no consumo no ciclo de vida de edificações provocou os pesquisadores para avaliarem o real impacto desta fase e buscar soluções para sanar o problema. Pela difícil coleta de dados na fase de uso de um edifício, este artigo objetivou elaborar um diagnóstico de como os pesquisadores da área executam o inventário do ciclo de vida para a etapa operacional das edificações. Para isso, uma busca foi realizada na base de dados Scopus, seguida de um refinamento acerca do escopo, ano, tipo de documento, etc. Dos quarenta e cinco trabalhos analisados, observou-se um padrão e o diagnóstico foi de que a coleta e o levantamento de dados da etapa operacional de edifícios podem ser feitos de três formas: (1) estimativa de consumo, (2) medição in loco e (3) simulação termoenergética. A dificuldade para coleta de dados primários pode explicar a falta de utilização da medição in loco. A simulação termoenergética e a estimativa de consumo vêm evoluindo em termos de publicação, mas apresentam mais incertezas com relação aos resultados.

**Palavras-chaves:** consumo de energia, etapa operacional, inventário de ciclo de vida, ACV, edificações.

### Introdução

A construção civil tem importante contribuição nos impactos ambientais da sociedade moderna. De maneira geral, o impacto do setor está relacionado com a construção do edifício, e todos os processos industriais vinculados a ele, principalmente relacionados à produção dos materiais. Adicionalmente, com o consumo de energia dos edifícios durante o uso e a origem dessa energia, ou seja, o tipo da energia primária. Durante toda a vida útil do edifício, eles consomem energia para devidas finalidades no uso, como cocção, climatização artificial, iluminação, etc. (Gonçalves; Bode, 2015).

A indústria da construção civil como um todo consome de 30 a 40% da energia mundial (Contarini *et al.*, 2015; Coma *et al.*, 2016). O consumo de energia por metro quadrado é certamente o principal indicador de desempenho energético de um edifício (Gonçalves; Bode, 2015).

Uma pesquisa do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas - IPCC indica que 60% da energia elétrica consumida no planeta vêm do uso e operação de edifícios residenciais e comerciais (Levine *et al.*, 2007). A energia proveniente do ciclo de vida dos edifícios representou aproximadamente 43% do consumo total de energia da China.

A elevada vida útil dos edifícios aumenta ainda mais o peso da fase operacional no desempenho global do ciclo de vida (Silva e Silva, 2015). A fase de operação é dominante em edifícios

residenciais e varia, segundo a literatura, de 70 a 90% do ciclo de vida total de um edifício (Vitale; Arena, 2018; Atmaca; Atmaca, 2015; Ramesh *et al.*, 2010).

Segundo Asdubrali *et al.* (2013), a aplicação de procedimentos de ACV aos edifícios pode não ser direta, ou seja, ser simplificada, além de apresentar dificuldades e incertezas. Isso pelo fato do produto ser complexo, pela composição de vários materiais e processos e pela elevada vida útil.

A estrutura de uma ACV compreende quatro fases: Definição de objetivo e escopo; Inventário do ciclo de vida (ICV); Avaliação do impacto do ciclo de vida (AICV); e Interpretação.

A fase de inventário consiste no levantamento de dados de entrada e saída. É, basicamente, a coleta de todos os dados. Como a fase de uso de uma edificação é de grande dificuldade para ser mensurada e a qualidade dos dados questionável, é válido entender como a fase de uso de uma edificação foi considerada no Inventário do Ciclo de Vida de estudos anteriores. Com o diagnóstico como um produto deste artigo, uma discussão foi feita com base no debatido pela literatura. A fase de uso de uma ACV inclui principalmente as etapas de manutenção, reparo, substituição, reforma e operação (EN 15804: 2013).

O cálculo da energia operacional é comumente feito por previsões estatísticas para toda a vida útil do edifício. Inclusive, quando se estende

uma demanda energética para 50 anos, como é a maioria da vida útil estimada para edifícios considerada nos estudos (Cabeza *et al.*, 2014).

Neste contexto, a presente pesquisa teve o objetivo de elaborar um diagnóstico da produção científica de como os pesquisadores da área de ACV estão realizando o ICV para a etapa operacional das edificações.

## Metodologia

A metodologia foi baseada no Mapeamento Sistemático da Literatura (MSL), que concentra critérios objetivos de busca de produção científica em base de dados. A metodologia foi dividida em quatro etapas principais: busca, refinamento, leitura de título e leitura completa. A explicação de cada etapa consta na Tabela 1.

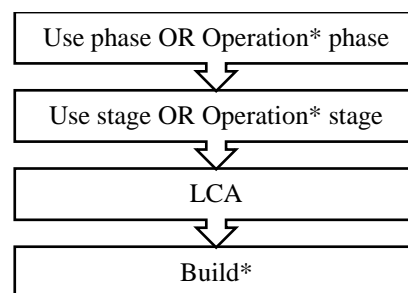
**Tabela 1: Etapas metodológicas**

1	Busca	Busca em base de dados com palavras-chave que levem ao objetivo do trabalho
2	Refinamento	Inclusão apenas dos artigos com restrição de ano de publicação, tipo de publicação e área
3	Leitura de título	Exclusão dos artigos fora do escopo baseada na leitura dos títulos
4	Leitura completa	Análise dos artigos e exclusão daqueles fora do escopo, ambas baseadas na leitura completa do artigo

A busca ocorreu na base de dados *Scopus* com os termos de pesquisa que constam na Figura 1. Pela internacionalização da pesquisa, os termos

escolhidos foram inseridos na língua inglesa. O asterisco (\*) presente em algumas palavras é sugestão da própria base de dados, onde a palavra com final diferente possa ser inserida na busca, por exemplo '*Operation*' e '*Operational*'. Cada grupo é interligado pelo operador AND e o campo de pesquisa utilizado foi para títulos, palavras-chave e resumo.

**Figura 1: Termos de busca na base de dados.**



Pela busca dos termos de pesquisa mencionados, os resultados foram delimitados pelo tipo de publicação e ano de publicação. Ou seja, o refinamento aconteceu apenas para artigos e apenas para publicações entre os anos de 2010 e 2018.

A leitura por título foi uma maneira inicial de excluir os artigos que por ventura estavam fora do escopo. É uma forma de delimitação superficial, já que se limita ao conteúdo presente no título. Assim, o resultado gerado foi para a última etapa metodológica que foi a leitura completa dos artigos.

A leitura de cada artigo visou analisar a produção científica com base no objetivo deste trabalho, ou seja, em como os pesquisadores

analisaram a fase de operação, no ICV de edificações. Com essa leitura aprofundada, alguns artigos fugiram do escopo e, portanto, foram excluídos da análise.

Por fim, os artigos restantes seguiram para uma análise mais detalhada, a respeito da coleta e levantamento de dados da fase de operacional do ciclo de vida de uma edificação. Sendo possível assim, a categorização do ICV da fase de uso de edificações.

## Resultados e discussão

O resultado da busca de artigos por meio de uma revisão sistemática gerou uma quantidade de artigos ao final de cada etapa metodológica, cujos valores estão apresentados na Tabela 2.

**Tabela 2: Quantidade de publicações geradas ao final de cada etapa metodológica.**

Etapa Metodológica	Quantidade
Busca	263 documentos
Refinamento	160 artigos
Leitura de título	69 artigos
Leitura completa	45 artigos

### Mapeamento sistemático

Dos quarenta e cinco artigos analisados, observou-se a presença de mais de uma publicação do mesmo autor, sendo reunidos na Tabela 3. Muitos dos autores demonstram um crescente interesse na área de conhecimento, havendo expectativa de continuação dos estudos.

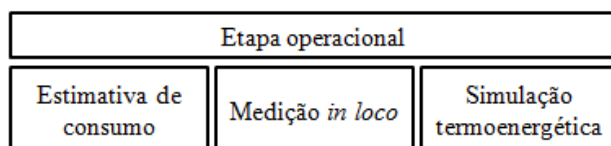
**Tabela 3: Autores e ano de publicação.**

Autor	Ano de publicação
Xabat Oregi	2010 2017
Pierluca Vitale	2018 2018
Nihat Atmaca	2015 2017
Melissa Bilec	2013 2017 2018
William Collinge	2013 2018
Oscar Ortiz-Rodriguez	2010 2010
Changhai Peng	2015 2016
Anna Lewandowska	2013 2015

**Diagnóstico**

A difícil avaliação de toda a fase de operação com dados primários levou os pesquisadores a fazerem adaptações para predizer o consumo energético de edificações. Com a análise aprofundada dos 45 artigos, observou-se um determinado padrão dos autores com relação à forma de compor o inventário de dados em relação à etapa operacional de edificações.

O padrão identificado foi organizado e um diagnóstico foi elaborado, podendo ser agrupado conforme apresentado na Figura 2. Cada categoria contém uma especificidade que requer uma discussão aprofundada, já que são resultados de simplificações.

**Figura 2: Diagnóstico da fase de operação no inventário de ciclo de vida de edificações.****Estimativa de consumo**

No grupo de pesquisas com estimativa de consumo, os autores estimam por meio de dados secundários, como dados nacionais ou de outros trabalhos da literatura. A estimativa de consumo é, geralmente, realizada com a construção de cenários e suposições.

Bonamente; Cotana (2015) calcularam, para a etapa operacional, a transmitância térmica das vedações de quatro edifícios. O consumo foi estimado em aproximadamente 10 kWh/m<sup>3</sup>/ano para o edifício em questão localizado na cidade de Perugia, Itália e os autores tomaram como base uma cartilha feita em um documento nacional oficial. Alguns cenários foram admitidos, como um nível mínimo de iluminação, coeficiente de desempenho para bombas de calor e a desconsideração do consumo de energia para a atividade industrial na análise.

No trabalho de Evangelista *et al.* (2018), o consumo de energia e água foi calculado em função do consumo médio e do número de ocupantes com base em dados secundários coletados da literatura (os autores coletaram os dados do Balanço Energético Nacional, Concessionária de água do estado, entre outros). Embora sejam considerados dados médios, o perfil de consumo dos ocupantes do edifício influencia os impactos associados ao uso e fase operacional.

**Medição *in loco***

A categoria de medição *in loco* inclui trabalhos que se basearam em um estudo de caso para fazer medições reais do consumo em um determinado período de tempo para, posteriormente, estender o consumo para toda a vida útil assumida para a edificação.

Wu *et al.* (2017) compararam edifícios existentes na China. Ao todo foram avaliados 26 edifícios, dentre eles "verdes" e "não verdes", incluindo edifícios comerciais e residenciais por meio de medição dos contadores. Os autores não apresentaram qual o período de medição.

Collinge *et al.* (2018) analisaram dois edifícios, um com certificado LEED e outro Net-zero Energy Buildings (NZEB). Ao todo, três anos de dados foram coletados para um prédio (janeiro de 2013 a dezembro de 2015) e quatro anos foram coletados para o outro (março de 2012 até fevereiro de 2016). O período comum de janeiro de 2013 a dezembro de 2015 foi selecionado para a análise de ambos os edifícios.

Os autores enfatizaram a importância de analisar o uso de energia observado juntamente com dados dinâmicos do *grid* de fonte energética para gerar estimativas mais precisas do impacto ambiental da fase de uso de um edifício. Uma limitação colocada pelos próprios autores foi que não contabilizaram os dados meteorológicos observados em relação aos dados previstos.

No estudo de Atmaca; Atmaca (2015), a fase de operação incluiu todas as atividades (aquecimento, resfriamento, iluminação, eletrodomésticos, cozimento, água quente) relacionadas ao uso dos edifícios, ao longo de sua vida útil. Os registros reais de consumo de energia foram obtidos de faturas e, além disso, questionários foram usados para coletar todas as informações para os aparelhos consumidores de eletricidade em todos os lugares, juntamente com o uso médio por dia nos dias úteis e fins de semana.

#### Simulação termoenergética

O ICV por simulação termoenergética consiste na simulação do gasto energético por programas de computador. Dos artigos analisados, quinze autores utilizaram de simulação energética com auxílio de diversos *softwares* e *plugins*, tais como apresentado na Tabela 4. O Ecotect (que não existe mais) e o GBS são *plugins* do *software* Autodesk Revit.

**Tabela 4: Quantidade de artigos que utilizou cada software ou plugin de análise energética.**

Software	Quantidade de artigos
DesignBuilder	5
EnergyPlus	3
Ecotect	2
eQuest	1
Home Energy Saver Web-application	1
TerMus	1
Wufi Pro	1

Autodesk Green Building Studio (GBS)	1
--------------------------------------	---

A predominância do DesignBuilder pode ser explicada pelo fato de ser um software de interface amigável e ser do tipo Building Information Modeling (BIM), o que facilita o processo de projeto e simulação (Borges *et al.*, 2017).

Nos estudos que tratam de simulação termoenergética, a relação com o desempenho térmico é estreita. Os autores trabalham com os dados térmicos dos materiais de envoltória, especialmente transmitância térmica. A simulação é pouco detalhada, até pelo difícil esclarecimento de todos os dados de entrada solicitados pelo *software* ou *plugin*. Por este motivo, foi comum encontrar autores que esclareceram sua agenda de utilização, ou seja, os dados de rotina de utilização de cada equipamento que demanda eletricidade.

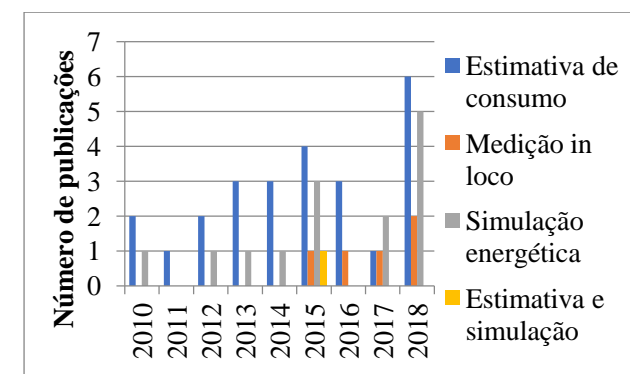
Galamath *et al.* (2018) analisaram um estudo de caso para demonstrar a metodologia criada pelos autores. O *software* DesignBuilder foi usado para executar a simulação de energia para o projeto real do prédio para estimar a demanda de aquecimento e resfriamento. Os autores justificam que usaram a simulação termoenergética, pois os dados reais sobre o fornecimento de energia geotérmica não puderam ser obtidos através de faturas de energia.

Gomes *et al.* (2018) utilizaram o software EnergyPlus para simulação termoenergética de um edifício no Brasil. Os autores escolheram utilizar os dados obtidos na simulação porque a matriz energética brasileira possui baixa voltagem, por sua grande parte proveniente de fonte renovável. Sendo diferente, portanto, dos dados encontrados no Ecoinvent, que trata de uma realidade bem distinta.

#### Análise sistemática do diagnóstico elaborado

Na Figura 3 é possível observar a evolução da quantidade de publicações em cada categoria do diagnóstico. A medição *in loco* surgiu apenas a partir de 2015, a estimativa de consumo manteve um relativo aumento desde 2012 com evolução similar à simulação termoenergética.

**Figura 3: Resultado da evolução por ano de cada categoria de coleta de dados.**



Os artigos com mais de cinquenta citações (chegando a 106 e outro com 112 citações) são todos referentes à estimativa de consumo. Considerando a dificuldade para coleta de dados

primários, esse fato pode explicar a demora em utilização da medição *in loco*.

Um artigo utilizou tanto da estimativa de consumo quanto da simulação energética para levantamento de dados no inventário. Foi publicado em 2015 por Zhang; Wang (2015) e os autores utilizaram simulação energética para os dados de aquecimento e resfriamento na edificação e estimativa, com base em dados locais, para iluminação.

A Tabela 5 contém os dados com os periódicos com maiores publicações divididos por categoria. A grande concentração de artigos com simulação energética é na *Energy and Buildings* e de estimativa de consumo na *Building Environmental*.

**Tabela 5: Quantidade de publicação por periódico e categoria de coleta de dados.**

	Estimativa/ simulação	Estimativa de consumo	Medição <i>in loco</i>	Simulação termoenergética
<b>Energy and Buildings</b>	0	5	2	5
<b>Building and Environment</b>	1	6	0	0
<b>International Journal of Life Cycle Assessment</b>	0	3	1	0

<b>Journal of Cleaner Production</b>	0	1	1	2
--------------------------------------	---	---	---	---

Os dois primeiros periódicos são dedicados a estudos sobre edificações, sendo observado um grande crescimento de pesquisas com o tema de ACV. Especificamente o primeiro periódico (*Energy and Buildings*) tem o foco na questão de energia e eficiência energética de edificações, sendo que muitas pesquisas fazem uso de simulação computacional.

### Discussão

Com o diagnóstico apresentado, observam-se muitas limitações na coleta de dados para a etapa operacional. Uma dessas limitações é uma contagem deficiente de condições relacionadas ao tempo (Levasseur *et al.* 2010). Muitos autores consideram um valor único para todo o Ciclo de Vida de uma edificação.

Ou seja, o consumo de energia ou emissões de gases poluentes referentes a 50 anos (vida útil da edificação) são incluídos na análise pontualmente. Segundo Levasseur *et al.* (2010), liberar uma grande quantidade de poluentes instantaneamente não tem o mesmo impacto que liberar a mesma quantidade de poluentes a uma pequena taxa ao longo de vários anos.

Além disso, o consumo energético gerado na fase de uso da edificação é assumido como não tendo nenhuma alteração futura. O consumo medido *in loco*, por exemplo, será o mesmo para 50 anos. As pesquisas acabam analisando o

consumo de energia sem considerar a mudança no comportamento do usuário, a mudança da matriz energética (para o caso de redução de emissões de gases poluentes), a mudança nos equipamentos de utilização e outros fatores<sup>1</sup>, como por exemplo, o aumento do consumo para climatização artificial devido ao impacto de aquecimento global. O resultado em apenas um número não dá a dimensão da evolução no tempo.

### Conclusão

A fase de uso de uma edificação é de grande dificuldade para ser mensurada, mas pesquisas mostram seu elevado potencial de impacto ambiental, especialmente pela elevada vida útil. Este estudo elaborou um diagnóstico de como a fase de uso de uma edificação foi considerada no ICV da produção científica.

O diagnóstico do inventário do ciclo de vida de edificações foi organizado em três categorias de coleta de dados: estimativa de consumo, medição *in loco* e simulação energética.

Sabe-se que a inclusão da etapa operacional no ciclo de vida é de fundamental importância para a análise global dos potenciais impactos ambientais da edificação, mas a forma de análise na pesquisa pode deixar falhas.

A presente pesquisa traz como principal contribuição um primeiro diagnóstico de como

<sup>1</sup> A influência destes fatores foi analisada por Su *et al.* (2017) e demonstram potencial impacto no ciclo de vida da edificação.



a literatura tem abordado o ICV na operação das edificações, apontando as principais lacunas e inconsistências, entradas e quais os próximos passos a serem seguidos.

Uma proposta viável é a união de várias dessas categorias. Por exemplo, a medição *in loco* vem seguida de uma estimativa para toda a vida útil. Porém, o fator da evolução do tempo deve ser considerado. Uma forma de se aproximar da realidade é a medição por um tempo maior, visto que os autores costumam coletar dados referentes aos últimos três anos. A agenda de ocupação se mostra válida para agregar dados primários aos estudos.

### Referências bibliográficas

- Asdrubali, F.; Baldassarri, C.; Fthenakis, V. *En Build*, (2013). <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2013.04.018>
- Atmaca, A.; Atmaca, N. *En Build*, (2015). <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2015.06.008>
- Bonamente, E.; Cotana, F. *En* (2015). <https://doi.org/10.3390/en81112333>
- Borges, J. G., Caldas, L. R., Paulse, P. de C., Hora, K. E. R., & Carvalho, M. T. M.. REEC, (2017). <https://doi.org/10.5216/reec.v14i1.47802>
- BRITISH STANDARD. **EN 15804**: 2013. Sustainability of construction works — Environmental product declarations — Core rules for the product category of construction products.
- Coma, J.; Pérez. G.; Solé, C.; Castell, A.; Cabeza, L. *Renew En*. (2016). <https://doi.org/10.1016/j.renene.2015.07.074>
- Contarini, A.; Meijer, A. *Smart and Sustainable Built Environment* (2015). <https://doi.org/10.1108/SASBE-05-2014-0031>
- Collinge, W.; Rickenbacker, H.; Landis, A.; Thiel, C.; Bilec, M. *Environ Sci Tech* (2018). <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b06535>
- Evangelista, P.; Kiperstok, A.; Torres, E.; Gonçalves, J. *Const Build Mat* (2018). <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2018.02.045>
- Gamalath, I.; Hewage, K.; Ruparathana, R.; Karunathilake, H.; Prabatha, T.; Sadiq, R. *Clean Technol Envir* (2018). <https://doi.org/10.1007/s10098-018-1510-x>
- Gomes, V.; Saade, M.; Lima, B.; Silva, M. *En Build* (2018). <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2018.04.063>
- Gonçalves, J. C. S.; Bode, K. (Org.). **Edifício ambiental**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015. 591 p.
- Levasseur, A.; Lesage, P.; Margni, M.; Deschenes, L.; Samson, R. *Environ Sci Tech* (2010). <https://doi.org/10.1021/es9030003>
- Levine, S.; Gloria, T.; Romanoff, E. *J Ind Ecol* (2007). <https://doi.org/10.1162/jiec.2007.1244>
- Ramesh, T.; Prakash R.; Shukla, K. *En Build* (2010). <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2010.05.007>
- Silva, V. G.; Silva, M. G. Seleção de materiais e edifícios de alto desempenho ambiental. In: GONÇALVES, J. C. S.; BODE, K. **Edifício Ambiental**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015. Cap. 5. p. 129-151.
- Vitale, P.; Arena, U. *Env Tech* (2018). <https://doi.org/10.1080/09593330.2017.1371252>
- Wu, X.; Peng, B. Lin, B. *En Build* (2017). <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2017.05.041>
- Zhang, X.; Wang, F. *Build Env* (2015). <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2016.05.018>



Sessão 2

# Avaliação do Ciclo de Vida no setor agropecuário



GCV-2020 | 21

## ***Avaliação dos impactos ambientais da produção de forragens para caprinos e ovinos no Semiárido brasileiro***

Angelucia Gonçalves Parente 1<sup>1</sup>

Fernando Rodrigues Teixeira Dias 2<sup>2</sup>

Anna Leticia Montenegro Turtelli Pighinelli 3<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Universidade de Pernambuco 1

<sup>2</sup>Embrapa Pantanal 2

<sup>3</sup>Embrapa Meio Ambiente 3

angel.parente@hotmail.com

### **Resumo**

*A caprino e a ovinocultura são atividades presentes em todo territorial nacional, mas com expressiva concentração na região semiárida do Brasil. Diante do cenário de degradação do meio ambiente, este estudo objetivou avaliar os impactos ambientais, através da abordagem de Avaliação do Ciclo de Vida, da produção de 1 kg de forragem produzida, para alimentar caprinos e ovinos, em três tipos de sistemas de produção: um com produção de forragem irrigada e uso do esterco dos animais como adubo, o outro com produção de forragem em sequeiro e uso do esterco dos animais como adubo, e outro com produção de forragem em sequeiro sem uso de adubo animal. Os dados foram obtidos através de entrevistas, junto aos proprietários de dez unidades produtoras, no período de dezembro de 2018 a novembro de 2019. As categorias de impactos Mudança Climática, Eutrofização de Água Doce, Eutrofização Marinha, Acidificação, Toxicidade Humana (câncer e não câncer) e Ecotoxicidade foram avaliadas pelo método ILCD – Midpoint (International Reference Life Cycle Data System), e a Escassez Hídrica foi avaliada pelo método AWARE. O software SimaPro (versão 9.0.0.35) foi utilizado para a simulação dos impactos no ciclo de vida. O sistema sequeiro com adubação apresentou impactos significativamente maiores em relação aos outros dois sistemas em cinco categorias: Toxicidade humana - câncer, acidificação, eutrofização em água doce, ecotoxicidade em água doce e escassez hídrica. O sistema*

*sequeiro sem adubação se destacou nos impactos na mudança climática e toxicidade humana - não câncer. O sistema irrigado é o sistema menos impactante ambientalmente, e a maior produtividade é o principal fator de influência na redução da sua pegada ambiental.*

**Palavras-chaves:** *Avaliação do Ciclo de Vida, forragens, Ovinocaprinocultura.*

### **Introdução**

A ovinocaprinocultura tem se mostrado uma atividade bastante promissora para a economia de países em desenvolvimento e sua evolução tem reforçado a importância socioeconômica, principalmente, para os pequenos produtores. Nos últimos anos, o rebanho mundial apresentou taxa de crescimento em 1% para os caprinos e 1,5% para o rebanho ovino (FAO, 2016). O Brasil ocupa a 22<sup>o</sup> posição no ranking da produção mundial de caprinos e o 18<sup>o</sup> de rebanho de ovinos. Os efetivos totais desses rebanhos alcançaram em 2016, respectivamente, 9,5 e 18 milhões de cabeças, com produção concentrada na Região Nordeste (92% dos caprinos e 57,5% dos ovinos do país) (IBGE, 2017).

A exploração agropecuária na região semiárida é dificultada pelas condições adversas de clima e tempo. Entretanto, os ovinocaprinos apresentam características de adaptação favoráveis as condições climáticas que, aliadas a manejo adequado, torna promissor o desenvolvimento da atividade e proporciona benefícios. A maior parte dos caprinos e ovinos criados na região são nativos ou sem raça definida (SRD), os quais

necessitam de manejo simples e são poucos exigentes em relação a alimentação, se adaptando bem a todos os manejos de criação (Pequeno, 2013).

Além da capacidade de adaptação dos animais a ambientes semiáridos, a maior disponibilidade de pastagem nativas para alimentação dos rebanhos, é um fator que contribui com a expansão da atividade no Semiárido brasileiro. Aproximadamente, 55% do Semiárido nordestino é recoberto por vegetação nativa da Caatinga, a qual é composta por uma variedade de espécies com alto valor proteico capazes de suprir as necessidades nutricionais dos animais (Batista e Souza, 2015).

Todavia, a irregularidade das chuvas é a principal condição adversa enfrentada pelos ovinocaprinocultores. Em sistemas de manejo extensivo, cuja alimentação é baseada na vegetação nativa, essa condição é ainda mais preocupante, em função da maior dependência da regeneração da Caatinga. Nos períodos de estiagem, a capacidade de suporte da vegetação nativa é reduzida e condiciona déficit nutricional nos rebanhos, e a principal consequência é o retardo no ciclo de desenvolvimento dos animais, causando perda do potencial produtivo e de renda (Riet-Correa, 2013; Batista e Souza, 2015).

O cultivo de forragens vem se tornando frequente em propriedades pecuárias que buscam aderir novas técnicas de produção e manejo (Aquino *et al.* 2016). Dessa forma é possível fornecer alimento para os rebanhos na época mais crítica

do ano, permitindo que os animais enfrentem o período seco e permaneçam saudáveis, reduzindo a taxa de perda.

Embora o cultivo de forragens seja a principal alternativa para o fortalecimento da alimentação de caprinos e ovinos, essa prática pode contribuir com a intensificação de problemas ambientais, como o aquecimento global e a escassez hídrica.

A produção de alimentos para manutenção animal demanda grandes quantidades de terras, água e insumos que são produzidos em processos complexos que também dependem dos recursos ambientais. Para Mekonnen e Hoesktra (2012) 98% da pegada hídrica da produção de carne ovina e caprina é atribuída à produção de alimento, entre eles o cultivo pasto, milho e forragens.

A preocupação mundial com os impactos ambientais e o esgotamento de recursos naturais vem crescendo sensivelmente nos últimos anos e motivando a procura por soluções que sejam capazes de mitigar aspectos e impactos ambientais em todos os setores (IPCC, 2014). Adicionalmente, o uso de metodologias que sejam capazes de mensurar e avaliar impactos ambientais, se mostra como alternativa funcional para tornar os sistemas produtivos mais eficientes, de modo que seja possível reduzir a sua pegada ecológica (IBICT, 2018).

Nesse contexto, este estudo objetivou avaliar os impactos ambientais, através da abordagem de Avaliação do Ciclo de Vida, da produção de 1 kg de forragem produzida para alimentar caprinos e

ovinos, em três tipos de sistemas de produção: um com produção de forragem em sequeiro sem uso do esterco caprino e ovino como adubo, outro com produção de forragem em sequeiro e com uso do esterco como adubo, e outro com produção de forragem irrigada e como uso do esterco caprino e ovino como adubo.

## Metodologia

### Área de estudo

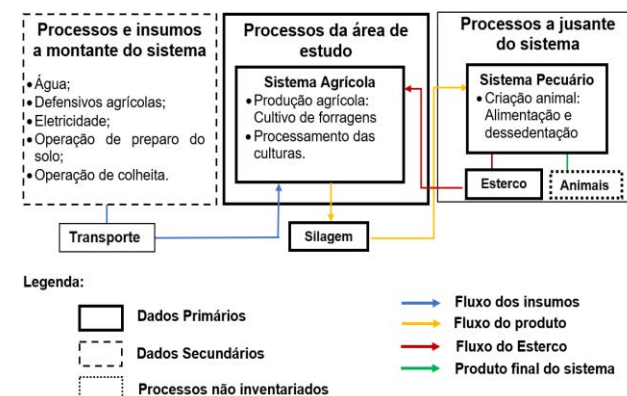
Os dados foram coletados em propriedades que representavam os sistemas modelados, as quais estavam localizadas nos municípios: Casa Nova, Curaçá, Juazeiro, Remanso e Uauá, no estado da Bahia, trecho do Submédio São Francisco. Nesses municípios foram identificadas dez propriedades, as quais foram agrupadas de acordo com características em comum em três grupos:

1. Sistema Sequeiro sem Adubação (SSSA): Propriedades dependentes de chuva que não utilizam o esterco caprino/ovino como adubo orgânico no cultivo de forragens.
2. Sistema Sequeiro com Adubação (SSCA): Propriedades dependentes das chuvas e que utilizam o esterco caprino/ovino como adubo orgânico no cultivo de forragens.
3. Sistema Irrigado com Adubação (SICA): Propriedades que cultivam forragens irrigadas e utilizam o esterco caprino/ovino como adubo orgânico

### Processo de produção de forragem

A produção de forragem é um processo da ovinocaprinocultura (Figura 1) que tem como finalidade fornecer alimento para os animais no período em que a vegetação nativa (Caatinga) não oferece suporte alimentar aos rebanhos locais.

Figura 1: Sistema de produção de forragem



### Avaliação do ciclo de vida

O estudo foi desenvolvido utilizando a avaliação do ciclo de vida segundo as normas ISO 14040 e 14044 (2006), com foco em sete categorias de impacto, sendo elas: Mudança Climática (MC), Toxicidade Humana - Não câncer (THNC), Toxicidade Humana - Câncer (THC), Acidificação (AC), Eutrofização de Água Doce (EAD), Ecotoxicidade em Água Doce (EcoAD) e Escassez Hídrica (EH). Com exceção da escassez hídrica, que foi avaliada pelo método AWARE (Boulay *et al.* 2018), as demais categorias foram avaliadas pelo método ILCD-Midpoint (International Reference Life Cycle Data System) (European Commission, 2011).

A fronteira do estudo é do berço ao portão e abrange os processos a montante e os processos da área de estudo. Nos processos a montante estão inclusos a produção e transporte de insumos para o cultivo de forragens. As atividades de preparo do solo, plantio, irrigação, adubação e controle fitossanitário (processos da área de estudo) foram consideradas no trabalho. O transporte da forragem para o sistema pecuário, bem como seu uso (processos a jusante do sistema) não foram considerados neste estudo. O software SimaPro (versão 9.0.0.35) foi utilizado para a simulação dos impactos no ciclo de vida.

### Coleta de dados

Para a realização da coleta de dados, o processo produtivo considerado no estudo foi a produção agrícola de capim-elefante, leucena, milho, palma e sorgo. Os dados primários foram obtidos no período de dezembro de 2018 a novembro de 2019. Informações referentes aos processos de produção agrícola e os insumos utilizados (água, defensivos agrícola, sementes e energia), bem como, as saídas, foram obtidos através de entrevistas junto aos proprietários, utilizando como referência um ano médio. Os dados secundários (produção dos insumos) foram obtidos na base de dados Ecoinvent 3.0.7 (Frischknecht et al. 2005).

## Resultados e Discussão

### Inventário

Na Tabela 1 encontram-se os inventários dos três sistemas médios com os quantitativos necessários para atender a produção de 1 quilograma de silagem, bem como todas as saídas (emissões) geradas no processo.

**Tabela 1: Inventário da produção de 1kg de silagem**

Inventário	Un.	SICA	SSCA	SSSA
<b>ENTRADAS</b>				
Área	ha	1,68E-05	7,10E-05	2,06E-04
Água	m <sup>3</sup>	7,48E-02	0,00E+00	0,00E+00
Energia elétrica	kWh	2,66E-03	0,00E+00	0,00E+00
Defensivos agrícolas	kg	4,21E-07	0,00E+00	0,00E+00
Esterco	kg	6,64E-01	8,59E-01	0,00E+00
<i>Operações agrícolas</i>				
Gradagem	ha	2,05E-05	4,19E-05	0,00E+00
Colheita	ha	5,04E-05	1,04E-04	2,06E-04
<b>SAÍDAS</b>				
<i>Produto</i>				
Silagem	kg	1,00	1,00	1,00
<i>Emissões para o ar</i>				
Amônia	kg	4,44E-04	5,49E-04	1,30E-03
Óxido Nitroso	kg	9,20E-06	1,14E-05	2,70E-05
Óxidos de nitrogênio	kg	2,69E-05	3,33E-05	7,91E-05
<i>Emissões para a água</i>				
Nitrato	kg	1,16E-04	2,11E-03	1,40E-02
Fosfato	kg	3,56E-05	1,54E-04	1,11E-04
<i>Emissões para o solo</i>				
Pesticidas	kg	4,21E-07	0,00E+00	0,00E+00
<i>Emissões da Mudança no uso da terra (MUT)</i>				
Área agrícola	kg CO <sub>2</sub> eq	7,64E-02	2,99E-01	1,09E+00

A análise prévia das informações de entrada no inventário, indica que o sistema sequeiro sem adubação demandou maior área agrícola para atender a unidade funcional. O sistema irrigado

com adubação destacou-se no consumo de água, energia e defensivos agrícolas, os quais são ausentes nos outros dois sistemas.

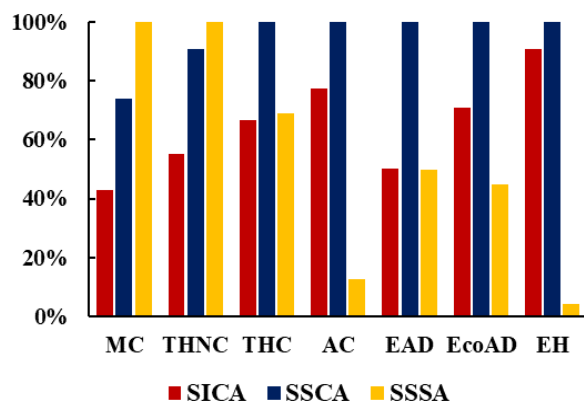
No que se refere às saídas, observa-se que o SSSA apresenta as maiores emissões de amônia, óxido nitroso e óxidos de nitrogênio para o ar, e nitrato para a água, em função da sua menor produtividade por hectare. O SSCA apresenta as maiores emissões de fosfato para água. Já o SICA destaca-se com as maiores emissões de pesticidas para o solo, associadas ao uso de defensivos agrícolas.

Quanto às emissões da mudança no uso da terra, o SSSA apresenta a maior emissão de CO<sub>2</sub>eq, cerca de 1 kg CO<sub>2</sub>eq / kg silagem, seguido pelo SSCA, com 0,3 kg CO<sub>2</sub>eq. Já o SICA possui a menor emissão, 0,08 kg CO<sub>2</sub>eq / kg de silagem. Essas diferenças ocorrem devido a quantidade de carbono estocado pelas culturas agrícolas que substituem a vegetação nativa, que por sua vez depende do tipo (anuais, permanentes ou pastagem) e da produtividade total do sistema.

### Avaliação de impactos ambientais

Analisando os resultados da avaliação de impactos para as sete categorias avaliadas, observa-se o SSCA apresenta maior impacto em cinco categorias (toxicidade humana – câncer, acidificação, eutrofização em água doce, ecotoxicidade em água doce e escassez hídrica). O SSSA foi maior em duas (mudança climática e toxicidade humana - não câncer) (Figura 2)

**Figura 2: Impacto ambiental dos sistemas em estudo sobre as categorias avaliadas**



\*Nota: O sistema que apresentou o maior valor de impacto na respectiva categoria foi definido como 100% e o percentual de impacto atribuído aos outros sistemas foi obtido a partir da expressividade do quantitativo em relação ao maior valor.

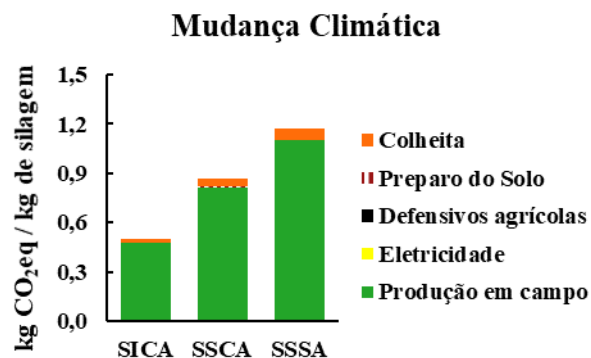
### Mudança Climática

Na categoria Mudança Climática, o SSSA apresentou impacto ambiental significativamente maior em relação aos outros dois sistemas, emitindo  $1,17E-00$  kg CO<sub>2</sub>eq / kg de silagem, contra  $8,63E-01$  e  $5,05E-01$  kg CO<sub>2</sub>eq / kg de silagem, no SSCA e SICA, respectivamente. Entre os principais processos contribuintes destacam-se a produção em campo e a colheita (Figura 3).

Na etapa da produção em campo, no SSSA destaca-se emissões da mudança no uso da terra (MUT) de vegetação nativa para área agrícola (99%) e do cultivo agrícola (1%) com emissões de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) decorrentes do nitrogênio (N) contido no solo e nos resíduos das culturas. No SSCA, 51% das emissões são decorrentes da

MUT, 38% do processo de produção do esterco caprino e ovino e 11% do N do solo e dos resíduos das culturas. No SICA, as emissões de MUT, da produção do esterco caprino e do N contido no solo e nos resíduos culturas, respondem, respectivamente, por 51, 35 e 14% das emissões na etapa.

**Figura 3: Processos mais impactantes sobre a mudança climática**



O maior impacto observado na categoria ocorre devido à perda do carbono estocado na biomassa da vegetação nativa, que é removido pela colheita, queima ou decomposição da biomassa. Nesse caso, o carbono estocado pelas culturas que substituem a vegetação nativa não é suficiente para reduzir o impacto nas mudanças climáticas (Nemecek *et al.* 2015).

### Toxicidade humana (Não câncer e Câncer)

O impacto do SSSA sobre a toxicidade humana – não câncer foi significativamente maior em relação aos outros sistemas. O maior impacto na categoria é relacionado à etapa da colheita,

responsável por 100% das emissões no SSSA, 77%, no SSSA e 71%, no SICA. Nessa etapa ocorre emissão de substâncias para os diversos compartimentos ambientais: o solo, a água e o ar. A principal substância emitida é o zinco, proveniente da produção dos metais que compõem o maquinário utilizado para realizar a colheita. A referida justificativa estende-se às operações de preparo do solo, a qual contribui com 2% dos impactos no SSCA e SICA, sendo ausente no SSSA. A menor contribuição dessa etapa associa-se ao reduzido número de operações anuais de preparo do solo, em média uma a duas vezes ao ano, na área do milho e o sorgo, enquanto que a colheita ocorre três vezes ao ano no SICA, e uma vez no SSCA e SSSA. A produção em campo impacta em 21% no SSCA e 27% no SICA, esse impacto ocorre em função da carga ambiental agregada aos insumos utilizados para produzir o esterco, entre eles o bagaço da cana-de-açúcar, milho em grão e o farelo de trigo, que são suplementos alimentares dos caprinos e ovinos, essa etapa não impacta o SSSA, pois o cultivo de forragens é sem adubação.

Na toxicidade humana – câncer o SSCA apresentou impacto significativamente maior em relação ao impacto do SSSA, e quando comparado ao SICA não houve diferença significativa. Assim como na toxicidade humana - não câncer, a produção em campo, a colheita e o preparo do solo foram os processos que mais impactaram na categoria. A colheita é responsável por 100% ( $6,78E-09$  CTUh / kg de

silagem) das emissões impactantes do SSSA, 48% (4,72E-09 CTUh / kg de silagem) no SSCA e 41% (2,67E-09 CTUh / kg de silagem) no SICA. Os insumos associados à produção do esterco contribuem com 49% (4,79E-09 CTUh / kg de silagem) no SSCA e 56% (3,71E-09 CTUh / kg de silagem) no SICA. A operação de preparo do solo colabora com 3% das emissões totais, respectivamente, 3,29E-10 e 1,87E-10 no SSSA e SICA, sendo uma etapa ausente no SSSA. Os impactos nesta categoria recebem influência de processos que envolvem diferentes etapas e utilizam diversas substâncias químicas. Como resultado, ocorrem emissões de compostos químicos como o cromo, níquel e o arsênico, os quais contribuem em 97% a 98% dos impactos e oferecem risco à saúde humana devido ao seu grande potencial cancerígeno.

### Acidificação

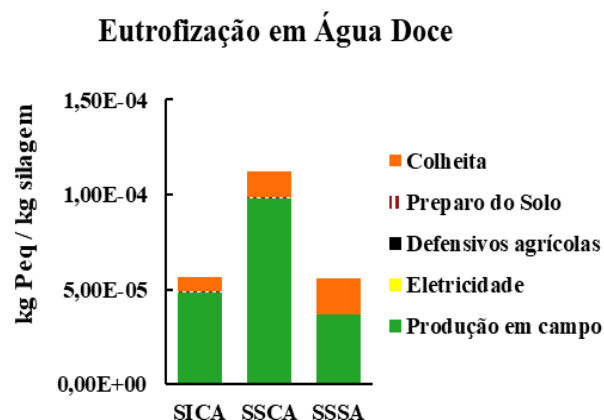
Na acidificação o impacto do SSCA foi significativamente maior em relação aos outros sistemas, 3,66E-02 molc H<sup>+</sup>eq / kg de silagem, contra 2,83E-02 e 6,61E-03 molc H<sup>+</sup>eq / kg de silagem no SICA e SSSA, respectivamente. A etapa mais impactante é a produção em campo, sendo a amônia o principal agente contribuidor, responsável por 85% do impacto do SSSA e 95% do SSCA e SICA. A maior contribuição atribuído ao SSCA ocorre em função da maior quantidade de esterco caprino ovino necessário para atender a unidade funcional, como consequência disso ocorre maiores emissões de amônia para o ar. No SSSA essa também é uma

etapa ausente, razão pela qual o sistema apresenta as menores emissões na categoria.

### Eutrofização em água doce

O impacto sobre a eutrofização de águas doces foi significativamente maior no SSCA, cerca de 1,12E-04 kg Peq / kg de silagem, contra 5,65E-05 kg Peq / kg de silagem no SICA e 5,60E-05 kg Peq / kg de silagem no SSSA (Figura 4). O principal agravante é emissão de fósforo lixiviado para as águas superficiais através da erosão hídrica. Nesta etapa as emissões de fósforo são influenciadas pelo do tipo de cultura, manejo do solo e pelas práticas anti-erosão. Contudo, as maiores emissões atribuídas ao SSCA são justificadas pelo manejo do solo com máquinas agrícolas, que resulta em maiores emissões, sendo uma etapa ausente no SSSA, e embora exista no SICA, o impacto se distribui em função da maior produtividade do sistema.

**Figura 4: Processos mais impactantes sobre a eutrofização em água doce**



### Ecotoxicidade em Água Doce

Nesta categoria o maior impacto foi do SSCA, 1,83 CTUe / kg de silagem, seguido pelo SICA, 1,29 CTUe / kg de silagem e pelo SSSA com 0,87 CTUe / kg de silagem. As etapas com contribuição mais expressiva foram a produção em campo e da colheita. Os impactos sobre a ecotoxicidade em água doce ocorrem em função das emissões de cobre e zinco, associados aos insumos para a produção do esterco e da colheita.

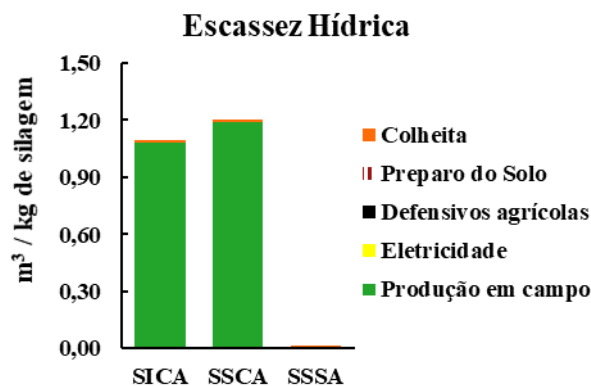
Durante o processo de fabricação dos insumos observa-se a emissão de diversas substâncias, como os metais pesados (cobre, zinco, cromo e níquel) que contribuem de 49 a 89% com os impactos da etapa, e vanádio, utilizado no processo de produção dos insumos, como o clorpirifós, atrazina e o profenofós, herbicidas utilizados nas plantações de algodão, cana-de-açúcar, milho, soja e trigo (insumos da produção do esterco caprino e ovino), os quais contribuem de 31 a 40% com os impactos na etapa.

### Escassez Hídrica

O impacto sobre o uso da água foi maior no sistema sequeiro sem adubação, 1,2 m<sup>3</sup>/ kg de silagem. Embora esse sistema não tenha cultivos irrigados, o maior impacto deve-se ao uso indireto da água agregada ao processo de fabricação dos insumos em associação com a produtividade por hectare, cerca de 14t/ha/ano. O SICA impacta em 1,1 m<sup>3</sup>/kg de silagem e produz, cerca de, 60 t/ha/ano. Já o SSSA, apesar de apresentar a menor produtividade entre os sistemas, 5 t/ha/ano, o uso de insumos e

processos como a colheita e o preparo do solo, é reduzido ou ausente, implicando no baixo impacto, cerca de, 0,01 m<sup>3</sup>/kg de silagem. No SSCA e SICA a etapa com maior contribuição foi a produção em campo, 99% do impacto. No SSSA o impacto está totalmente relacionado à operação de colheita (Figura 5).

**Figura 5: Processos mais impactantes sobre a escassez hídrica**



## Conclusão

De acordo com o estudo desenvolvido neste trabalho, o sistema irrigado é o sistema menos impactante ambientalmente. A produtividade é o principal fator de influência na redução da pegada ambiental desse sistema, que se difere dos demais pelo uso da água no cultivo de forragens. Uma alternativa para reduzir o impacto nas categorias, seria intensificar o cultivo de espécies forrageiras adaptadas às condições semiáridas, que necessitem de manejo simples e demandem poucos insumos, como exemplo a Palma (*Opuntia ficus indica*), que

entre as espécies cultivadas, foi a que apresentou o melhor desempenho na produtividade anual e a menor demanda por insumos e operações de preparo do solo.

Assim, de acordo com os resultados gerados neste trabalho, uma maior produtividade e eficiência no uso dos recursos pelos sistemas de produção pode ser uma ferramenta promissora para mitigar os impactos ambientais em todas as categorias.

## Agradecimentos

De antemão, agradecemos a todos os revisores dos artigos do GCV 2020.

## Referências bibliográficas

- AQUINO, R.S de; LEMOS, C.G de; ALENCAR, C. A; SILVA, E.G. Da S.; LIMA, R. Da S.; GOMES, J.A.F; SILVA, A.F. da. A realidade da caprinocultura e ovinocultura no semiárido brasileiro: um retrato do sertão do Araripe, Pernambuco. DOI: <https://doi.org/10.22256/pubvet.v10n4.271-281>
- BATISTA, N. L; SOUZA, B. B. DE. Caprinovinocultura no Semiárido brasileiro: fatores limitantes e ações de mitigação. *Revista Agropecuária Científica no Semiárido*, v11, n. 12, p. 1 – 9, 2015.
- BOULAY, A. M.; BARE, J.; BENINI, L.; BERGER, M.; LATHUILLIÈRE, M.J.; MANZARDO, A.; MARGNI, M.; MOTOSHITA, M.; NÚÑEZ, M.; PASTOR, A.V.; RIDOUTT, B.; OKI, T.; WORB, S.; PFISTER, S. (2018). The WULCA consensus characterization model for water scarcity footprints: assessing impacts of water consumption based on available water remaining (AWARE). DOI: <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1333-8>
- FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations. *Live animals*. 2016. Disponível em: <<http://www.fao.org>>.
- IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Produção da Pecuária Municipal 2017*. Rio de Janeiro, 2019.
- IBICT – INSTITUTO BRASILEIRO DE INFORMAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA. *Avaliação do ciclo de vida: Pensamento do ciclo de vida*. LAMB, C. M. S. R. Brasília, DF. 2018.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. FIELD, C.B. *et al.* (Org.). Cambridge, 2014, 1132 p.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). ISO 14040:2006- *Environmental management, Life cycle assessment, Principles and framework*. Geneva: ISO, 2006.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). ISO 14044:2006- *Environmental management - Life cycle assessment - requirements and guidelines*. Geneva: ISO, 2006.

EC- JRC - JOINT RESEARCH CENTRE OF THE EUROPEAN COMMISSION (2011). Framework and Requirements for LCIA Models and indicators. *ILCD Handbook- INTERNACIONAL REFERENCE LIFE CYCLE DATA SYSTEM*.

MEKONNEN, M.M; HOEKSTRA, A.Y. A Global Assessment of the Water Footprint of Farm Animal Products. *Ecosystems*, n.15, p. 401–415, 2012.: DOI: [doi.org/10.1007/s10021-011-9517-8](https://doi.org/10.1007/s10021-011-9517-8)

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

PEQUENO, I. D. Influência das variáveis meteorológicas, modelagem e cenários climáticos da produção de leite de cabras no Nordeste do Brasil. 2013. *Dissertação* (Mestrado em Engenharia Agrícola), UNIVASF, Petrolina, PE, 82 p.

RIET-CORREA, B.; SIMÕES, S.V.D.; PEREIRA FILHO, J.M.; AZEVEDO, S.S.; MELO, D.B.; BATISTA, J.A.; MIRANDA NETO, E.G.; RIETCORREA, F. Sistemas produtivos de caprinocultura leiteira no semiárido paraibano: caracterização, principais limitantes e avaliação de estratégias de intervenção. *Pesquisa Veterinária Brasileira*, v.33, n.3, p.345-352, 2013.



## **Impactos da Política Nacional de Biocombustíveis nos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS)**

Marília I.S. Folegatti <sup>1</sup>

Marcelo A. B. Morandi <sup>1</sup>

Nilza Patrícia Ramos <sup>1</sup>

Anna Letícia M. T. Pighinelli <sup>1</sup>

Renan Milagres Novaes <sup>1</sup>

<sup>1</sup>Embrapa Meio Ambiente  
marilia.folegatti@embrapa.br

### **Resumo**

O *RenovaBio* reconhece a contribuição dos biocombustíveis para a segurança energética e para a redução de emissões de gases de efeito estufa (GEE) no país. O programa busca promover a expansão da produção de biocombustíveis em moldes sustentáveis, visando contribuir para o cumprimento das Contribuições Nacionalmente Determinadas assumidas pelo Brasil, derivadas do Acordo de Paris. Os principais instrumentos do programa são a certificação da produção de biocombustíveis e a emissão de créditos de descarbonização. O processo de certificação se pauta no cálculo da Nota de Eficiência Energético-Ambiental, baseada na diferença entre a pegada de carbono do biocombustível e do seu combustível fóssil de referência. Este cálculo é feito utilizando a *RenovaCalc*, ferramenta sensível aos principais parâmetros de produção e que permite distinguir o investimento na melhoria do desempenho dos processos agrícolas e industriais, além de orientar adequações no processo produtivo que reduzam as emissões de GEE. O *RenovaBio* inclui rotas de produção de etanol, biodiesel, biometano e bioquerosene de aviação e oferece incentivos aos biocombustíveis de segunda geração. Para ingresso no *RenovaBio* devem ser cumpridos critérios de elegibilidade, que preveem que a área de produção certificada: 1) não pode advir de desflorestamento; 2) deve estar em conformidade com o Cadastro Ambiental Rural; 3) deve estar em conformidade com os zoneamentos agroecológicos vigentes. A adoção

destes critérios direciona para a mitigação de emissões de GEE associadas à Mudança de Uso da Terra, em harmonia com políticas e protocolos agroenergéticos nacionais e internacionais. Este trabalho teve o objetivo de avaliar os potenciais impactos do *RenovaBio* nos ODS em seu primeiro decênio (2019-2029). O *RenovaBio* terá impacto direto e quantificável sobre os ODS 7 (Energia Limpa e Acessível) e 13 (Ação Contra a Mudança Global do Clima); contribuirá significativamente para o ODS 15 (Uso Sustentável do Ecossistema Terrestre); e trará benefícios indiretos para os ODS 3 e 11 (relacionados à qualidade de vida nas cidades), ODS 12 (padrões de produção e de consumo sustentáveis) e ODS 8 (geração de emprego e renda). Será um importante promotor de sustentabilidade no uso da terra, na produção agrícola e na geração de energia no Brasil.

**Palavras-chaves:** *RenovaBio*, ODS, Sustentabilidade, Pegada de Carbono, Avaliação de Ciclo de Vida.

### **O contexto da emergência climática e os acordos internacionais**

A humanidade tem o desafio de controlar o aquecimento global antropogênico, gerado, em grande parte, pelo uso de fontes fósseis de energia e suas emissões de dióxido de carbono e outros gases do efeito estufa.

Desde a era pré-industrial, a temperatura da Terra subiu, em média, 1,0 °C, e se pretende limitar esse aumento a 1,5 °C ou, no máximo, 2,0 °C. Se nada for feito, este aumento pode ser superior a 4 °C, com consequências que podem ser catastróficas em boa parte do planeta, e especialmente nos ambientes tropicais.

Desde a COP 15 (Conferência das Nações Unidas sobre as Mudanças Climáticas) ocorrida em 2009, o Brasil assumiu o compromisso por ações voluntárias de redução das emissões de gases de efeito estufa.

Esses compromissos voluntários deram origem à Política Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC, Lei n.º 12.187, de 29 de dezembro de 2009) que, entre outras medidas, inclui a redução do desmatamento, a adoção de práticas sustentáveis na agricultura, a ampliação da oferta energética renovável de diferentes matrizes (hidráulica, solar, eólica) e o aumento do uso de biocombustíveis, em substituição aos combustíveis fósseis.

Com a entrada em vigor do Acordo de Paris (COP 21, em 2015), novos compromissos foram assumidos, na forma das chamadas Contribuições Nacionalmente Determinadas (NDC, na sigla em inglês). Pelo acordo, o qual entrou em vigor no plano internacional em 4 de novembro de 2016, o Brasil assumiu o compromisso de implantar ações e medidas que apoiem o cumprimento da meta estabelecida nas suas NDC: a meta brasileira é de redução de 37% até 2025 das emissões de gases de efeito estufa em relação aos níveis de 2005, com indicativo de redução de 43% até 2030 (Brasil, 2015).

Neste mesmo ano de 2015, a Organização das Nações Unidas (ONU) estabeleceu os 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) (Figura 1), que compõem uma agenda

mundial para a construção e implementação de políticas públicas que visam guiar a humanidade até 2030 (ONU, 2015).



Figura 1. Objetivos do Desenvolvimento Sustentável. Fonte: Organização das Nações Unidas (ONU).

A agenda contempla um plano de ação internacional para o alcance dos 17 ODS, desdobrados em 169 metas, que abordam diversos temas fundamentais para o desenvolvimento humano, em cinco perspectivas: pessoas, planeta, prosperidade, parceria e paz. Essas metas determinarão o curso global de ação para acabar com a pobreza, promover a prosperidade e o bem-estar para todos, proteger o meio ambiente e enfrentar as mudanças climáticas.

**Política Nacional de Biocombustíveis - RenovaBio**

A matriz energética brasileira já contempla importante participação de energias renováveis, entretanto, para o cumprimento das metas assumidas, há clara necessidade de uma efetiva

transição para economia de baixo carbono no setor de transportes, reduzindo as emissões devido à queima de combustíveis fósseis.

Nesse contexto, surge o RenovaBio – Política Nacional de Biocombustíveis, instituída pela Lei 13.576 de 26 de dezembro de 2017.

O RenovaBio é uma política de Estado que objetiva traçar uma estratégia conjunta para reconhecer a importância de todos os tipos de biocombustíveis na matriz energética brasileira, tanto para a segurança energética quanto para a redução de emissões de gases causadores do efeito estufa.

Os objetivos da Política incluem:

- Fornecer uma importante contribuição para o cumprimento dos Compromissos Nacionalmente Determinados pelo Brasil no âmbito do Acordo de Paris;
- Promover a adequada expansão dos biocombustíveis na matriz energética, com ênfase na regularidade do abastecimento de combustíveis; e
- Assegurar previsibilidade para o mercado de combustíveis, induzindo ganhos de eficiência energética e redução de emissões de gases causadores do efeito estufa na produção, comercialização e uso de biocombustíveis.

O RenovaBio é desenhado para introduzir mecanismos de mercado que reconheçam a capacidade de cada biocombustível para reduzir

emissões em seu ciclo de vida, individualmente, por unidade produtora.

Os principais instrumentos do programa são o estabelecimento das metas nacionais de redução das emissões, a certificação da produção e a emissão dos créditos de descarbonização (CBios).

**Metas nacionais de redução de emissões**

As metas nacionais de redução de emissões para a matriz de combustíveis foram estabelecidas pelo Conselho Nacional de Política Energética (CNPE) para um período de 10 anos. A meta prevê para 2029 uma redução de 11% em relação ao valor de referência de 74,25 gCO<sub>2</sub>eq/MJ, que corresponde à intensidade de carbono média da matriz nacional de combustíveis em 2017 (Figura 2) (MME, 2018).



Figura 2. Meta de redução da intensidade de carbono (IC) na matriz veicular e geração de créditos de descarbonização (CBios) correspondente. Fonte: CNPE. Elaboração própria.

As metas são importantes para trazer previsibilidade, em termos de necessidade volumétrica de combustíveis (fósseis e renováveis) nesse horizonte temporal, e assim permitir que os agentes privados façam seus planejamentos e análises de investimento em um ambiente com menos incerteza.

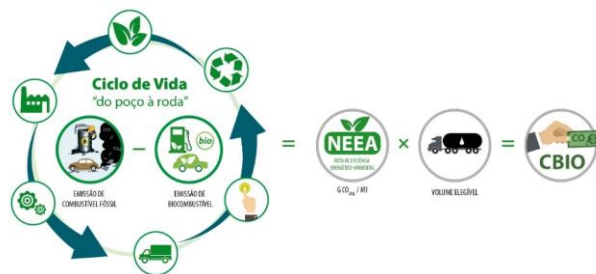
As metas nacionais são desdobradas em metas individuais, anualmente, compulsórias para todos os distribuidores de combustíveis, conforme sua participação no mercado de combustíveis fósseis.

### ***Nota de Eficiência Energético-Ambiental e Créditos de Descarbonização***

O segundo instrumento do RenovaBio é a Certificação da produção de biocombustíveis, por firmas inspetoras privadas, credenciadas pela Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP) para esse fim.

O processo de certificação da produção está pautado no cálculo das Notas de Eficiência Energético-Ambiental (NEEA), que levam em consideração as emissões de GEE ao longo do ciclo de vida do biocombustível em relação ao seu combustível fóssil de referência, por produtor, operacionalizadas por meio da RenovaCalc. A nota refletirá a contribuição individual de cada agente produtor para a mitigação de uma quantidade específica de gases de efeito estufa, em relação ao seu substituto fóssil. A associação das NEEA com o volume do biocombustível permite a emissão dos créditos de descarbonização (CBios) (Figura 3). Cada

CBio corresponde a uma tonelada de CO<sub>2</sub>eq evitada.



**Figura 3. Etapas para obtenção da Nota de Eficiência Energético-Ambiental e geração de CBios.**

### ***Critérios de elegibilidade e o uso sustentável da terra***

O RenovaBio inclui todas as matrizes de produção de etanol (cana-de-açúcar, milho e material lignocelulósico – 2G), biodiesel (soja e outras oleaginosas, sebo bovino e outros óleos residuais), biometano (vinhaça, dejetos animais e outros resíduos agroindustriais e urbanos) e biocombustível de aviação. O Programa cria um incentivo para o aproveitamento de biomassa residual para a produção de biocombustíveis e também promove a melhoria do ambiente de produção e o uso mais eficiente de insumos, fundamentais para o bom desempenho das cadeias produtivas e geração de CBios.

Para ingressarem no RenovaBio e terem direito aos CBio, os produtores de biocombustíveis terão de cumprir três critérios de elegibilidade, que dizem respeito ao uso sustentável da terra: 1. toda a produção certificada deve ser oriunda de área sem desmatamento após a data de Resolução

ANP 758, de 23 de novembro de 2018; 2. toda a área de produção de biomassa deve estar em conformidade com o Cadastro Ambiental Rural (CAR); 3. as áreas de produção de cana-de-açúcar e palma devem estar em conformidade com os respectivos zoneamentos agroecológicos vigentes.

A adoção destes critérios direciona para uma estratégia com reconhecido potencial de mitigação de emissões de GEE associadas à MUT, baixo nível de complexidade para implementação na primeira fase do programa, baixo custo de certificação, forte embasamento técnico-científico, sinergia com políticas e programas de uso da terra nacionais e internacionais, e capacidade de cumprimento e assimilação pelo setor produtivo.

### ***Implementação do RenovaBio e perspectivas do seu avanço***

No corrente ano de 2020 ocorrerá o primeiro ciclo completo do RenovaBio, com o cumprimento das primeiras metas anuais de redução de emissões, pela emissão de CBios pelas unidades produtoras de biocombustíveis certificadas.

Segundo dados da ANP (atualizados até 04/03/2020), 42 unidades produtoras de etanol e biodiesel já obtiveram certificação no programa. Havia em curso até essa data mais 196 processos administrativos de certificação no programa, totalizando a adesão de 238 usinas, distribuídas em 18 estados da Federação (Figura 4). Esses números indicam que a projeção de adesão dos



confinada). Adiciona-se, ainda, um montante considerável que pode ser obtido por meio dos resíduos sólidos urbanos e esgoto.

Como consequência do aumento da participação dos biocombustíveis na matriz de transportes para o cumprimento das metas do RenovaBio, projeta-se uma emissão evitada de mais de 680 milhões de toneladas de CO<sub>2</sub>eq até 2029. Dessa forma, o programa contribuirá significativamente para o ODS 13 (Ação Contra a Mudança Global do Clima).

Verifica-se também importante contribuição para o ODS 15 (Uso Sustentável do Ecossistema Terrestre). Em meados dos anos 2000, quando as primeiras políticas internacionais para produção de biocombustíveis começaram a ser elaboradas, houve grande mobilização na comunidade científica para investigar que impactos elas teriam nas mudanças de uso da terra (MUT) – termo técnico para designar todas as alterações no uso da terra, incluindo desmatamento para uso agrícola – ao redor do globo. Diversas publicações científicas alertaram para o risco de aumento de emissões e, a partir de então, a consideração das MUT se tornou indispensável em políticas energéticas. Com isso, a pressão mundial para evitar que o desmatamento aconteça em decorrência da produção de biocombustíveis se tornou imensa. No RenovaBio, o risco de aumento do desmatamento é tratado por meio de gestão de risco, com base no cumprimento dos critérios de elegibilidade, que restringem qualquer biomassa para fins de produção de biocombustíveis

provenientes de áreas com supressão de vegetação nativa. Dessa forma, o programa será um importante vetor para promoção do uso sustentável da terra para produção de biocombustíveis e assegurará a manutenção da posição de destaque do Brasil na promoção da agricultura e matriz energética sustentáveis.

É reconhecido que a adição de etanol à gasolina e biodiesel ao diesel fóssil contribui significativamente para a redução de poluentes urbanos devido ao transporte veicular nas grandes cidades. Saldiva et al. (2014) estimaram que o consumo de biocombustível nas oito principais regiões metropolitanas do Brasil é responsável pela redução de quase 1.400 mortes e mais de 9.000 internações anuais, totalizando uma economia da ordem de R\$ 430 milhões por ano para o sistema de saúde pública e privada, decorrentes de problemas respiratórios e cardiovasculares associados ao uso de combustíveis fósseis. Dessa forma, o RenovaBio trará benefícios indiretos para os ODS 3 e 11 (relacionados à qualidade de vida nas cidades).

O programa também trará contribuição ao ODS 12 (padrões de produção e de consumo sustentáveis), uma vez que premia o ganho de eficiência em todo o ciclo de produção dos biocombustíveis, especialmente no uso de insumos durante a fase agrícola de produção de biomassa energética.

Por fim, a expectativa de aumento de demanda de biocombustíveis trará investimentos na construção e ampliação de plantas industriais de

biocombustíveis, como projetado nos cenários de expansão de energia no Brasil (EPE, 2020), além da criação de um novo mercado de carbono com base nos CBios, contribuindo para o ODS 8 (geração de emprego e renda) em diferentes setores da economia.



## Conclusões

O RenovaBio reconhecerá a contribuição dos biocombustíveis para a segurança energética e a redução de emissões de gases do efeito estufa, valorizando as externalidades ambientais geradas pela produção eficiente e pelo uso de tais produtos em substituição aos fósseis.

Os potenciais impactos do RenovaBio nos ODS em seu primeiro decênio (2019-2029) identificados neste estudo estão resumidos na Tabela 1.

Trata-se de uma política pública que une os aspectos econômicos e ambientais dos biocombustíveis, promovendo a sustentabilidade no uso da terra, na produção agrícola e na geração de energia e a descarbonização da matriz de transporte brasileira, permitindo ao país ser exemplo de inovação e sustentabilidade na corrida pela transição energética que acontece no mundo hoje.

Tabela 1. Impactos potenciais do RenovaBio nos ODS no decênio 2019-2029.

<i>ODS</i>	<i>Impacto esperado</i>	<i>Descrição</i>
 7 ENERGIA LIMPA E ACESSÍVEL	Energia Limpa e Acessível	Direto e quantificável
 13 AÇÃO CONTRA A MUDANÇA GLOBAL DO CLIMA	Ação Contra a Mudança Global do Clima	Direto e quantificável
 15 VIDA TERRESTRE	Uso Sustentável do Ecossistema Terrestre	Contribuição significativa para redução de Mudança de Uso da Terra (MUT)
 3 SAÚDE E BEM-ESTAR	Saúde e Bem Estar	Contribuição para fatores relacionados à qualidade de vida nas cidades
 11 CIDADES E COMUNIDADES SUSTENTÁVEIS	Cidades e Comunidades Sustentáveis	
 12 CONSUMO E PRODUÇÃO RESPONSÁVEIS	Padrões de produção e de consumo sustentáveis	Incentivo ao ganho de eficiência na produção e uso de insumos
 8 TRABALHO DECENTE E CRESCIMENTO ECONÔMICO	Trabalho Decente e Crescimento Econômico	Geração de emprego e renda

## Agradecimentos

Os autores agradecem ao Ministério de Minas e Energia e à Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis, pelo compartilhamento de informações relativas à legislação do RenovaBio.

## Referências bibliográficas

- ANP/Renovabio. Disponível em: <http://www.anp.gov.br/producao-de-biocombustiveis/renovabio?view=default>. Acesso em: 05/03/2020.
- Brasil. NDC. 2015. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/clima/ndc-do-brasil.html>. Acesso em: 25/02/2020.
- EPE. Plano Decenal de Expansão de Energia 2029 / Ministério de Minas e Energia. Empresa de Pesquisa Energética. Brasília: MME/EPE, 2020
- MME/RenovaBio. Disponível em: <http://www.mme.gov.br/web/guest/secretarias/petroleo-gas-natural-e-biocombustiveis/acoes-e-programas/programas/renovabio>. Acesso em: 02/03/2020.
- ONU Brasil. 17 Objetivos para transformar nosso mundo. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/pos2015/>. Acesso em: 03/03/2020.
- Saldiva, P. et al. Combustíveis para frota leve: cenários de mudança no perfil de consumo etanol/ gasolina e impacto epidemiológico estimado em saúde. Mimeo. 2014.

## Avaliação do Ciclo de Vida: Desempenho Ambiental das Florestas Plantadas De *Eucalyptus* e *Pinus*

Caroline Soares da Silveira<sup>1</sup>

Flávia Regina Poyer<sup>1</sup>

Cainã Lima Costa<sup>1</sup>

Letícia de Oliveira<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Programade Pós-Graduação em Agronegócios; UFRGS  
[carolinesoaresrefl4@hotmail.com](mailto:carolinesoaresrefl4@hotmail.com); [flavispoeyer@gmail.com](mailto:flavispoeyer@gmail.com);  
[costalimaeng@gmail.com](mailto:costalimaeng@gmail.com); [leticiaoliveira@ufrgs.br](mailto:leticiaoliveira@ufrgs.br)

### Resumo

As florestas plantadas que utilizam espécies exóticas, geralmente estão inseridas em determinadas regiões, características de outros sistemas de produção, e possíveis de causar impacto ambiental. Estas florestas são cultivadas para produzir produtos necessários à sociedade, preservando as florestas nativas. Das espécies florestais consideradas exóticas em muitos países, destaca-se o *Eucalyptus* e *Pinus*. A Avaliação do Ciclo de Vida, por sua vez, consiste em uma metodologia utilizada para mensurar os impactos ambientais de atividades e processos produtivos. Analisando o contexto acima, questiona-se: Existem impactos ambientais nos cultivos florestais dessas espécies? Qual o desempenho ambiental das florestas plantadas de *Eucalyptus* e *Pinus*? Para responder estas questões, o estudo propôs-se analisar o desempenho ambiental das florestas plantadas de *Eucalyptus* e *Pinus*. Os objetivos específicos consistem em: Identificar as regiões dos plantios, os sistemas de produção florestal e as categorias de impacto ambiental nos estudos que utilizaram a Avaliação do Ciclo de Vida; identificar o impacto ambiental positivo e/ou negativo das florestas plantadas dessas espécies. A metodologia baseia-se em um estudo exploratório, na base de dados Scopus. Para analisar os resultados construiu-se um quadro catalogando as questões propostas. Posteriormente, categorizou-se os dados e aplicou-se estatística descritiva, frequência absoluta e frequência

relativa, para demonstrar os resultados e discuti-los. Para concluir, identificou-se que os sistemas florestais estiveram em maior proporção no Brasil, Portugal, EUA, Espanha, Chile, Finlândia, França e regiões da Europa, analisando sistemas de produção como o de combustível, etanol e estudos comparativos entre uso de gasolina e etanol, as operações florestais, produção de celulose e papel, produção de madeira serrada, pellets e painéis e energia/bioenergia. As categorias de impacto ambiental analisadas em maior proporção foram as emissões de GEE, potencial de aquecimento global, acidificação, ecotoxicidade e toxidade humana e o desempenho ambiental de sistemas de produção com matéria-prima florestal apresentaram, na maioria, impactos ambientais positivos, exceto quando dependente de combustíveis fósseis e fertilização nas operações florestais.

**Palavras-chaves:** Florestas Cultivadas, ACV, *Eucalyptus*, *Pinus*.

### 1 Introdução

As florestas plantadas partem de objetivos econômicos, ambientais e sociais, possuindo quatro objetivos básicos: programar uma fonte de renda de longo prazo para o produtor rural; Aumentar a oferta de madeira para fins industriais, energéticos e construção civil; Reduzir a pressão sobre as matas nativas; Capturar CO<sub>2</sub> da atmosfera, reduzindo os efeitos das mudanças climáticas (MAPA, 2018).

Conforme apresentado pela FAO (2015) a área de florestas plantadas no mundo aumentou mais de 105 milhões de hectares desde os anos de 1990. A taxa média anual aumentou em 3,6 milhões de hectares entre 1990 e 2000, atingindo um pico de 5,9 milhões de hectares por ano para o período de 2000 a 2005 e

desacelerou para 3,3 milhões de hectares, por ano, entre 2010 e 2015.

De acordo com a INDUFOR (2012) as principais espécies de florestas plantadas são do gênero *Eucalyptus* e *Pinus*, principalmente por se tratar de espécies não densas, que cobrem uma grande parte da área global de florestas, sendo de uso industrial e de uso múltiplo, caracterizando como plantios de maior representatividade. Entretanto, as florestas plantadas de *Eucalyptus* e *Pinus*, por se tratarem, na maioria dos casos, de plantios exóticos, causam impactos ambientais, sejam eles positivos, devido a sua função ecossistêmica, ou negativa, principalmente por estarem inseridas em ambientes que não são naturais do seu cultivo.

A determinação dos impactos positivos e/ou negativos resultam na análise do desempenho ambiental das florestas plantadas, que pode ser mensurada pela metodologia da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), uma ferramenta de gestão ambiental focada em produtos e serviços, considerando todas as etapas ao longo da vida de um produto. O ciclo de vida do produto, por sua vez, é todas as etapas que incluem: extração e/ou produção de matéria-prima, produção, distribuição, uso e destinação final (ENCICLO, 2019). Ademais, de acordo com González-García (2012) a ACV provou ser uma ferramenta valiosa para analisar aspectos ambientais de um produto (processo e/ou serviço) para fazer parte do processo de tomada

de decisão em direção à sustentabilidade, permitindo a identificação e implementação de oportunidades de melhorias ambientais.

Portanto, têm-se a seguinte questão de pesquisa: Existem impactos ambientais nos cultivos florestais dessas espécies? Qual o desempenho ambiental das florestas plantadas de *Eucalyptus* e *Pinus*? Para responder esta pergunta propõe-se o objetivo geral de analisar o desempenho ambiental das florestas plantadas de *Eucalyptus* e *Pinus*. Os objetivos específicos consistem em: Identificar as regiões dos plantios, os sistemas de produção florestal e as categorias de impacto ambiental nos estudos que utilizaram a Avaliação do Ciclo de Vida; e Identificar o impacto ambiental positivo e/ou negativo das florestas plantadas de *Eucalyptus* e *Pinus*.

## 2 Metodologia

Este estudo caracteriza-se como exploratório, no qual teve como objetivo analisar os impactos ambientais das florestas de *Eucalyptus* e *Pinus*. Para executar este objetivo fez-se uma revisão dos artigos que utilizaram a ACV e foram publicados na base de dados *Scopus*. Utilizou-se o seguinte algoritmo de busca: (TITLE-ABS-KEY ("life cycle assessment") OR TITLE-ABS-KEY (acv) AND TITLE-ABS-KEY (eucalyptus\*) OR TITLE-ABS-KEY (pinus)) AND (LIMIT TO (DOCTYPE , "ar")).

Depois de efetivada a busca foram encontrados 76 artigos no total, após análise dos resumos obteve-se 52 artigos no escopo proposto. Dos 76 artigos, oito estavam sem acesso, um repetido e quinze fora do escopo da pesquisa. Analisando os 52 artigos, identificou-se as regiões dos estudos, as espécies estudadas, os sistemas de produção, as categorias de impacto ambiental e os impactos positivos e/ou negativos da ACV.

A partir dos dados coletados, estruturou-se um quadro para análise de conteúdo e uso da estatística descritiva, especificamente, a frequência absoluta e frequência relativa, demonstrando os resultados, para então discutí-los. O programa utilizado para a realização da frequência absoluta e frequência relativa foi o Microsoft Excel e os resultados foram catalogados em classes, que são os grupos de resultados semelhantes entre os artigos, para a aplicação da estatística.

## 3 Resultados e Discussões

Os resultados estão organizados em duas seções principais, após a apresentação geral dos artigos. A primeira seção apresenta caracterização dos estudos, bem como as regiões que os estudos de caso foram feitos, as espécies cultivadas, os sistemas de produção e as categorias de impacto ambiental analisadas nos estudos de ACV. A segunda seção apresenta a identificação dos impactos

ambientais positivos e/ou negativos dos estudos analisados.

Dos 52 artigos que foram analisados, o primeiro foi publicado em 2002 e a maioria no ano de 2014, que foi o pico das publicações, com oito artigos. Dos periódicos acadêmicos, o *Journal of Cleaner Production* foi o que obteve o maior número de publicações, 16 artigos, seguido do *International Journal Of Life Cycle Assessment*, com sete artigos. As áreas de estudos com maior número de publicações foram: Ciência ambiental, energia, engenharia e negócio, gestão e contabilidade.

Os autores: Sara González-García, Maria Tereza Moreira e Gumersindo Feijoo, destacaram-se com o maior número de publicações sobre a temática na base de dados *Scopus*, com treze, dez e nove artigos publicados, respectivamente. Estes três autores são filiados do Departamento de Engenharia Química da Universidade de Santiago de Compostela, na Espanha.

Ademais, as Universidades com maior número de publicações foram a de Santiago de Compostela e a Universidade de Aveiro. Os países com maior número de publicações foram: Espanha, Portugal e o Brasil, com 17, 14 e sete artigos publicados, respectivamente. No Brasil, as Universidades que tem a maioria dos artigos publicados na *Scopus* são a USP, a Universidade Federal de Sergipe e a Universidade Federal do Rio de Janeiro.



Por mais que os estudos em ACV no setor florestal tenham sido publicados desde 2002, o número de artigos é considerado baixo, o que também foi observado por Klein, Wolf, Schulz e Weber-Blaschke (2015). Os autores relacionaram esta informação ao fato de que, em muitos casos, a produção florestal não é o principal objetivo do estudo, mas seus produtos subsequentes, como biomassa para combustível ou pellets, e os impactos ambientais dos processos florestais eram apenas deduzidos pela literatura.

De acordo com Klein, Wolf, Schulz e Weber-Blaschke (2015) a baixa apresentação de ACVs da produção florestal também pode ser causada pela opinião geral de que seus respectivos processos têm apenas pequenos impactos ambientais, e fornecer madeira para fins materiais ou energéticos é quase neutro em questão de balanço de carbono.

### 3.1. Caracterização dos Estudos de Caso

As regiões dos estudos de caso analisados foram: Brasil (13%), Portugal (12%), EUA (10%), Espanha (8%), Chile (6%), Finlândia (6%), França (6%), Regiões da Europa (6%), Alemanha (4%), Austrália (4%), Bélgica (2%), Colômbia (2%), Europa (2%), México (2%), Moçambique (2%), Taiwan (2%) e a Toscana (2%), além dos estudos que não especificaram a região, neste caso representaram 13% dos estudos.

Analisando as espécies identificadas, pôde-se perceber que ocorreram seis classes de espécies.

A primeira foi composta por estudos que utilizaram apenas espécies do gênero *Eucalyptus*, 48% dos casos; A segunda foi composta pelos estudos que utilizaram espécies do gênero *Pinus* (29%); A terceira foram os estudos que utilizaram tanto *Eucalyptus*, quanto *Pinus*, (8%); A quarta foi relacionada aos estudos que utilizaram espécies de *Eucalyptus* com outras espécies (8%); A quinta abrangeu os estudos que utilizaram espécies de *Pinus* com outras espécies (4%) e; A sexta foi composta por estudos que utilizaram tanto espécies de *Eucalyptus* e *Pinus* quanto outras espécies distintas (4%).

Das espécies do gênero *Eucalyptus* que foram identificadas, a maioria corresponde à *Eucalyptus globulus*. Ademais, grande parte dos estudos utiliza apenas o termo “*Eucalyptus*”, não identificando a espécie analisada. Dos estudos que utilizaram as espécies do gênero *Pinus*, apenas dois deles não identificaram a espécie, entretanto, ao contrário do *Eucalyptus*, não houve uma determinada espécie em destaque, pois àquelas identificadas variaram entre: *Pinus patula*, *Pinus oocarpa*, *Pinus pinea*, *Pinus marítimo*, *Pinus sylvestris*, *Pinus elliotti* e *Douglas-Fir*.

Os sistemas de produção significam os objetivos de cada artigo, sobretudo o que foi caracterizado e analisado utilizando a ACV. Sendo assim, os sistemas de produção foram variados, sendo categorizados em 10 classes principais, que são: produção de combustível, etanol e estudos comparativos entre uso de

gasolina e etanol (23%), análise de operações florestais (17%), produção de celulose e papel (15%), produção de madeira serrada, pellets e painéis (15%), energia/bioenergia (15%), produção de hidrogênio (4%), processo de combustão (4%), produção de bio-óleo, carvão ativado e agente ativador (2%), produção de biomassa florestal (2%) e briquetes de carvão vegetal (2%).

Os sistemas de produção com maior representatividade foi aqueles que determinavam o impacto ambiental da produção de combustível e comparavam o uso do etanol com a gasolina. Em segundo lugar foram os estudos de impactos ambientais das diversas operações que compõem a produção florestal: transporte, colheita florestal e manejo florestal, bem como os maquinários que obtiveram menor impacto ambiental para realizar cada operação. Em terceiro lugar estão os sistemas de produção, que representaram 15% dos estudos analisados, que analisaram os impactos ambientais da produção de celulose e papel, da madeira serrada, pellets e painéis de madeira e os estudos sobre produção de energia a partir de biomassa florestal, ou seja, bioenergia.

Por fim, analisou-se as categorias de impacto ambiental dos estudos identificando as variações de acordo com os sistemas de produção e os objetivos dos artigos. As categorias de impacto ambiental, segundo o IBICT (2020) relacionam e medem os fluxos de matéria e energia envolvidos no ciclo de vida de um produto, para que se possa compreender os

dados e os benefícios da fabricação e uso de um produto. O IBICT demonstra que as categorias de impactos ambientais mais comuns em estudos de ACV são: aumento do teor de acidez do solo, água e ar (acidificação); aumento dos agentes tóxicos que podem causar danos à biosfera (ecotoxicidade) ou podem causar danos à saúde humana (toxidade humana); esgotamento de recursos naturais não renováveis e o aumento dos buracos na camada de ozônio, o que também pôde ser observado neste estudo.

Nos estudos encontrados, houve artigos que analisaram dez categorias de impacto ambiental, outros analisaram apenas o potencial de aquecimento global, por exemplo. Dos 52 artigos, apenas em quatro não foi possível identificar as categorias de impacto ambiental analisadas. Dos estudos que analisaram apenas uma categoria de impacto ambiental, oito estudos, analisaram as Emissões de Gases do Efeito Estufa (GEE), o Potencial de Aquecimento Global, a Intensidade de Gases do Efeito Estufa, o Impacto do Aquecimento Global e os Impactos das Mudanças Climáticas, ou seja, todos relacionados aos impactos causados ao meio ambiente e ao clima.

### **3.2. Desempenho Ambiental em Florestas Plantadas de *Eucalyptus* e *Pinus***

Para analisar os impactos ambientais dos estudos, estipularam-se três classes: Os estudos que obtiveram tanto impactos ambientais positivos quanto negativos (58%), os que apresentaram apenas impactos positivos (21%)

e àqueles que apresentaram apenas impactos ambientais negativos (21%).

Analisando os sistemas de produção com maior representatividade, iniciando com a produção de combustível, produção de etanol e comparativo entre os dois, o uso da gasolina obteve maiores impactos negativos, indicando que o desempenho ambiental do etanol é superior, além das menores emissões de GEE. Também foi observado por González-García, Moreira e Feijoo (2012) que houve reduções em várias categorias de impacto ao mudar para combustíveis à base de etanol, excluindo a formação de oxidantes fotoquímicos, eutrofização e ecotoxicidade terrestre e marinha.

Em relação ao próximo sistema de produção mais representativo, o de operações florestais, foi analisado os impactos ambientais principalmente das etapas de manejo florestal, colheita e transporte. A colheita florestal, segundo Schweier et al., (2018) causa menos impactos ambientais se mecanizada, já a colheita manual motorizada com um sistema de corte no comprimento apresenta baixo desempenho ambiental, principalmente pelo tempo no processo de extração pelo trator agrícola equipado com equipamento florestal.

Dentre as várias etapas da produção florestal, o estudo de Sánchez-García et al., (2017) indicou o transporte por caminhão como a fase que deu a maior contribuição para as emissões totais de GEE dentro do limite mais amplo do sistema,

além de ser o segundo usuário de energia mais importante. González-García, Moreira, Dias e Mola-Yudego (2014); González-García et al., (2014a) e González-García et al., (2013) apontam que as operações de extração de madeira consomem mais energia e segundo González-García, Moreira e Feijoo (2008) com uma contribuição notável nas categorias de aquecimento global, acidificação e formação de oxidantes fotoquímicos. Já as operações silviculturais de acordo com González-García, Moreira e Feijoo (2008) deram uma contribuição importante à eutrofização, devido à aplicação de fertilizantes à base de fósforo.

Na categoria de impacto de aquecimento global, a aplicação de fertilizantes contribui com maior significância nos impactos ambientais negativos. Já em relação ao manejo, segundo Gabrielle, The, Maupu e Vial (2012) o cenário de rotação de três anos foi o que mais consome energia e GEE, que contribuem para o aquecimento global, enquanto o corte manual para rotações mais longas resultou em impactos fotoquímicos maiores em comparação com os outros cenários. No geral, o transporte e a fertilização foram os dois principais contribuintes para os impactos.

Em relação aos estudos de energia e bioenergia, quando comparado as matérias-primas para a produção de bioenergia, o *Pinus* apresentou baixos valores de impactos ambientais, e dos processos analisados, combustão e gaseificação, a combustão foi mais ecológica devido a menor quantidade de energia consumida e gases

liberados (HEIDARI, KHAKI, YOUNESI e LU, 2019). Já em relação ao estudo de Cavalett, Slettno e Cherubini (2018) que comparou sistemas de produção de bioenergia com *Eucalyptus*, as atividades que apresentaram maior impacto ambiental foram o transporte da biomassa, seguido do estabelecimento dos povoamentos e a produção dos pellets.

Quando analisado a espécie *Eucalyptus Globulus* para produção de bioenergia, a etapa que causou maior impacto ambiental foi a colheita florestal e os pontos críticos ambientais foi em relação aos processos de fertilização (MORALES et al., 2015). Na comparação entre a espécie *Eucalyptus globulus* com Álamo e Vinhedo, de acordo com González-García et al., (2014b) o uso de biomassa de álamo teve maior impacto ambiental.

Nos sistemas de produção de celulose e papel, foi realizado comparações entre produção de celulose e madeira de rotação curta, na qual a produção de *Eucalyptus* para celulose foi benéfica em quase todas as categorias de impacto ambiental, exceto para a categoria de mudanças climáticas. A razão para os maiores impactos de madeira de rotação curta é a maior necessidade de aplicação de fertilizantes (BERNSTAD SARAIVA et al., 2017).

O estudo de Da Silva Vieira, Canaveira, Simões e Domingos (2010) que comparou o *Eucalyptus globulus* com *Cannabis sativa* para a produção de papel, os maiores impactos ambientais foi na *Cannabis*, principalmente devido às etapas de

colheita e produção de celulose, pois é utilizado um número maior de operações mecânicas e maiores quantidades de fertilizantes e aditivos químicos. Ademais, quando analisado os possíveis impactos ambientais associados a todo o ciclo de vida do papel a partir de celulose de *Eucalyptus globulus*, o estágio florestal teve um papel menor nos impactos gerados. Para o sistema de produção de madeira serrada, pellets e painéis, os impactos ambientais maiores, no caso que analisa a fabricação de painéis para isolamento térmico produzido com fibras de cascas de *Eucalyptus*, foram associados ao painel com densidade superior, em função da maior massa necessária para a mesma unidade funcional, além da colheita de biomassa e a fabricação de painéis forem os estágios críticos durante todo o ciclo de vida (GARCÍA-VELÁSQUEZ e CARDONA, 2019).

No estudo de Porsö, Mate, Vinterbäck e Hansson (2016) que analisou a produção industrial de madeira de *Pinus*, as operações consideradas de maior impacto ambiental foram a colheita e o processo de fertilização. Em relação ao potencial de aquecimento global das alternativas fósseis, como carvão ou gás natural, comparadas aos pellets, mostrou que os pellets têm potencial de resfriamento da temperatura, devido ao sequestro de carbono do solo e da biomassa nos plantios de *Eucalyptus*. Nos sistemas de produção de *Pinus*, os cenários intensivos apresentaram melhor desempenho ambiental em relação ao uso de combustíveis fósseis por maquinários florestais, pois o

número de operações florestais neste cenário é reduzido. No cenário extensivo, o melhor desempenho ambiental deu-se pela ausência de fertilizantes (GONZÁLEZ-GARCÍA, 2014c).

No Brasil, onde foi concentrada a maior parte dos estudos, os setores com destaque foram os de produção de madeira serrada, pellets e painéis e produção de celulose e papel, no qual apresentaram em alguns casos apenas impactos positivos e em outros casos tanto impactos positivos quanto negativos. O fato dos estudos estarem concentrados nestes dois grandes setores pode estar relacionado com o fato de que, segundo a IBÁ (2019), estes produtos estão entre os mais produzidos no Brasil.

## Conclusões

As regiões dos estudos mais representativas foram o Brasil, Portugal, EUA, Espanha, Chile, Finlândia, França e algumas regiões da Europa. Os principais sistemas de produção identificados foram a produção de combustível, etanol e comparativo entre gasolina e etanol, as operações florestais, produção de celulose e papel, produção de madeira serrada, pellets e painéis e energia/bioenergia. Das categorias de impacto ambiental, as que foram identificadas em maior proporção foram as emissões de GEE, o potencial de aquecimento global, acidificação, ecotoxicidade e toxidade humana. Os estudos apresentaram, em maior proporção, tanto impactos ambientais positivos quanto negativos, na mesma análise e pôde-se identificar que os sistemas com matéria-prima florestal

apresentaram maior desempenho ambiental que os demais e justamente as etapas que necessitaram de matérias-primas não renováveis foram identificados com impactos ambientais negativos.

Por fim, pode-se identificar que apesar das espécies estudadas serem exóticas, apresentaram impactos ambientais positivos e os sistemas de produção que apresentaram impactos negativos, são passíveis de serem melhorados. Para trabalhos futuros recomenda-se a aplicação da ACV nas diferentes atividades da produção florestal, visto o baixo número de pesquisas neste setor, e a apresentação de alternativas para os possíveis impactos ambientais negativos, servindo como subsídio para os gestores florestais.

## Referências bibliográficas

BERNSTAD SARAIVA, A., VALLE, R.A.B., BOSQUÊ, A.E.S., BERGLIN, N., V SCHENCK, (2017) A. Provision of Pulpwood and Short Rotation Eucalyptus in Bahia, Brazil – Environmental Impacts Based on Lifecycle Assessment Methodology. **Biomass and Bioenergy**, v. 105, p. 41-50.

CAVALETT, O., SLETTMO, S.N., CHERUBINI, F. (2018) Energy and Environmental Aspects of Using Eucalyptus from Brazil for Energy and Transportation Services in Europe. **Sustainability**, v. 10.

DA SILVA VIEIRA, R., CANAVEIRA, P., DA SIMÕES, A., DOMINGOS, T. (2010) Industrial Hemp or Eucalyptus Paper?: An Environmental Comparison Using Life Cycle Assessment. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 15, p. 368-375.

ENCICLO – SOLUÇÕES SUSTENTÁVEIS (2019). Guia Básico de Avaliação do Ciclo de Vida. Disponível em: <<http://acv.ibict.br/comunicacao/noticias/5828-conheca-o-ebook-guia-basico-de-analise-de-ciclo-de-vida/>> Acesso em: 28 de janeiro de 2020.

FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION ON THE UNITED NATIONS. (2016) Global Forest Resources Assessment 2015 – Who are the World's Forests Changing? Ed. 2. Rome.

GABRIELLE, B., THE, N. N., MAUPU, P., VIAL, E. (2012) Life Cycle Assessment of Eucalyptus Short Rotation Coppices for Bioenergy Production in Southern France. **Global Change Biology Bioenergy**, v. 5, p. 30-42.

GARCÍA-VELÁSQUEZ, C.A., CARDONA, C.A. (2019) Comparison of the Biochemical and Thermochemical Routes for Bioenergy Production: A Techno-Economic (TEA), Energetic and Environmental Assessment. **Energy**, v. 172, p. 232-242.

GONZÁLEZ-GARCÍA, S., BERG, S., MOREIRA, M. T., FEIJOO, G. (2009) Evaluation of Forest Operations in Spanish Eucalypt Plantations under a Life Cycle Assessment Perspective. **Scandinavian Journal of Forest Research**, v. 24, p. 160-172.

GONZÁLEZ-GARCÍA, S., BONNESOEUR, V., PIZZI, A., FEIJOO, G., MOREIRA, M.T. (2014c) Comparing Environmental Impacts of Different Forest Management Scenarios for Maritime Pine Biomass Production in France. **Journal of Cleaner Production**, v. 64, p. 356-367.

GONZÁLEZ-GARCÍA, S., DIAS, A.C., CLERMIDY, S., GABARRELL, X., ARROJA, L. (2014b) Comparative Environmental and Energy Profiles of Potential Bioenergy Production Chains in Southern Europe. **Journal of Cleaner Production**, v. 76, p. 42-54.

GONZÁLEZ-GARCÍA, S., DIAS, A. C., FEIJOO, G., MOREIRA, M. T., ARROJA, L. (2014a) Divergences on the Environmental Impact Associated to the Production of Maritime Pine Wood in Europe: French and Portuguese Case Studies. **Science of The Total Environment**, v. 472, p. 324-337.

GONZÁLEZ-GARCÍA, S., KROWAS, I., BECKER, G., FEIJOO, G., MOREIRA, M. T. (2013) Cradle-to-Gate Life Cycle Inventory and Environmental Performance of Douglas-Fir Roundwood Production in Germany. **Journal of Cleaner Production**, v. 54, p. 244-252.

GONZÁLEZ-GARCÍA, S.; LOZANO, R. G.; ESTÉVEZ, J. C.; PASCUAL, R. C.; MOREIA, T.; GABARRELL, X.; PONS, J. R.; FEIJOO, G (2012). Environmental assessment and improvement alternatives of a ventilated wooden wall from LCA and DfE perspective. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 17 , p. 432 – 443.

GONZÁLEZ-GARCÍA, S., MOREIRA, M. T., DIAS, A. C., MOLA-YUDEGO, B. (2014) Cradle-to-Gate Life Cycle Assessment of Forest Operations in Europe: Environmental and Energy Profiles. **Journal of Cleaner Production**, v. 66, p. 188-198.

GONZÁLEZ-GARCÍA, S., MOREIRA, T., FEIJOO, G. (2012) Environmental Aspects of Eucalyptus Based Ethanol Production and Use. **Science of The Total Environment**, v. 438, p. 1-8.

HEIDARI, A., KHAKI, E., YOUNESI, H., LU, H.R. (2019) Evaluation of Fast and Slow Pyrolysis Methods for Bio-Oil and Activated Carbon Production from Eucalyptus Wastes Using a Life Cycle Assessment Approach. **Journal of Cleaner Production**, v. 241.

IBÁ – INDUSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES (2019). Relatório 2019. Disponível em: <<https://iba.org/datafiles/publicacoes/relatorios/iba-relatorioanual2019.pdf>> Acesso em: 21 de julho de 2020.

IBICT. O que é Avaliação do Ciclo de Vida. Disponível em: <<http://acv.ibict.br/acv/o-que-e-o-acv/>> Acesso em: 10 de fevereiro de 2020.

INDUFOR. **Strategic Review on the Future of Forest Plantations in the World 2012**. Disponível em: <<http://www.fao.org/forestry/42701-090e8a9fd4969cb334b2ae7957d7b1505.pdf>>. Acesso em: 23 de julho de 2019.

KLEIN, D., WOLF, C., SCHULZ, C., WEBER-BLASCHKE, G (2015). 20 Years Of Life Cycle Assessment (LCA) In the Forestry Sector: State of the Art and a Methodical Proposal for the LCA of Forest Production. **Int J Life Cycle Assess**.

MAPA - MINISTÉRIO DA AGRICULTURA PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. **Plano Setorial de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura**. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/assuntos/sustentabilidade/plano-abc/plano-abc-agricultura-de-baixa-emissao-de-carbono>> Acesso em: 14 de novembro de 2018.

MORALES, M., AROCA, G., RUBILAR, R., ACUÑA, E., MOLA-YUDEGO, B., GONZÁLEZ-GARCÍA, S. (2015) Cradle-to-Gate Life Cycle Assessment Of Eucalyptus Globulus Short Rotation Plantations in Chile. **Journal of Cleaner Production**, v. 99, p. 239-249.

PORSÖ, C., MATE, R., VINTERBÄCK, J., HANSSON, P.-A. (2016) Time-Dependent Climate Effects of Eucalyptus Pellets Produced in Mozambique Used Locally or for Export. **Bioenergy Research**, v. 9, p. 942-954.

SÁNCHEZ-GARCÍA, S., ATHANASSIADIS, C., MARTÍNEZ-ALONSO, C., TOLOSANA, E., MAJADA, J., CANGA, E. (2017) A GIS Methodology for Optimal Location of a Wood-Fired Power Plant: Quantification of Available Woodfuel, Supply Chain Costs and GHG Emissions. **Journal of Cleaner Production**, v. 157, p. 201-212.

SCHWEIER, J., SPINELLI, R., MAGAGNOTTI, N., WOLFSLEHNER, B., LEXER, M. J. (2018) Sustainability Assessment of Alternative Thinning Operations in Mediterranean Softwood Plantations. **Forests**, v. 9, p. 375.

## **Performance ambiental da obtenção de acerola (*Malpighia emarginata* DC) desidratada por liofilização e spray-drying**

Gabriella Beatriz Caballero Pereira<sup>1</sup>, Fábio Gonçalves Macêdo de Medeiros<sup>1</sup>, Maria de Fátima Dantas de Medeiros<sup>1</sup>, Márcia Regina da Silva Pedrini<sup>1</sup>, Roberta Targino Hoskin<sup>1</sup>, Andréa Oliveira Nunes<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal/RN, Brasil

\*andrea@eq.ufm.br; andreaoliveira\_n@hotmail.com

### **Resumo**

Os processos de secagem são largamente aplicados na indústria agroalimentar, especialmente a frutas e vegetais, como uma maneira eficiente de lidar com problemas de conservação. A redução da umidade presente nos alimentos diminui as reações deteriorantes, resultando no aumento da vida-de-prateleira do produto. Os compostos bioativos presentes nas frutas, como a acerola, estão relacionados a diversos efeitos biológicos. Apesar dos benefícios a saúde, esses fitoquímicos, como os compostos fenólicos, são naturalmente degradados por fatores como exposição a luz e oxigênio. Nesse sentido, a secagem é empregada como forma de estabilização desses componentes, que se manteriam preservados por maior tempo útil. A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) tem sido cada vez mais aplicada na avaliação dos impactos ambientais de produtos e processos relacionados a indústria de alimentos. Neste contexto, o objetivo deste trabalho é realizar uma comparação dos impactos ambientais dos processos de spray-drying e liofilização na obtenção de acerola desidratada rica em compostos fenólicos, a fim de determinar qual desses processos apresenta um melhor desempenho ambiental, além de identificar a principal fonte de impactos ambientais de cada processo. A unidade funcional escolhida foi a produção de 10 g de compostos fenólicos (expressos em equivalentes de ácido gálico, mg GAE/g), baseado no consumo médio mensal desses componentes pela

população brasileira. A Avaliação de Ciclo de Vida foi realizada utilizando o software SimaPro 9.0 e a metodologia da avaliação se baseou nas normas ISO 14040 e 14044. Altas concentrações de compostos fenólicos foram obtidas nos dois processos: 287 mg GAE/g e 138 mg GAE/g, para a liofilização e spray-drying, respectivamente. Em relação ao rendimento de produção da forma desidratada da acerola, a liofilização atingiu 68% de recuperação de sólidos, em comparação aos 32,8% de rendimento da secagem por spray-drying. A avaliação de impactos ambientais mostrou que o processo de spray-drying, para a obtenção de um produto rico em compostos fenólicos, é menos impactante que o processo de liofilização em todas as categorias de impacto analisadas. Foi observado ainda que, na liofilização o consumo energético durante o processo de secagem, é de aproximadamente 87% superior ao do spray-dryer, em virtude do elevando tempo de processo.

**Palavras-chaves:** secagem, spray-drying, liofilização, compostos fenólicos, avaliação do ciclo de vida

### **Introdução**

Na última década, o crescente interesse da população por produtos de melhores condições nutricionais tem levado a indústria de alimentos a investigar como melhor aproveitar o potencial fitoquímico de frutas e vegetais, bem como desenvolver produtos com aspectos nutricionais superiores (Belwal *et al.*, 2018). A secagem é um processo versátil e mais largamente utilizado, tanto no processamento, quanto na preservação de alimentos com alto conteúdo de umidade, como é o caso das frutas (Kumar, Karim e Joardder, 2014). Devido a tal versatilidade, as características particulares de cada tipo de

processo são determinantes na qualidade, composição, estabilidade e, principalmente, funcionalidade do produto final obtido (Demirkol e Tarakci, 2018).

Diversos estudos recentes tem descrito a relação que existe entre os compostos fenólicos encontrados nas frutas com diversas atividades biológicas, como a ação antioxidante a neuroprotetiva (Azevêdo *et al.*, 2016; Hoskin *et al.*, 2019). O alto conteúdo de compostos fenólicos e vitamina C da acerola, por exemplo, já foi diretamente ligado a atividades antioxidante e anti-inflamatória, bem como ao estímulo de marcadores ligados a ação cicatrizante (Cruz *et al.*, 2019; Moraes *et al.*, 2020).

A medida que a sustentabilidade e a consciência ambiental se tornam grandes preocupações para os consumidores, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) se estabeleceu como uma ferramenta eficaz de gestão ambiental, para avaliar quantitativamente os impactos ambientais relacionados aos produtos, processos ou serviços (Nunes *et al.*, 2018). Alguns processos de secagem já foram objetos de estudo de ciclo de vida (Ciesielski e Zbicinski, 2010; Marco, De *et al.*, 2015), porém nenhum estudo na literatura reportou a utilização de conteúdo de compostos bioativos como parâmetro de qualidade.

Anteriormente, nosso grupo de pesquisa já demonstrou a viabilidade da utilização tanto da liofilização, quanto da secagem por atomização (spray-drying) como formas de obter produtos

desidratados ricos em compostos fenólicos a partir de frutas (Borges *et al.*, 2016; Dantas *et al.*, 2019; Moraes, De *et al.*, 2017). Dessa forma, o objetivo deste trabalho foi a comparação da performance ambiental dos processos de liofilização e spray-drying na produção de pós de acerola ricos em compostos fenólicos.

## **Materiais e Métodos**

### ***Materiais***

Para a obtenção da polpa de acerola utilizada neste trabalho, as frutas foram obtidas no mercado local (Natal/RN, Brasil) e submetidas a despulpamento mecânico. A polpa obtida foi homogeneizada em um único lote, separada em pequenas porções e armazenada a -20 °C até a utilização. Neste estudo, foram utilizados o reagente de Folin-Ciocalteu e ácido gálico obtidos da Sigma-Aldrich (St. Louis/MO, EUA). Todos os demais reagentes utilizados foram de grau analítico.

### ***Obtenção dos pós de acerola***

Duas técnicas de desidratação foram avaliadas para a obtenção de pós de acerola ricos em compostos fenólicos, formando dois grupos experimentais: AcSD – acerola desidratada utilizando spray-dryer e AcLIO – acerola desidratada utilizando liofilização. Para todos os experimentos, uma amostra padrão de 300 g foi utilizada.

As amostras AcSD foram obtidas utilizando spray-dryer (modelo MSD 1.0, LabMaq, Brasil). As condições de secagem foram baseadas no estudo de Borges *et al.* (2016), com alimentação de 0,53 L/h através de uma bomba peristáltica ligada a um bico atomizador de 1,2 mm de diâmetro. Foram utilizadas temperatura e vazão de ar de entrada de 110 °C e 45 L/min, respectivamente. Maltodextrina (13-15 DE; Fumacense Alimentos, Brasil) foi utilizada como adjuvante de secagem na proporção de 10% (m/m) e homogeneizada a polpa de acerola por 5 minutos utilizando agitação mecânica (modelo TE-139, Tecnal, Brasil). A temperatura de saída dos spray-dryer em todos os experimentos variou entre 80-90 °C.

As amostras AcLIO foram obtidas utilizando um liofilizador de bancada (modelo Enterprise I, Terroni, Brasil). As condições de secagem foram de -55 °C, 0,26 mBar e 48 h, de acordo com o estudo de Moraes *et al.* (2017). Nenhum adjuvante de secagem foi utilizado nas amostras AcLIO.

Todas as amostras foram armazenadas sob refrigeração (-20 °C) e protegidas da luminosidade até posterior utilização.

### ***Rendimento de secagem***

Os rendimentos de secagem para ambos os métodos (spray-drying e liofilização) foram calculados em base úmida, de forma a facilitar a comparação através da avaliação do ciclo de

vida. O rendimento (%) foi definido como a razão entre a massa de pó recuperada no processo de secagem e a massa inicial da alimentação (polpa ou polpa + adjuvante).

### ***Determinação de compostos fenólicos totais (CFT)***

Para a quantificação dos CFT, extratos aquosos foram obtidos de acordo com a metodologia de Azevêdo *et al.* (2014). O método de Folin-Ciocalteu adaptado para microplaca foi utilizado para a quantificação dos compostos fenólicos (Singleton, Orthofer e Lamuela-Raventós, 1999). A absorvância das amostras foi medida a 765 nm utilizando um leitor de microplacas (modelo UVM340, Biochrom, Reino Unido), com curva de calibração externa até 500 mg/L utilizando padrão de ácido gálico, e os resultados foram expressos em miligramas-equivalente de ácido gálico por grama de amostra seca (mg GAE/g DW).

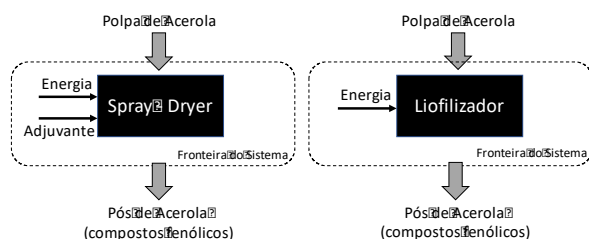
### ***Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)***

A realização da Avaliação Ciclo Vida foi baseada na metodologia de acordo com as normas ISO 14040 e 14044 (ABNT, 2009a, 2009b).

O objetivo da ACV é comparar os impactos ambientais dos processos liofilização (LIO) e spray-drying (SD) na produção de pós de acerola ricos em compostos fenólicos. A Unidade Funcional escolhida foi a produção de 10 g de compostos fenólicos (expressos em equivalentes

de ácido gálico, mg GAE/g). Esse valor foi baseado no consumo médio mensal desses componentes pela população brasileira. O escopo considerado no estudo adotou uma abordagem do berço ao portão, contemplando os processos de secagem e a produção de insumos utilizados nesses processos como, energia, e no caso da secagem por spray-drying a produção de maltodextrina utilizada como adjuvante. A obtenção da polpa de acerola não foi incluída na fronteira do sistema (figura 1).

**Figura 1: Fronteira do sistema para os processos de spray-drying e liofilização.**



Para Análise do inventário, os dados primários relativos à produção de pós de acerola ricos em compostos fenólicos foram obtidos no Laboratório de Engenharia de Alimentos da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (Tabela 1). Os dados referentes à produção da maltodextrina, adjuvante no processo de spray-drying, foram obtidos do estudo de Moore et al. (2005). Por fim, os dados secundários de produção de eletricidade, água e de insumos químicos, utilizados nos processos de secagem e na produção do adjuvante, são provenientes da base de dados Ecoinvent v.3.

**Tabela 1: Inventário para os processos de secagem por spray-drying (SD) e liofilização (LIO)**

	Entrada	Quantidade	Unidade
SD	Eletricidade	10,19	kWh
	Adjuvante	30,00	g
LIO	Eletricidade	75,67	kWh
	Saída	Quantidade	Unidade
SD	CFT	10,00	g
LIO	CFT	10,00	g

A avaliação de impacto ambiental para os dois processos de secagem foi realizada utilizando o método ILCD 2011 Midpoint+ V1.10 e o software SimaPro 9.0, onde foram avaliadas 10 categorias de impacto: mudança climática; depleção da camada de ozônio; toxicidade humana câncer e não câncer; formação fotoquímica de ozônio; acidificação do solo; eutrofização de água doce e marinha; ecotoxicidade de águas doces; depleção de recursos minerais, fósseis e renováveis.

## Resultados e Discussão

### Rendimentos e compostos fenólicos

A acerola é reconhecida por sua significativa composição fitoquímica, incluindo teores consideravelmente elevado de compostos fenólicos, antocianinas e ácido ascórbico, por exemplo, com uma série de atividades biológicas

potenciais e comprovadas (Cruz *et al.*, 2019; Klosterhoff *et al.*, 2018; Rezende, Nogueira e Narain, 2018).

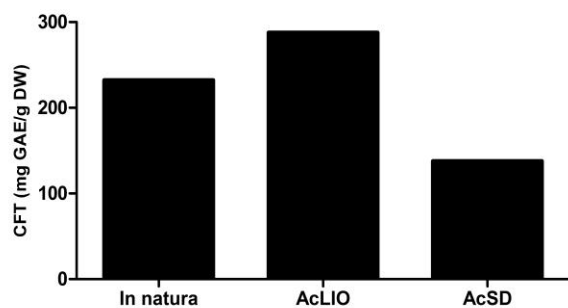
Os rendimentos de secagem foram calculados em base úmida para possibilitar uma melhor avaliação do ciclo de vida dos produtos, porém podem facilmente ser comparados com os dados presentes na literatura (em base seca). Os rendimentos obtidos, em média, foram de 10,85% e 7,19% (68% e 32,8%, em base seca) para as amostras AcLIO e AcSD, respectivamente. Os resultados obtidos são consistentes com a literatura. Correia et al. (2017) obtiveram 30,1% de rendimento em base seca para a secagem de extrato de blueberry utilizando farinha de grão-de-bico como adjuvante de secagem no processo de spray-drying, bem como com os dados obtidos por Santana et al. (2013) na secagem de pequi utilizando goma arábica como adjuvante (29,6%).

Os resultados de CFT para as amostras AcLIO e AcSD estão apresentados na Figura 2. Todas as amostras apresentaram resultados para CFT notavelmente altos (AcLIO:  $287,32 \pm 0,84$  mg GAE/g DW; AcSD:  $139,61 \pm 2,29$  mg GAE/g DW), o que tem sido consistentemente relatado para acerola em estudos anteriores (Moraes, De *et al.*, 2017; Rezende, Nogueira e Narain, 2018). No entanto, os resultados são significativamente maiores do que os encontrados na literatura, o que pode estar relacionado à composição variável de frutas, composição do solo,

exposição à luz solar, estágio de amadurecimento, etc.

O processo de secagem por spray-drying teve efeito negativo ( $p < 0,05$ ) nos CFT, devido à possível degradação relacionada à temperatura, que era esperada e previamente observada por Borges et al. (2016) para a secagem de pitanga. O aumento dos CFT nas amostras AcLIO ( $p < 0,05$ ) pode estar ligado a transformações químicas e estruturais que os compostos fenólicos sofrem durante os processos de secagem. A quebra da estrutura celular e as alterações nas ligações cruzadas entre fenólicos e outros componentes (por exemplo, proteínas, carboidratos) podem alterar a forma como essas moléculas são extraídas durante a análise, o que poderia resultar em aumento dos resultados (İzli, 2016).

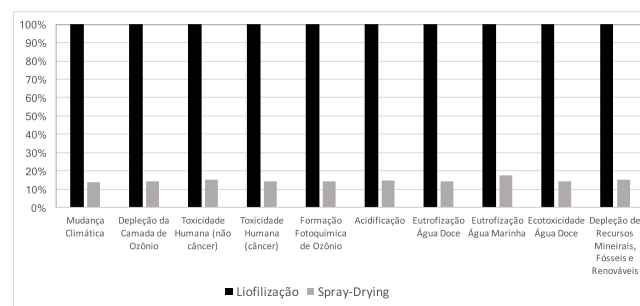
**Figura 2: Compostos fenólicos totais (CFT) das amostras de pós de acerola obtidos por liofilização e spray-drying**



### Resultados da Avaliação do Ciclo de Vida

A figura 3 e a tabela 2 apresenta a comparação dos impactos ambientais dos processos de secagem por liofilização e spray-drying para a produção de 10 g de compostos fenólicos.

**Figura 3: Comparação dos impactos ambientais entre os processos de liofilização e spray-drying**



Pode ser observado que o desempenho ambiental do processo de secagem por spray-drying é significativamente superior quando comparado ao processo de liofilização. Para as 10 categorias de impacto analisadas o spray-dryer representa apenas entre 14 - 18% dos impactos causados pelo processo de liofilização.

O processo de liofilização demanda longos tempos de processamento e uma quantidade considerável de energia (Prosapio *et al.*, 2017). Como pode ser observado com os dados do inventário (tabela 1), durante o processo de secagem a liofilização apresenta um consumo de eletricidade de aproximadamente 87% superior ao consumo do spray-dryer. Entretanto, considerando que o rendimento de produção de

compostos fenólicos do processo de liofilização é superior ao do processo de spray-drying, os impactos ambientais referentes a liofilização (figura 3 e tabela 2) podem vir a ser reduzidos caso seja considerada toda a etapa de produção da polpa de acerola.

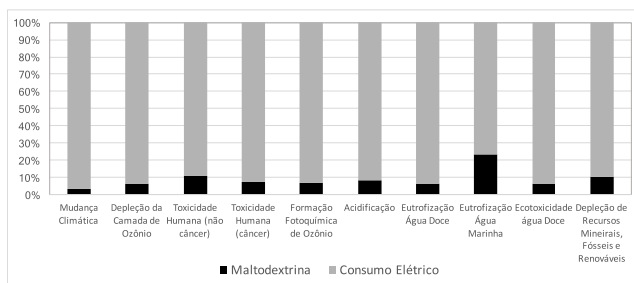
**Tabela 2: Impactos ambientais dos processos de liofilização e spray-drying**

Categoria de impacto	Unidade	Liofilização (LIO)	Spray-drying (SD)	SD/LIO
Mudança Climática	kg CO2 eq	16,75	2,34	14 %
Depleção da Camada de Ozônio	kg CFC-11 eq	1,83E-06	2,63E-07	14 %
Toxicidade Humana (não câncer)	CTUh	7,07E-06	1,07E-06	15 %
Toxicidade Humana (câncer)	CTUh	8,70E-07	1,26E-07	15 %
Formação Fotoquímica de Ozônio	kg NMVOC eq	4,20E-02	6,09E-03	14 %
Acidificação	molc H+ eq	9,48E-02	1,39E-02	15 %
Eutrofização Água Doce	kg P eq	6,25E-03	9,02E-04	14 %
Eutrofização Água Marinha	kg N eq	1,49E-02	2,63E-03	18 %
Ecotoxicidade Água Doce	CTUe	205,06	29,46	14 %
Depleção de Recursos Minerais, Fósseis e Renováveis	kg Sb eq	4,79E-04	7,21E-05	15 %

Diferentemente da liofilização, na secagem por spray-drying além do consumo energético é necessário também a utilização de um adjuvante, a maltodextrina. Na figura 4 é possível observar que a maltodextrina apresenta uma contribuição baixa nos impactos gerados pelo processo de spray drying, sendo o consumo de eletricidade é responsável pela maior contribuição para os impactos ambientais desse processo de secagem. Entretanto o consumo de eletricidade do processo de spray-drying é de apenas, aproximadamente, 13 % do consumo elétrico do processo de liofilização.



**Figura 4: Impactos resultantes da produção de 10 g de CFT através da secagem por spray-drying**



## Conclusão

Os dois métodos de secagem escolhidos (liofilização e spray-drying) se mostraram efetivos para o processo de obtenção de pós de acerola com alto conteúdo de compostos fenólicos. A avaliação de ciclo de vida, realizada com abordagem do berço ao portão, demonstrou que o desempenho ambiental do processo de secagem por spray-drying é significativamente superior ao processo de liofilização, não ultrapassando 18% do impacto ambiental estimado para o processo de liofilização, considerada a limitação relativa a produção da polpa de acerola não ser considerada na fronteira do sistema.

Apesar do produto obtido no processo de liofilização apresentar teor de compostos fenólicos totais duas vezes superior aos produtos obtidos por spray-drying, as características do processo de liofilização, como a baixa velocidade de secagem, altos tempos de processamento e condições drásticas de processo, tem elevado impacto no gasto

energético e aumentam seu impacto ambiental. A consideração do conteúdo bioativo dos produtos desidratados descritos neste trabalho resultou na consideração do impacto do processo sobre a qualidade do produto como variável para o estudo do ciclo de vida, o que pode ser aplicado a diversas abordagens na indústria de alimentos em trabalhos futuros.

## Referências

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR ISO 14040: Gestão ambiental – avaliação do ciclo de vida – princípios e estrutura. Rio de Janeiro: **ABNT**, 2009a.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR ISO 14044: Gestão ambiental – avaliação do ciclo de vida – requisitos e orientações. Rio de Janeiro: **ABNT**, 2009b.
- AZEVÊDO, J. C. S. *et al.* Neuroprotective effects of dried camu-camu (*Myrciaria dubia* HBK McVaugh) residue in *C. elegans*. **Food Research International**, v. 73, p. 135–141, jul. 2016.
- AZEVÊDO, J. C. S. DE *et al.* Dried camu-camu (*Myrciaria dubia* H.B.K. McVaugh) industrial residue: A bioactive-rich Amazonian powder with functional attributes. **Food Research International**, v. 62, p. 934–940, 2014.
- BELWAL, T. *et al.* Phytopharmacology of Acerola (*Malpighia* spp.) and its potential as functional food. **Trends in Food Science and Technology**, v. 74, n. February, p. 99–106, 2018.
- BORGES, K. C. *et al.* Fresh and Spray Dried Pitanga (*Eugenia uniflora*) and Jambolan (*Syzygium cumini*) Pulp are Natural Sources of Bioactive Compounds with Functional Attributes. **Journal of Probiotics & Health**, v. 04, n. 02, 2016.
- CIESIELSKI, K.; ZBICINSKI, I. Evaluation of environmental impact of the spray-drying process. **Drying Technology**, v. 28, n. 9, p. 1091–1096, 2010.
- CORREIA, R. *et al.* Wild blueberry polyphenol-protein food ingredients produced by three drying methods: Comparative physico-chemical properties, phytochemical content, and stability during storage. **Food Chemistry**, v. 235, p. 76–85, 2017.
- CRUZ, R. G. DA *et al.* Comparison of the antioxidant property of acerola extracts with synthetic antioxidants using an in vivo method with yeasts. **Food Chemistry**, v. 277, n. October 2018, p. 698–705, 2019.
- DANTAS, S. C. DE M. *et al.* Spouted-bed drying of acerola pulp (*Malpighia emarginata* DC): Effects of adding milk and milk protein on process performance and characterization of dried fruit powders. **Journal of Food Process Engineering**, v. 42, n. 6, p. 1–13, 2019.
- DEMIRKOL, M.; TARAKCI, Z. Effect of grape (*Vitis labrusca* L.) pomace dried by different methods on physicochemical, microbiological and bioactive properties of yoghurt. **Lwt**, v. 97, n. August, p. 770–777, 2018.
- HOSKIN, R. T. *et al.* Blueberry polyphenol-protein food ingredients: The impact of spray drying on the in vitro antioxidant activity, anti-inflammatory markers, glucose metabolism and fibroblast migration. **Food Chemistry**, v. 280, n. October 2018, p. 187–194, 2019.
- İZLI, G. Total phenolics, antioxidant capacity, colour and drying characteristics of date fruit dried with different methods. **Food Science and Technology**, v. 37, n. 1, p. 139–147, 21 jul. 2016.
- KLOSTERHOFF, R. R. *et al.* Anti-fatigue activity of an arabinan-rich pectin from acerola (*Malpighia emarginata*). **International Journal of Biological Macromolecules**, v. 109, p. 1147–1153, 2018.
- KUMAR, C.; KARIM, M. A.; JOARDDER, M. U. H. Intermittent drying of food products: A critical review. **Journal of Food Engineering**, v. 121, n. 1, p. 48–57, 2014.
- MARCO, I. DE *et al.* Environmental assessment of drying methods for the production of apple powders. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 20, n. 12, p. 1659–1672, 2015.
- MORAES, F. P. DE *et al.* Freeze Dried Acerola (*Malpighia emarginata*) Pulp and Pomace: Physicochemical Attributes, Phytochemical Content and Stability during Storage. **Journal of Food Industry**, v. 1, n. 1, p. 17, 2017.
- MORAES, F. P. DE *et al.* Phytochemical Content, Antioxidant, Anti-inflammatory Activities and Wound Healing Properties of Freeze-Dried Fruits. v. 4, n. 1, p. 63–71, 2020.
- MOORE, G. R. P. *et al.* Cassava and corn starch in maltodextrin production. **Química Nova**, v. 28, p. 596–600, 2005.
- NUNES, A. O. *et al.* Life cycle assessment of a steam thermolysis process to recover carbon fibers from carbon fiber-reinforced polymer waste. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 23, n. 9, p. 1825–1838, 2018.
- PROSAPIO, V. *et al.* Optimization of freeze-drying using a Life Cycle Assessment approach: Strawberries' case study. **Journal Of Cleaner Production**, v. 168, p. 1171–1179, 2017.
- REZENDE, Y. R. R. S.; NOGUEIRA, J. P.; NARAIN, N. Microencapsulation of extracts of bioactive compounds obtained from acerola (*Malpighia emarginata* DC) pulp and residue by spray and freeze drying: Chemical, morphological and chemometric characterization. **Food Chemistry**, v. 254, n. February, p. 281–291, 2018.
- SANTANA, A. A. *et al.* Influence of Process Conditions on the Physicochemical Properties of Pequi Powder Produced by Spray Drying. **Drying Technology**, v. 31, n. 7, p. 825–836, 19 maio 2013.
- SINGLETON, V. L.; ORTHOFER, R.; LAMUELA-RAVENTÓS, R. M. Analysis of total phenols and other oxidation substrates and antioxidants by means of folin-cioaltea reagent. **Methods in Enzymology**, v. 299, p. 152–178, jan. 1999.

## **Estratégias para redução de impactos ambientais no ciclo de vida da produção de leite**

Alyne Martins Maciel<sup>1</sup>,

Marcelo Henrique Otieno<sup>2</sup>,

Vanessa Romário de Paula<sup>3</sup>,

Cassiano Moro Piekarski<sup>4</sup>,

Nathan Oliveira Barros<sup>5</sup>

1,2,5. Programa de Pós Graduação em Ecologia – PGECOL, Universidade Federal de Juiz de Fora.

2,3. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa Gado de Leite.

4. Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

alynemmaciel@hotmail.com

### **Resumo**

A produção leiteira tem papel de destaque na economia e nutrição dos brasileiros, porém, é uma atividade que causa diversos impactos ambientais. Neste trabalho, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) foi utilizada com a finalidade de identificar os potenciais impactos da produção de leite na fazenda experimental da Embrapa Gado de Leite, Minas Gerais. Buscou-se identificar possíveis estratégias de melhoria ambiental por meio da identificação de hotspots. Para o desenvolvimento desse trabalho, o estudo teve como base as normas ISO 14040 e 14044. Os dados para elaboração do inventário do ciclo de vida foram coletados in loco, em 2017 e 2018, e processados no software OpenLCA, versão 1.6.3. Utilizando-se o método CML 2001 (baseline), avaliou-se as seguintes categorias de impacto: mudança climática, acidificação, eutrofização, uso de energia, depleção da camada de ozônio e oxidação fotoquímica. Pequenas variações na dieta dos animais foram investigadas buscando analisar seus efeitos nos resultados da ACV, através da análise de sensibilidade. A produção de alimentos (concentrado, volumoso e pastagem) é o processo mais impactante, responsável por mais de 55% dos impactos ambientais, na maior parte das categorias analisadas. A análise de sensibilidade mostrou que a

alteração na quantidade de concentrado fornecida aos animais pode promover redução nas categorias de impacto: acidificação, uso de energia, depleção da camada de ozônio e eutrofização. As categorias de impacto que apresentaram menor efeito na análise de sensibilidade foram: mudança climática e oxidação fotoquímica, que são influenciadas principalmente pelas emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) da fermentação entérica dos animais e do manejo de dejetos. O sistema de tratamentos de dejetos, sistema biodigestor instalado na fazenda, é outra estratégia de redução dos impactos, que diminui 25%, em média para todas as categorias de impactos avaliadas. Considera-se que estudos sobre a ACV do leite são essenciais para a compreensão das principais variáveis relacionadas com o meio ambiente, podendo auxiliar na tomada de decisão para reduzir os potenciais impactos da produção leiteira.

**Palavras chave:** ACV, análise de sensibilidade, avaliação de impactos, alimentação animal, bovinocultura leiteira.

### **Introdução**

A pecuária leiteira é um dos setores mais importantes do complexo agroindustrial, exerce forte influência no desenvolvimento econômico mundial, oferece vários benefícios sociais, e possui importância nutricional (Bai et al., 2018). O Brasil se destaca como um dos maiores produtores de leite do mundo, ocupando o quarto lugar no ranking realizado em 2017 (Embrapa, 2018). Porém, essa crescente expansão do setor leiteiro tem sido motivo de alerta em relação aos impactos ambientais associados. Globalmente, o setor pecuário representa 14,5% das emissões de GEE causadas pelo homem (Gerber et al., 2013), sendo uma das causas das mudanças climáticas. Além disso, a produção de leite provoca degradação ambiental e depleção de recursos,

causando outros impactos, como eutrofização, acidificação, oxidação fotoquímica e depleção da camada de ozônio (Bacenetti et al., 2016; Bava et al., 2018; Wang et al., 2018).

A etapa de produção de alimentos para os animais é a fase responsável pela maior fração dos impactos ambientais, durante todo o ciclo de produção de leite (Silva et al., 2010; Léis et al., 2015; Rafiee et al., 2016; Wang et al., 2018). A produção agrícola, essencial para a alimentação animal, é altamente dependente de terra, água, fertilizantes, combustível, máquinas, pesticidas e eletricidade (Silva et al., 2010), que explicam os danos causados ao meio ambiente.

A fermentação entérica e o volume de dejetos gerados diariamente pela bovinocultura leiteira também são fatores responsáveis por grande parte dos impactos. Com isso, a biodigestão anaeróbia representa uma alternativa sustentável de se tratar os dejetos animais (Massaro et al., 2015; Esteves et al., 2019), pois, o biogás gerado durante a biodigestão pode ser transformado e utilizado como energia renovável (Passos et al., 2017; Sahota et al., 2018). E o efluente final produzido pela biodigestão, é rico em nutrientes e, pode ser utilizado como fertilizante orgânico na produção de alimentos para os animais, evitando a compra e o uso de fertilizantes convencionais (Lijó et al., 2017; Mendonça et al., 2016; Passos et al., 2017; Maciel et al., 2019).

Utilizando a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), buscou-se identificar os potenciais impactos da produção de leite em uma fazenda experimental, localizada em Minas Gerais, objetivando

detectar as possíveis estratégias de melhoria ambiental, por meio da identificação de hotspots. Além disso, buscou-se identificar quanto a carga ambiental pode ser reduzida através da biodigestão anaeróbia dos dejetos animais.

### Material e Métodos

A ACV foi aplicada na fazenda experimental da Embrapa Gado de Leite, que opera com um sistema biodigestor anaeróbio para tratamento dos dejetos animais. Dois modelos foram testados para essa fazenda: (1) AD, em condições reais, e (2) NAD, simulando a fazenda sem o biodigestor anaeróbio. Existem aproximadamente 100 animais na fazenda, dos quais, em média, 80% estão na fase de lactação e a produtividade por vaca é em média de 19,3 kg/dia.

No modelo AD, devido ao biodigestor, ocorre a produção de biogás e do efluente final. O biogás, é transformado em energia elétrica, sendo suficiente para realizar todas as atividades que envolvem a produção de leite, na fazenda (Mendonça et al., 2017). O efluente final da biodigestão anaeróbia é utilizado como fertilizante orgânico nas plantações. Essas transformações promovem a redução de entradas como eletricidade da rede e fertilizante químico, reduzindo às emissões relacionadas (Bacenetti et al., 2016; Battini et al., 2014; Cherubini et al., 2015; Hanserud et al., 2018, Esteves et al., 2019). Dessa forma, o subsistema AD economiza água, eletricidade e fertilizantes inorgânicos, além do transporte e embalagens, que seriam necessários.

O segundo modelo é o subsistema NAD, que possui as mesmas características originais, porém, a biodigestão anaeróbia foi desconsiderada, juntamente com o biogás e o fertilizante orgânico, para avaliar o efeito nas categorias de impactos. No software foi necessário modificar a fonte da eletricidade e do fertilizante utilizado, além de outras modificações relacionadas, como o aumento do transporte e embalagens.

A ACV foi realizada com base nas normas ISO 14040: 2006 (ISO 2006a) e ISO 14044: 2006 (ISO 2006b). A Unidade Funcional (UF) definida em um quilograma de leite, corrigido pela gordura e proteína (FPCM – Fat and Protein Corrected Milk) (IDF; 2015). As fronteiras do estudo vão do “berço ao portão da fazenda”, onde considera-se o plantio de soja e milho para alimentação animal; transporte e combustível utilizados para obtenção de insumos; eletricidade; materiais utilizados na ordenha; resfriamento e armazenamento do leite; geração, descarte e tratamento de dejetos e emissões devido ao manejo dos dejetos.

Essas atividades realizadas na fazenda foram conectadas em processos, para avaliar a influência dos mesmos no ciclo de produção de leite. Os processos são: sistema de ordenha, transportes, produção de alimentos, utilização de fertilizantes (orgânicos e inorgânicos), GEE proveniente do manejo dos animais (fermentação entérica e manejo de dejetos), eletricidade e biodigestão anaeróbia (planta e produção do biogás).

A partir de dados primários coletados nas fazendas, por meio de entrevistas com especialistas, entre 2017 e 2018, e de dados secundários obtidos nos bancos de dados Ecoinvent® 3.3, construiu-se o Inventário do Ciclo de Vida (ICV). O software utilizado foi o OpenLCA® 1.6.3., e o método CML 2001, versão 4.4 (Guinée, 2002), considerando as categorias de impacto: mudança climática, acidificação, eutrofização, uso de energia, destruição da camada de ozônio e oxidação fotoquímica.

Os cálculos das emissões de GEE do manejo de dejetos da fermentação entérica foram realizados de acordo com a metodologia de cálculo indicada pelo Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, 2006).

### Análise de sensibilidade

A análise de sensibilidade é indicada para os parâmetros de entrada que possuem influência de destaque no resultado da ACV. Sendo assim, a análise foi realizada para os processos de alimentação e emissão entérica dos animais (mais detalhes nos resultados).

A alimentação bovina é composta por pasto, silagem e concentrado, onde a digestibilidade (DE) total considerada no cálculo, realizado com base no IPCC, foi de 60%. Entre os alimentos, o concentrado é o que gera maior impacto ambiental, portanto, modificou-se os insumos que constituem o concentrado, que são: grãos de milho e de soja, e ureia. No entanto, destaca-se que, em condições reais, devido à redução do

concentrado, é provável que a vaca se alimente de maior volume de pastagem, para compensar o volume diário de alimento necessário. Essa estratégia reduz a digestibilidade total dos alimentos consumidos (considerando que passa a ser de 55%) e altera as emissões entéricas (Grandl et al., 2016). Com isso, construiu-se quatro cenários distintos para análise de sensibilidade: cenário 1 (C1) com redução de 2% do consumo de concentrado e digestibilidade original, de 60%; cenário 2 (C2) com redução de 5% no consumo de concentrado e digestibilidade original, de 60%; cenário 3 (C3) com redução de 2% no consumo de concentrado e digestibilidade de 55%; Cenário 4 (C4) com redução de 5% do consumo de concentrado e digestibilidade de 55%.

## Resultados

Em geral, o principal processo responsável pelos impactos ambientais foi a produção de alimentos, que inclui soja, milho, e ureia, juntamente com os insumos e processos relacionados a montante e jusante, como plantio, transportes, sistema de produção de silagem e preparação de alimentos concentrados para os animais. Assim como encontrado no estudo de Rafiee et al., (2016), o estágio de produção de alimentos para animais domina outros processos, em termos de impactos ambientais. No presente estudo, excetuando a categoria mudança climática, o processo de produção de alimentos é responsável por mais de 55% dos impactos ambientais, para todas as outras categorias avaliadas. Nas categorias eutrofização e

acidificação, 84% e 75%, respectivamente, dos impactos são devido a produção de alimentos, onde o processo é ainda mais impactante. Uma ACV da produção suína, realizada no Brasil, constatou que as emissões relacionadas à alimentação animal e às emissões de campo do plantio das culturas de milho, também representavam as principais fontes de impactos na categoria de acidificação, com 55% das emissões totais de NH<sub>3</sub> (Cherubini et al. 2015). Durante as etapas de cultivo de milho e soja, são gerados aspectos ambientais importantes para a acidificação e principalmente eutrofização, compreendendo a liberação de nitrato e fosfato na água e a emissão de amônia no ar (Alvarenga et al., 2012), o que explica os resultados encontrados.

Outro processo que demonstrou influência considerável foi a emissão de GEE provenientes da fermentação entérica e manejo de dejetos animais, influenciando principalmente as categorias mudanças climáticas (77% e 79% para AD e NDA, respectivamente) e oxidação fotoquímica (37% e 46% para AD e NDA respectivamente). Léis et al. (2015) também constataram que no sistema de produção de leite na região Sul do Brasil, o alimento foi o principal processo responsável pelas mudanças climáticas, representando 47,6% das emissões totais de GEE, enquanto a fermentação entérica dos animais representava 36,9%, dos impactos avaliados.

## Resultados da análise de sensibilidade

A composição da dieta fornecida aos animais, seja em termos do tipo do alimento fornecido, ou da qualidade, e principalmente em termos da digestibilidade alimentar (DE), pode modificar consideravelmente as emissões de GEE. Estimativas corretas da quantidade fornecida, podem influenciar os resultados das emissões em estudos de ACV do leite (Léis et al., 2015). Informações como essas são muito sensíveis aos resultados da ACV pois exercem grande influência principalmente nos dados de emissão de metano (CH<sub>4</sub>), devido a fermentação entérica dos animais (Grandl et al., 2016; IPCC, 2019). Além disso, o tipo de trato digestivo, idade e peso do animal, taxa de crescimento e o nível de produtividade do leite também podem influenciar nas emissões de GEE (IPCC, 2019). Uma mudança de 10% na DE pode provocar uma mudança de 12 a 20% na emissão entérica de CH<sub>4</sub>, dependendo das circunstâncias da dieta para as quais são feitos os cálculos (considerando o uso do Tier 2 para estimar essas emissões) (IPCC, 2019).

Os quatro cenários distintos que foram realizados para testar a influência da alimentação do gado no resultado da ACV, estão apresentados na Figura 1, e Tabela 1. O efeito das mudanças na alimentação dos animais foi avaliado mantendo-se constante a produção de leite. A redução do consumo de concentrado, cenários C1 e C2, promoveu melhorias em diferentes faixas, com destaque para as categorias que são mais sensíveis à fase de produção de alimentos para os

animais (acidificação, uso de energia, depleção da camada de ozônio e eutrofização), e que demonstraram menores emissões. O cenário C2 apresentou destaque, com 5% de redução do fornecimento de concentrado, mostrou um potencial para minimizar os impactos em 4%. As categorias de impacto mudança climática e oxidação fotoquímica, mostraram menor significado em C1 e C2, já que essas categorias são influenciadas principalmente pelas emissões de CH<sub>4</sub> provenientes da fermentação entérica e do manejo de dejetos (González-García et al., 2013).

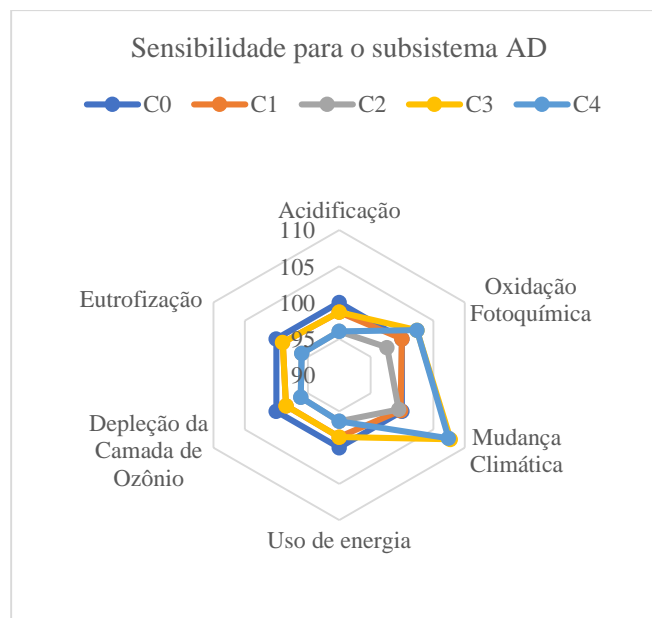
A variação na emissão entérica dos animais é efeito da composição da dieta, que é formada por carboidratos, fibras, gorduras e energia digestível (Grandl et al., 2016). Dessa forma, ao reduzir o fornecimento de concentrado, é provável que a vaca consuma mais pasto para compensar o volume de alimento necessário, o que acarreta em menor DE. Por isso, realizou-se a análise dos cenários C3 e C4, considerando a mesma redução de concentrado que nos cenários C1 (2%) e C2 (5%), respectivamente, e com a DE menor, em 55%. As emissões das categorias de impacto mudanças climáticas e oxidação fotoquímica aumentaram, como era esperado, devido a uma maior emissão entérica dos animais, ocasionado pela diminuição da DE. Por outro lado, as outras categorias de impacto permaneceram com os mesmos resultados apresentados anteriormente pelos cenários C1 e C2 (iguais ao C3 e C4, respectivamente).

**Tabela 1: Resultados da análise de sensibilidade (AD)**

Categoria de Impacto	Unidade	C0*	C1*	C2*	C3*	C4*
Acidificação	kg SO <sub>2</sub> eq.	0.00151	0.00149	0.00145	0.00149	0.00145
Oxidação Fotoquímica	kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> eq.	0.00042	0.00042	0.00041	0.00043	0.00043
Mudança Climática	kg CO <sub>2</sub> eq.	0.88348	0.88163	0.87886	0.95152	0.94875
Uso de Energia	MJ	1.80327	1.77706	1.73779	1.77706	1.73779
Depleção de Ozônio	kg CFC-11 eq.	1.42507E-8	1.40285E-8	1.3696E-8	1.4029E-8	1.3696E-8
Eutrofização	kg PO <sub>4</sub> --- eq.	0.00099	0.00098	0.00095	0.00098	0.00095

\*Cenário original (C0), Cenário 1 (C1) redução de 2% do consumo de concentrado com DE original de 60%, cenário 2 (C2) redução de 5% do consumo de concentrado com DE original de 60%, cenário 3 (C3) redução de 2% do consumo de concentrado combinado com DE de 55%, cenário 2 (C4), redução de 5% do consumo de concentrado combinado com DE de 55%.

**Figura 1: Resultados da análise de sensibilidade para o subsistema AD**



Assim, considerando que a DE dos alimentos fornecidos aos animais se mantém, reduzir o fornecimento de concentrado pode gerar benefícios ambientais para todas as categorias de impacto avaliadas. No entanto, uma melhor alternativa para minimizar os impactos da alimentação animal é elevar a qualidade nutricional dos mesmos, com taxas mais altas de DE, que podem reduzir o volume total de alimento fornecido, e conseqüentemente, a carga ambiental desse processo no ciclo de produção do leite.

#### ***Estratégias de mitigação de impacto***

A fazenda em escala real (AD) apresentou menor impacto ambiental (em média 25% a menos) em comparação com o modelo sem biodigestor anaeróbio (NDA), considerando todas as categorias avaliadas: mudança climática, acidificação, eutrofização, uso de energia, depleção da camada de ozônio e oxidação fotoquímica. Esse resultado pode ser explicado

pela produção de biogás, principal produto da biodigestão anaeróbia, que é utilizado como energia renovável (Lijó et al., 2017; Sahota et al., 2018), que evita o uso da eletricidade da rede. E ainda, devido ao fertilizante orgânico produzido, que contém nutrientes essenciais para a produção de alimentos, como o nitrogênio, potássio, cálcio, fósforo e magnésio (Mendonça et al., 2016; Maciel et al., 2019), reduzindo o uso do fertilizante inorgânico. Essa substituição evita impactos ambientais associados à extração de matérias-primas, e a utilização de insumos necessários para a produção, como embalagens e transporte, além de resolver um passivo ambiental, que é o grande volume de dejetos bovinos gerado diariamente.

Estudos similares obtiveram resultados próximos, como de Holly et al. (2017) em que a biodigestão reduziu as emissões totais de GEE em até 25%, em comparação com dejetos não tratados, nos EUA. Sefeepari et al., (2019) relatam que que a biodigestão reduziu 27,7 kg de CO<sub>2</sub> eq. por tonelada de dejetos, devido a substituição de combustíveis fósseis pelo biogás, no Irã. Além disso, na Itália, a biodigestão apresentou mitigação nas categorias de impacto: acidificação (-29%), aquecimento global (-22%) e potencial de eutrofização (-18%) (Bacenetti et al., 2016).

No Brasil, a falta de manejo adequado demonstra que a produtividade de leite por animal não é tão eficiente quanto em outros países, mesmo onde o sistema de criação é intensivo (Olszensvski et al., 2011). O aumento da produtividade a partir de

mudanças no sistema de criação é uma forma de se reduzir os impactos ambientais da pecuária leiteira, onde o aumento na frequência de ordenha é uma solução que gera vantagens econômicas para os agricultores, considerando que não requer nenhum investimento estrutural, bastando garantir que a alimentação é adequada para impulsionar a produção de leite (Bacenetti et al., 2016).

O Ministério da Ciência e Tecnologia - MCT (2010), indica que a produção média de leite para o estado de Minas Gerais é de 4,045 kg por animal/dia, e que as emissões de GEE médias são de 64 kg de CH<sub>4</sub>/ano/animal. Nos cálculos realizados para este estudo, as emissões de GEE para a fazenda da Embrapa foram maiores, de 153 kg de CH<sub>4</sub>/ano/animal (cálculo realizado conforme IPCC, 2006). No entanto, ao dividir o valor das emissões entéricas por um kg de leite corrigido pela gordura e proteína, que é a UF do presente estudo, a emissão resultante é, proporcionalmente, menor do que aquela definida pelo MCT (2010). Esse fato ocorre devido à maior produção de leite por animal apresentada no presente estudo (19,3 animal/dia), se comparado com a média de Minas Gerais. Com isso, constata-se que uma maior produtividade de leite por animal pode reduzir as emissões de GEE e os impactos relacionados por UF. Bacenetti et al., (2016) ainda destaca que o aumento da frequência da ordenha, associado à inserção da biodigestão anaeróbia, pode reduzir a maioria dos impactos ambientais da produção de leite. Uma revisão de

estudos de ACV da produção leiteira do Brasil destacou que tanto para o Brasil, como também globalmente, o melhor custo benefício em termos de redução de impactos ambientais seria concentrar os esforços em regiões de baixa produtividade, que são pontos críticos da bovinocultura leiteira (Seó et al., 2017).

### Conclusões

Em todo o ciclo de produção de leite, o principal processo responsável pela maior parte dos potenciais impactos ambientais é a produção de alimentos. A análise de sensibilidade mostrou que a redução de concentrado fornecido aos animais, combinada com a consequente redução na digestibilidade da ração, promoveu melhoria nas categorias de impacto: acidificação, uso de energia, depleção da camada de ozônio e eutrofização, já que essas categorias são mais sensíveis à produção de alimentos para os animais. Por outro lado, as categorias mudança climática e oxidação fotoquímica, influenciadas principalmente pelas emissões de GEE da fermentação entérica dos animais, se elevaram devido a menor digestibilidade alimentar. Assim, elevar a qualidade nutricional dos alimentos, com taxas mais altas de digestibilidade, pode reduzir o volume total de alimento fornecido, e consequentemente, a carga ambiental.

O sistema de tratamentos de dejetos, biodigestão anaeróbia, é uma estratégia de redução de impactos ambientais, que reduziu 25% dos impactos, em média para todas as categorias avaliadas. O aumento da frequência da ordenha, aliado com a otimização do fornecimento de

alimentos, buscando a dosagem correta de acordo com a produção de leite, pode representar um melhor desempenho ambiental.

Estudos sobre a ACV do leite são essenciais para a compreensão dos principais pontos críticos da produção leiteira, podendo auxiliar na tomada de decisão para reduzir os potenciais impactos ambientais.

### Agradecimentos

De antemão, agradecemos a todos os revisores dos artigos do GCV 2020.

A todos os funcionários da Embrapa Gado de Leite e a todos que contribuíram de alguma forma para a pesquisa.

### Referências bibliográficas

Alvarenga, R.A.F.; Da Silva Júnior, V.P., Soares, S.R. 2012. Comparison of the ecological footprint and a life cycle impact assessment method for a case study on Brazilian broiler feed production. *J Clean Prod.* 28, 25-32.

Bacenetti, J. et al. 2016. Anaerobic digestion and milking frequency as mitigation strategies of the environmental burden in the milk production system. *Science of the Total Environment.* 539, 450-459.

Bai, Z., Lee, M. R., Ma, L., Ledgard, S., Oenema, O., Velthof, G. L., & Li, S. (2018). Global environmental costs of China's thirst for milk. *Global Change Biology*, 24(5), 2198-2211. <https://doi.org/10.1111/gcb.14047>

Battini, F. et al. 2014. Mitigating the environmental impacts of milk production via anaerobic digestion of manure: Case study of a dairy farm in the Po Valley. *Science of the Total Environment.* 481, 196-208.

Bava, L. et al. 2018. Impact assessment of traditional food manufacturing: the case of Grana Padano cheese. *Science of the Total Environment.* 626, 1200-1209.

Cherubini, E. et al. 2015. Life cycle assessment of swine production in Brazil: a comparison of four manure management systems. *J Clean Prod.* 87, 68-77.

Embrapa. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. (2018) Anuário leite 2018: Indicadores, tendências e oportunidades para quem vive no

setor leiteiro. 116p. Available online: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1094149/anuario-leite-2018-indicadores-tendencias-e-oportunidades-para-quem-vive-no-setor-leiteiro>.

Esteves, E. M. M. et al. 2019. Life cycle assessment of manure biogas production: A review. *Journal of Cleaner Production.* doi:10.1016/j.jclepro.2019.02.091

Gerber, P.J., Steinfeld, H., Henderson, B., Mottet, A., Opio, C., Dijkman, J., Falcucci, A., Tempio, G. 2013. Tackling climate change through livestock – a global assessment of emissions and mitigation opportunities. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.

González-García, S. et al. 2013. Using Life Cycle Assessment methodology to assess UHT milk production in Portugal. *Science of the Total Environment.* 442, 225-234.

Grandl, Florian et al. 2016. Biological implications of longevity in dairy cows: 2. Changes in methane emissions and efficiency with age. *Journal of Dairy Science*, v. 99, n. 5, p. 3472-3485.

Guinée, J.B. et al. 2002. Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards, Centrum voor Milieukunde – Universiteit Leiden (CML), Kluwer Academic Publishers, Leiden.

Hanserud, O.S. et al. 2018. Choice of mineral fertilizer substitution principle strongly influences LCA environmental benefits of nutrient cycling in the agri-food system. *Science of the Total Environment.* 615, 219-227.

Holly, M. A., Larson, R. A., Powell, J. M., Ruark, M. D., & Aguirre-Villegas, H. 2017. Greenhouse gas and ammonia emissions from digested and separated dairy manure during storage and after land application. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 239, 410-419.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2006. Guidelines for national greenhouse gas inventories. Vol. 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use.

International Dairy Federation (IDF). 2015. A common carbon footprint approach for dairy. The IDF guide to standard life cycle assessment methodology for the dairy sector. Bulletin of the International Dairy Foundation, Brussels.

ISO. 2006a. ISO 14040—environmental management—life cycle assessment—principles and framework. Geneva.

ISO. 2006b. ISO 14044—environmental management—life cycle assessment—requirements and guidelines. Geneva.

Léis, C.M. et al. 2015. Carbon footprint of milk production in Brazil: a comparative case study. *The International Journal of Life Cycle Assessment.* 20, 46-60.

Lijó, L. et al. 2017. Eco-efficiency assessment of farm-scaled biogas plants. *Bioresource Technology.* 237, 146-155.

Maciel, Alyne Martins et al. aplicação de biofertilizante de bovinocultura leiteira em um planossolo. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente*, v. 12, n. 1, p. 151-171, 2019.

Massaro, V. et al. 2015. The sustainability of anaerobic digestion plants: a win-win strategy for public and private bodies. *Journal of Cleaner Production.* 104, 445-459.

Mendonça, H.V, Ometto, J.P.H.B., Otenio, M.H. 2017. Production of energy and digestate from cattle wastewater in farms with intensive cattle breeding. *Water, Air, & Soil Pollution*, 228, 72.

Mendonça, H.V. et al. 2016. Crescimento de cana-de-açúcar sob aplicação de biofertilizante da bovinocultura e ureia. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente*, Maringá (PR).

Olszensvski, F.; Leis, C. M.; Zanghelini, G.; Decker, M.; Soares, S. R. 2011. Environmental assessment of feed consumption for milk production in semi intensive system in Southern Brazil. In: 4th International Life Cycle Assessment Conference in Latin-America, Coatzacoalcos - Mexico.

Passos, F., Ortega, V., Donoso-Bravo, A. 2017. Thermochemical pretreatment and anaerobic digestion of dairy cow manure: experimental and economic evaluation. *Bioresource Technology.* 227, 239–246.

Rafiee, S. et al. 2016. Sustainability evaluation of pasteurized milk production with a life cycle assessment approach: an Iranian case study. *Science of the Total Environment.* 562, 614-627.

Sahota, S. et al. 2018. Review of trends in biogas upgradation technologies and future perspectives. *Bioresource Technology. Rep.* 1, 79-88.

Sefeedpari, P., Vellinga, T., Rafiee, S., Sharifi, M., Shine, P., & Pishgar-Komleh, S. H. 2019. Technical, environmental and cost-benefit assessment of manure management chain: A case study of large scale dairy farming. *Journal of Cleaner Production.*

Silva, V.P. et al. 2010. Variability in environmental impacts of Brazilian soybean according to crop production and transport scenarios. *Journal of Environmental Management.* 91, 1831-1839.

Wang, X. et al. 2018. Environmental impacts and resource use of milk production on the North China Plain, based on life cycle assessment. *Science of the Total Environment.* 625, 486-495.

## **Comparação entre incertezas de inventário de irrigação e de fatores de caracterização AWARE para escassez hídrica no semiárido**

José Paulo Pereira das Dores Savioli<sup>1</sup>

Cássia Maria Lie Ugraya<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Laboratório de Avaliação Sustentável do Ciclo de Vida (GYRO) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) [jsavioli@alunos.utfpr.edu.br](mailto:jsavioli@alunos.utfpr.edu.br)

*Atribuir incertezas na Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) faz parte do processo de construção da confiabilidade dos dados, tanto da parte de inventário quanto de fatores de caracterização. Sendo assim, cada vez mais trabalhos estão sendo feitos com o intuito de estimar a incerteza e definir áreas prioritárias para estes estudos. Na área de impacto de escassez hídrica, dados com incerteza atribuída para os fatores de caracterização AWARE já se encontram disponíveis para o semiárido brasileiro, porém ainda há a necessidade de avaliação e comparação dos resultados com a incerteza de inventário, principalmente para dados de irrigação (que compõe grande parte da demanda hídrica nacional) tendo em vista a definição de áreas prioritárias de refino de dados e redução da incerteza na região. Neste sentido, este trabalho avalia as causas de incerteza no procedimento de cálculo da irrigação segundo o método CROPWAT, da Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura - FAO, para cenário de irrigação total das lavouras, e utiliza da técnica de Monte Carlo para propagar as incertezas nos dados diários climáticos e de cultura para o resultado final, sendo especificamente analisada a cultura de soja do período de dezembro de 2017 a abril de 2018 (período de safra). Os resultados de incertezas de inventário foram comparados com os resultados de incerteza para os fatores de caracterização e indicaram, para as sub-bacias em regiões de plantio da soja no semiárido, uma alta porcentagem da variância final vinda da variância dos fatores de caracterização (maior que 90% na maioria dos*

*meses e sub-bacias), sendo esta considerada como área de enfoque para pesquisas de incerteza futura.*

**Palavras-chaves:** *Incerteza, AICV, inventário, irrigação, demanda hídrica.*

### **Introdução**

A análise de incertezas e sensibilidade dos dados é recomendada pela ISO 14040 (ISO, 2006) na condução de um estudo de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), porém sua utilização nos dados ainda é recente e passível de grande desenvolvimento. Neste contexto, trabalhos como Alves (2019), que estimou a incerteza dos fatores de caracterização AWARE para as sub-bacias do semiárido a partir de dados regionais, são importantes para o avanço deste tipo de estudo no país, principalmente para estabelecer diretrizes para trabalhos prioritários de incerteza.

O uso da água e seus impactos na escassez hídrica são temas recorrentes no semiárido (Rocha e Soares, 2015; Santana et al., 2019), sendo uma área com corpos hídricos intermitentes e com períodos grandes de seca. A vulnerabilidade da área para com o uso da água torna necessário a consideração e detalhamento regional dos dados e aumento da confiabilidade pela atribuição de incertezas.

A irrigação é o uso de água que mais se destaca no consumo e retirada do recurso nos

corpos hídricos (ANA, 2017), seguindo com crescimento anual em área de mais de 4% ao ano desde 1960. No semiárido a utilização da irrigação se concentra em polos de fruticultura e cultivo de cana-de-açúcar, principalmente em perímetros públicos (ANA, 2017), ainda assim, a soja aparece como uma das grandes produções da região (IBGE, 2018), motivo pela qual foi escolhida no estudo.

Sendo assim, este trabalho compara as incertezas de inventário (calculadas) e fatores de caracterização AWARE retiradas de Alves, (2019) para a cultura de soja no período de safras no semiárido visando analisar as contribuições de cada uma para a variância do impacto de escassez hídrica.

### **Método**

#### ***Incerteza do inventário***

O modelo de cálculo utilizado para irrigação foi o CROPWAT, da Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO – Allen et al., 1998). A modelagem CROPWAT é amplamente utilizada em trabalhos em nível nacional ou global (ANA, 2019; Pfister et al., 2011) e regional (Bouraima et al., 2015; Muhammad, 2009) por ser de fácil estimativa e fácil aplicação para uma ampla gama de diferentes culturas, além de recomendada por um órgão internacional da área.

O cálculo da irrigação pelo método CROPWAT, que considera irrigação completa (sem perdas de



transporte ou estresse hídrico na planta), é feito por meio da consideração da necessidade hídrica da planta e da precipitação efetiva ocorrida (água precipitada que fica disponível para planta) como mostrado na Equação 1:

$$Irr_i = \begin{cases} Et_{0,i} k_c - P_{eff,i} & \text{se } Et_{0,i} k_c < P_{eff,i} \\ 0 & \text{se } Et_{0,i} k_c \geq P_{eff,i} \end{cases} \quad (1)$$

Sendo  $i$  o índice mensal,  $Irr$  a irrigação em [mm],  $Et_0$  a evapotranspiração de referência em [mm],  $k_c$  o coeficiente de cultura (soja neste estudo) e  $P_{eff}$  a precipitação efetiva em [mm]. A precipitação efetiva foi calculada pela equação da USDA, presente no material de apoio do CROPWAT (Clarke et al., 1998), descrita na Equação 2:

$$P_{eff} = \begin{cases} P \frac{125 - 0,6P}{125} & \text{se } P \leq 250/3 \\ \frac{125}{3} + 0,1P & \text{se } P > 250/3 \end{cases} \quad (2)$$

Onde  $P$  é a precipitação total diária em [mm].

A evapotranspiração de referência, dado essencialmente climático da Equação 1, foi calculada com valores diários seguindo a equação de Penman-Monteith indicada pela FAO (Allen et al., 1998) e utilizada no Brasil pelo Sistema de Suporte a Decisão na Agricultura (SISDAGRO):

$$Et_0 = \frac{0,408 \Delta (Rn - G) + \frac{900 \gamma u_2 (e_s - e_a)}{T + 273}}{\Delta + \gamma (1 + 0,34 u_2)} \quad (3)$$

Sendo:

- $\Delta$  a declividade da curva de pressão de vapor em relação à temperatura  $\left[\frac{kPa}{^\circ C}\right]$  (calculado)
- $Rn$  o saldo de radiação diário  $\left[\frac{MJ}{(m^2 * dia)}\right]$  (calculado)
- $G$  o fluxo total diário de calor no solo  $\left[\frac{MJ}{(m^2 * dia)}\right]$
- $\gamma$  o coeficiente psicrométrico  $\left[\frac{kPa}{^\circ C}\right]$  (calculado)
- $u_2$  a velocidade do vento a 2 metros  $\left[\frac{m}{s}\right]$  (calculado)
- $e_s$  a pressão de saturação de vapor [kPa] (calculada)
- $e_a$  a pressão atual de vapor [kPa] (calculada)
- $T$  a temperatura média do ar [ $^\circ C$ ].

Com vistas a adicionar possíveis fontes de incertezas dos cálculos, a maior parte dos parâmetros da Equação 3 foi calculada a partir de equações auxiliares presentes no material da FAO (Allen et al., 1998) utilizadas em estudos de incerteza (Westerhoff, 2015) e em material nacional da Embrapa (Conceição, 2006).

Os dados climáticos (sem precipitação) necessários para cálculo foram retirados de estações do INMET para o período de dezembro de 2017 a abril de 2018 (período propício para desenvolvimento da soja no semiárido – CONAB, 2019) localizadas na

extensão do semiárido. A precipitação foi retirada de estações do SISDAGRO e receberam mesmo tratamento para incertezas que as do INMET.

Para consideração das incertezas nas variáveis de entrada climáticas das Equações 2 e 3, foi considerada a incerteza máxima de medição dos dispositivos de estações climáticas segundo a Organização Mundial de Meteorologia (Tabela 1 - WMO, 2008). Os desvios considerados no trabalho foram tabelados na Tabela 1. As incertezas foram propagadas desde as Equações 2 e 3 até a estimativa da irrigação (Equação 1) utilizando o método de Monte Carlo no software R com 100000 iterações.

**Tabela 1: Variável climática, incerteza atribuída e bibliografia considerada para atribuição das incertezas**

Variável	Incerteza	Fonte
Temp. média	+0,1 $^\circ C$	WMO (2008)
Temp. mínima	+0,1 $^\circ C$	WMO (2008)
Temp. máxima	+0,1 $^\circ C$	WMO (2008)
Velocidade do vento a 10 m	+0,5m/s para <= 5m/s  +-10% para >5m/s	WMO (2008)
Umidade relativa	+1%	WMO (2008)
Insolação	Valor exato	-
a (Fator empírico)	0,29+-0,04	Da Silva (2014)

<i>Variável</i>	<i>Incerteza</i>	<i>Fonte</i>
para cálculo da radiação solar incidente)		Belúcio et al. (2014)
b (Fator empírico para cálculo da radiação solar incidente)	0,42+-0,065	Da Silva (2014)
G (Fluxo total diário de calor no solo)	0 (Valor exato)	Allen et al. (1998)
Precipitação	0,1 mm para <=5mm 2% para >5mm	WMO (2008)

Adicionalmente, o coeficiente de cultura (kc) da Equação 1 foi considerado como uma faixa de distribuição uniforme a partir de dados da Embrapa Hortaliças (CNPH, 2004) durante o período de plantio, sendo que os diferentes estágios de desenvolvimento foram caracterizados segundo a Tabela 2 e suas incertezas foram propagadas em conjunto com as outras variáveis:

**Tabela 2: Coeficiente de cultura (kc) mínimo e máximo considerados e período de plantio em dias dos estágios de desenvolvimento (1): Inicial; (2): Desenvolvimento; (3): Intermediário; (4): Final e (5): Colheita**

<i>Fase</i>	<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5</i>
Dias	20	35	60	25	0
Mín	0,3	Aumento linear	1	Decréscimo linear	0,4
Máx	0,4	Aumento linear	1,15	Decréscimo linear	0,5

O cálculo da irrigação foi feito diariamente a partir dos dados de evapotranspiração de referência e precipitação efetiva para o período de plantio, considerado entre dezembro de 2017 a abril de 2018. Posteriormente, os valores de irrigação diários resultantes foram divididos pela produtividade municipal de plantio da soja segundo a Produção Agrícola Municipal de 2018 (IBGE, 2018) para obtenção da água azul em metros cúbicos por quilograma como mostrado na Equação 4:

$$\text{ÁguaAzul} = \frac{\text{Irr}_i}{\text{produtividade}} \quad (4)$$

A água azul é um fator representativo da quantidade de água retirada dos corpos hídricos para produção de 1 [kg] da cultura (Mekonnen e Hoekstra, 2011). Adicionalmente ao cálculo da Equação 4 foi

realizada a somatória mensal do dado para os meses estudados.

Os dados de produtividade não tiveram incerteza atribuída. A incerteza da agregação geográfica dos dados da água azul para cada sub-bacia do semiárido foi considerada por meio de fórmulas básicas de propagação de erro em soma.

Apesar dos esforços em atribuir incertezas ao inventário, reconhece-se que há variabilidade espacial (principalmente para dados de estações) e temporal, incertezas de acurácia dos modelos de evapotranspiração e precipitação efetiva que não foram considerados no trabalho por falta de dados ou metodologias robustas para atribuição. Alguns estudos sugeridos na área para evapotranspiração são Liu et al., (2016) e Westerhoff (2015) e para precipitação efetiva Ali e Mulbarak (2017).

### ***Incerteza dos fatores de caracterização***

Os fatores de caracterização considerados no estudo seguem a metodologia do AWARE (Boulay et al, 2017), que é recomendada tanto internacionalmente (UNEP e SETAC, 2016) quanto para o Brasil (Castro et al., 2018) no cálculo da escassez hídrica.

As incertezas dos fatores de caracterização para o semiárido foram retiradas de Alves (2019), que fez uma extensa análise das diversas fontes de incertezas provenientes do cálculo do fator de caracterização AWARE para as sub-bacias do semiárido, levando em conta o trabalho de

regionalização temporal e espacial do fator feita por Andrade et al. (2019).

### **Contribuições para incerteza do impacto**

Utilizou-se da Equação 5 para cálculo do impacto de escassez hídrica:

$$Impacto = FC_{AWARE} * Inventário \quad (5)$$

Sendo  $FC_{AWARE}$  o fator de caracterização AWARE.

A contribuição do inventário (água azul – Equação 4) e dos fatores de caracterização (AWARE – Equação 5) para incerteza total do impacto na escassez hídrica foi calculada para cada sub-bacia do semiárido utilizando a Equação 6 de propagação de erro:

$$Var = Impacto^2 * \left[ \left( \frac{\sigma_{fc}}{FC} \right)^2 + \left( \frac{\sigma_{inventário}}{Inventário} \right)^2 \right] \quad (6)$$

Sendo  $\sigma_{fc}$  e  $\sigma_{inventário}$  os desvios padrões do fator de caracterização AWARE e dos dados de inventário respectivamente e  $Var$  a variância resultante do impacto na escassez hídrica. Os dados de variância foram considerados para possibilitar a comparação entre as contribuições das duas variáveis para a incerteza total de impacto.

### **Resultados e Discussões**

A Figura 1 mostra os resultados de incerteza de inventário, dos fatores de caracterização de Alves (2019), o resultado do impacto e a maior contribuição (inventário ou fator de

caracterização) para o semiárido por mês de plantio.

Como a produtividade, utilizada na Equação 4, é um dado exclusivo para municípios produtores da cultura de soja, as áreas consideradas nos resultados foram apenas as que tiveram área plantada da cultura no período.

As contribuições de incerteza foram consideravelmente maiores por parte do fator de caracterização, resultando em porcentagens altas de variância do valor final providas do mesmo (65-99%). Ainda assim, os valores de incerteza do inventário podiam chegar a até 10% de desvio padrão relativo à média, sendo comuns valores entre 3 a 6%.

Áreas com maior contribuição do inventário para incerteza final continham altos valores do fator de caracterização com baixos desvios padrões e foram esparsas ao longo da região de plantio de soja, sendo incomuns em todos os meses analisados.

Apesar da mudança de dados durante o ano, não foi percebida nenhuma variação temporal significativa da contribuição das variáveis para a incerteza do impacto, muito pois a variância do fator de caracterização se mostrava muito alta mesmo para meses de menor módulo da variável.

### **Conclusões**

Este estudo traz uma comparação quantitativa das incertezas de inventário e fator de caracterização para escassez hídrica vindas da produção de soja em sub-bacias no semiárido. O resultado desta comparação mostrou que, na maior parte das sub-bacias estudadas a contribuição da incerteza dos fatores de caracterização é mais significativa que da incerteza de inventário, com valores comuns entre 65 a 99% da variância total do impacto em escassez hídrica. Sendo assim, reconhece-se que os esforços para redução da incerteza encontram uma maior prioridade na área das incertezas de fatores de caracterização.

Apesar de escassos, resultados em que a incerteza do inventário foi mais relevante foram encontrados em casos específicos onde haviam altos valores de fator de caracterização. Além disso, pouca variação temporal ou geográfica foi notada no período estudado, havendo necessidade de uma comparação mais abrangente em termos de culturas e período analisado.

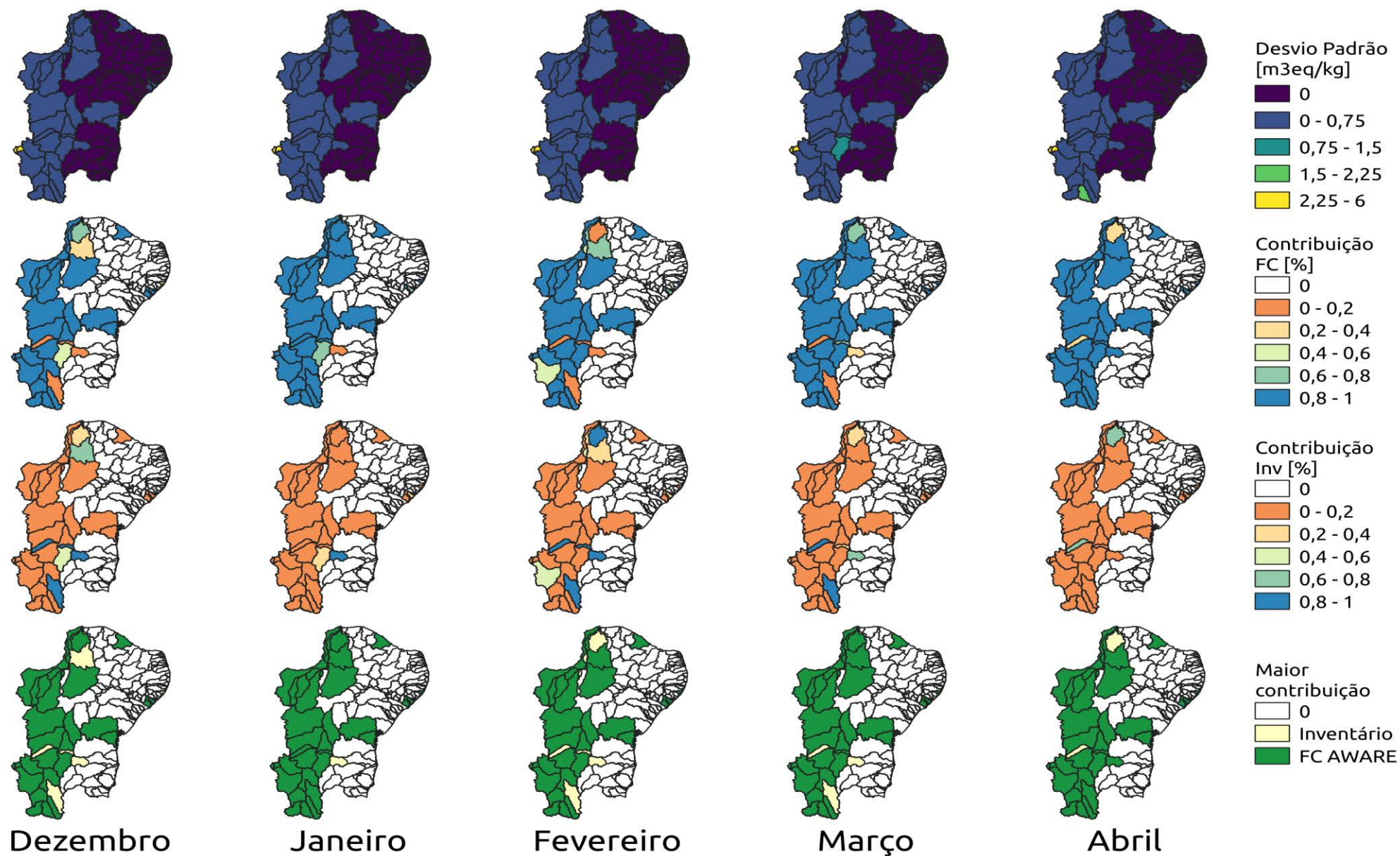
A quantificação da incerteza é importante para aumentar a confiabilidade de uma Avaliação do Ciclo de Vida, e destaca-se com este estudo a necessidade de uma maior profundidade na consideração da incerteza nos estudos para reconhecer prioridades para dados melhores. Com isso recomenda-se para trabalhos futuros dados mais refinados para fatores de caracterização de escassez hídrica, assim como

trabalhos que abranjam uma área geográfica maior assim como maior número de culturas analisadas. Em específico ao cálculo da água azul, recomendam-se trabalhos que priorizem uma comparação entre metodologias de evapotranspiração e precipitação efetiva e suas variabilidades.

## Referências

- ABNT (2006) NBR ISO 14040: Avaliação do Ciclo de Vida: Princípios e Estrutura. Associação Brasileira de Normas Técnicas, v. 21.
- Ali, M.H., Mubarak, S. Asian Research Journal of Agriculture (2017). <https://doi.org/10.9734/ARJA/2017/36812>.
- Alves, K.F., (2019) Avaliação de incerteza dos fatores de caracterização regionalizados para escassez hídrica no Semiárido brasileiro. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica e de Materiais, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba.
- ANA (2017) Atlas Irrigação – Uso da Água Irrigada no Brasil. Brasília. 86 p.
- ANA (2019). Coeficientes técnicos de uso da água para a agricultura irrigada – Brasília. 29 p.
- Andrade E.P., Nunes A.B.N., Alves K.F. et al. Int J Life Cycle Assess (2019). <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01643-5x>.
- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D. et al. FAO (1998) Crop Evapotranspiration - Guidelines for Computing Crop Water Requirements - FAO Irrigation and Drainage Paper 56. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/X0490E/X0490E00.htm>>.
- Belúcio, L.P. da Silva, A.P.N., Souza, L.R., et al., Revista Brasileira de Meteorologia (2014). <https://doi.org/10.1590/0102-778620130079>.
- Bouraima, A.-K., Zhang, W., Wei, C. International Journal of Agricultural and Biological Engineering (2015). <https://doi.org/10.3965/ijabe.20150802.1290>.
- Boulay, A.-M., Bare, J., Benini, L., et al., Int J Life Cycle Assess (2017). <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1333-8>.
- Castro A.L.A, Andrade E.P, de Alencar Costa M., et al., Environ Impact Assess Rev (2018). <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2018.05.004>.
- Clarke, D., Smith, M., El-Askari, K. (1998) CROPWAT for Windows: User Guide.
- CNPH (2004). Manual IRRIGA LP – TIGRE.
- CONAB (2019). Calendário de Plantio e Colheita de Grãos no Brasil.
- Conceição, M. A. F. (2006) Roteiro de cálculo da evapotranspiração de referência pelo método de Penman-Monteith-FAO, Embrapa.
- Da Silva, A.O. Revista Brasileira de Engenharia de Biosistemas (2014). <https://doi.org/10.18011/bioeng2014v8n4p333-342>.
- IBGE (2018) Produção Agrícola Municipal - Culturas Temporárias e Permanentes. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9117-producao-agricola-municipal-culturas-temporarias-e-permanentes.html?edicao=22566&t=resultados>>.
- Liu, W., Yang, H., Folberth, C., et al., Agricultural and Forest Meteorology (2016). <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2016.02.017>.
- Mekonnen, M., Hoekstra, A.Y., (2011). <https://doi.org/10.5194/hess-15-1577-2011>.
- Muhammad, N., Journal of Agricultural and Biological Science (2009) Simulation of maize crop under irrigated and rainfed conditions with CROPWAT model, v. 4, n. 2, p. 68-73.
- Pfister, S., Bayer, P., Koehler, A. et al., Environmental science & technology (2011). <https://doi.org/10.1021/es1041755>.
- Rocha, R., Soares, R.R., Journal of Development Economics (2015). <https://doi.org/10.1016/j.jdeveco.2014.10.003>.
- Santana, R.A., Bezerra, S.D.T.M., Dos Santos, S.M., et al., Utilities Policy (2019). <https://doi.org/10.1016/j.jup.2019.100974>.
- UNEP SETAC (2016). Global guidance for life cycle assessment indicator.
- Westerhoff, R.S. Remote Sensing of Environment (2015). <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.07.021>.
- WMO (2008) Guide to meteorological instruments and methods of observation (WMO-No. 8). Geneva, Switzerland, v. 29.

Figura 1: Sub-bacias do semiárido, a primeira linha de mapas mostra o desvio padrão total do impacto na escassez hídrica, a segunda e terceira linha de mapas mostram as porcentagens de contribuição do fator de caracterização AWARE e do inventário respectivamente, a quarta linha mostra o fator de maior contribuição para a variância do impacto.



## Avaliação do ciclo de vida de produtos derivados de umbu

Ana Carolina de Jesus Oliveira<sup>1</sup>, Juan Carlos Souza Silva<sup>1</sup>, Thomas Leonardo Castro

Leaf<sup>2</sup>, Itana Oliveira Lins<sup>2</sup>, José Adolfo Almeida Neto<sup>2</sup>, Luciano Brito Rodrigues<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia - UESB, Rodovia BR 415, km 03,

Itapetinga – BA, 45700-000, Brasil

<sup>2</sup> Universidade Estadual de Santa Cruz - UESC

rodrigueslb@uesb.edu.br

### Resumo

As atividades de processamento de frutas são responsáveis por uma parcela dos impactos ambientais negativos, razão pela qual a aplicação de métodos ambientais neste setor tem crescido nos últimos anos. Este estudo avaliou os impactos ambientais da produção agrícola e industrial do umbu. Os dados do inventário de ciclo de vida foram obtidos por meio entrevistas com produtores e gestores da produção e processamento de umbu, acompanhamento das atividades, registros documentais, literatura e consultas na base de dados Ecoinvent. Na fase de avaliação de impactos, adotou-se o método ReCiPe 2016, Midpoint (H). Os cálculos dos impactos foram realizados com o auxílio do software SimaPro versão 8.5.2. Em relação a produção do doce de umbu, verificou-se as maiores contribuições dos impactos para a produção de energia térmica (subsistema caldeira) nas categorias Uso da Terra, Eutrofização de Água Doce e Acidificação Terrestre; seguido da produção de açúcar na fase de processamento, resultando em cerca de 60% dos impactos para a categoria Aquecimento Global, 44,4% a Formação de Ozônio Fotoquímico e 32,9% para a Acidificação Terrestre. Para a produção da geleia de umbu, notou-se uma predominância das emissões na fase de produção das embalagens de vidro, produção de energia térmica e processamento. A partir dos resultados realizou-se uma análise de sensibilidade variando algumas entradas do processo. A proposta de utilizar os resíduos do processamento de umbu para produção de bioenergia contribuiu de forma positiva para a redução de impactos

em quase todas as categorias, com destaque para a Eutrofização de Água Doce e Uso da Terra. A ACV mostrou-se eficaz na avaliação de diferentes cenários que podem melhorar o desempenho ambiental na indústria de alimentos.

**Palavras-chaves:** Impactos ambientais, Produção de frutas, Sistemas Agroindustriais

### INTRODUÇÃO

O umbuzeiro (*Spondias tuberosa* Arr. Cam.) é uma planta nativa da região semiárida do Nordeste brasileiro que se destaca entre as frutíferas, pela sua identidade cultural, atividade social e importância econômica (DUTRA et al., 2017). O Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), em 2017, registrou um rendimento de 7465 toneladas da atividade extrativista do fruto, sendo 6669 toneladas produzidas na região Nordeste e 766 na região Sudeste.

O umbu apresenta características nutricionais e sensoriais importantes, tornando-o apreciado para o consumo *in natura* (DUTRA et al., 2017). No entanto, após a colheita, seus processos biológicos continuam ativos, resultando em um produto de maturação rápida e consequentemente mais perecível (CHITARRA e CHITARRA, 2005). Essas características geram desvantagens quanto ao manuseio pós-colheita, como perdas decorrentes da falta de comercialização ou de consumo em tempo hábil, sendo o processamento uma alternativa viável para resolver os problemas de perecibilidade e agregar valor ao produto (MAIA et al., 2017).

Por essa razão, aumentaram as estratégias de industrialização do fruto, sendo possível

encontrar no mercado diversos derivados, como sucos, doces, geleias, polpas e compotas (RIBEIRO et al., 2017).

Assim como toda atividade industrial, o processamento de frutas vem sendo apontado como um dos principais setores responsáveis pelos impactos ambientais negativos, principalmente pelas maiores exigências de água, energia, embalagens e geração de resíduos (SALA et al., 2017; NOTARNICOLA et al., 2017). Por isso, a indústria deve avaliar a produção de alimentos também sob uma perspectiva ambiental, através da aplicação de métodos bem estruturados como a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) que tem sido frequentemente aplicado a este setor (DE MARCO et al., 2018).

A ACV é um método sistematizado pelas normas NBR ISO 14040:2009 (2009a) e 14044:2009 (2009b), usado para avaliar de forma quantitativa os potenciais impactos ambientais de um produto ou serviço dentro de um contexto bem definido, que deve ser estabelecido previamente.

Nesta perspectiva, este estudo tem como objetivo contribuir com o desenvolvimento de um inventário regionalizado da produção agrícola e industrial de umbu no estado da Bahia, bem como avaliar os impactos ambientais e sugerir alternativas de melhoria ao longo do processo.

### MATERIAL E MÉTODOS

#### Descrição dos sistemas

#### Produção Agrícola

As principais etapas agrícolas consideradas neste estudo são: produção de mudas, preparo da área

para o plantio, plantio em local definitivo, adubação, irrigação, tratos culturais e colheita.

As mudas são produzidas pela técnica de enxertia e método de garfagem no topo em fenda cheia. A formação das mudas inicia com a obtenção e tratamento das sementes. A próxima etapa consiste na semeadura que é realizada diretamente em sacos de polietileno contendo o substrato e três sementes em cada recipiente. Os tratos culturais iniciam após 30 dias da semeadura, sendo que as principais atividades envolvidas nesta etapa consistem de fertilizações de cobertura, irrigação e podas apicais da planta. Na fertilização de cobertura são utilizados superfosfato simples, cloreto de potássio e ureia como fontes de NPK. A irrigação ocorre durante todo o período de formação das mudas, de duas a três vezes por semana.

A enxertia é realizada após seis meses, quando as mudas/porta-enxerto atingem entre 0,6 cm e 0,8 cm de diâmetro do caule a 20 cm de altura do colo da planta.

O preparo da área para o plantio incluiu apenas a operação de gradagem. As mudas de umbuzeiro foram plantadas em covas de 40 x 40 x 60 cm com espaçamento 6 m x 6 m, o que corresponde a uma densidade de 278 plantas por hectare. Para a adubação de plantio é utilizado esterco bovino curtido.

Neste caso, especificamente, os umbuzeiros são irrigados por gotejamento até entrarem em fase de floração e frutificação, cerca de 2 a 3 vezes na

semana, a depender da disponibilidade de chuvas.

### **Processamento**

A produção na fábrica inicia com a recepção, pesagem e higienização dos frutos.

Após o processo de higienização, os frutos passam por um rápido aquecimento a vapor, etapa denominada pela fábrica de “pré-cozimento”. A água do aquecimento é retirada após o terceiro ciclo e destinada a produção de geleias, denominada no rótulo como suco de umbu.

Para produzir o doce de umbu, os frutos pré-cozidos passam pela etapa de despulpamento, em que há separação da polpa e semente. A polpa obtida é conduzida ao tanque de concentração e misturada juntamente com o açúcar cristal orgânico, onde o teor de água é removido por evaporação. Para esse produto são utilizadas duas embalagens principais, a embalagem de plástico para vácuo e caixas de papel do tipo papel cartão duplex. Os doces embalados são enviados para a expedição e acondicionados em caixas de papelão.

No processamento da geleia, considera-se as seguintes etapas: adição do suco de umbu, açúcar cristal orgânico e pectina, concentração, esterilização de embalagens de vidro, acondicionamento, rotulagem e expedição.

Todos os equipamentos e utensílios utilizados durante a fabricação desses produtos passam por

um processo diário de higienização, antes e após a produção.

### **Avaliação do Ciclo de Vida**

A avaliação dos impactos foi realizada conforme as normas NBR ISO 14040:2009a e NBR ISO 14044:2009b, considerando as quatro fases de sua estrutura, a saber: definição do objetivo e escopo, análise de inventário, avaliação de impacto e interpretação.

#### **Objetivo e escopo**

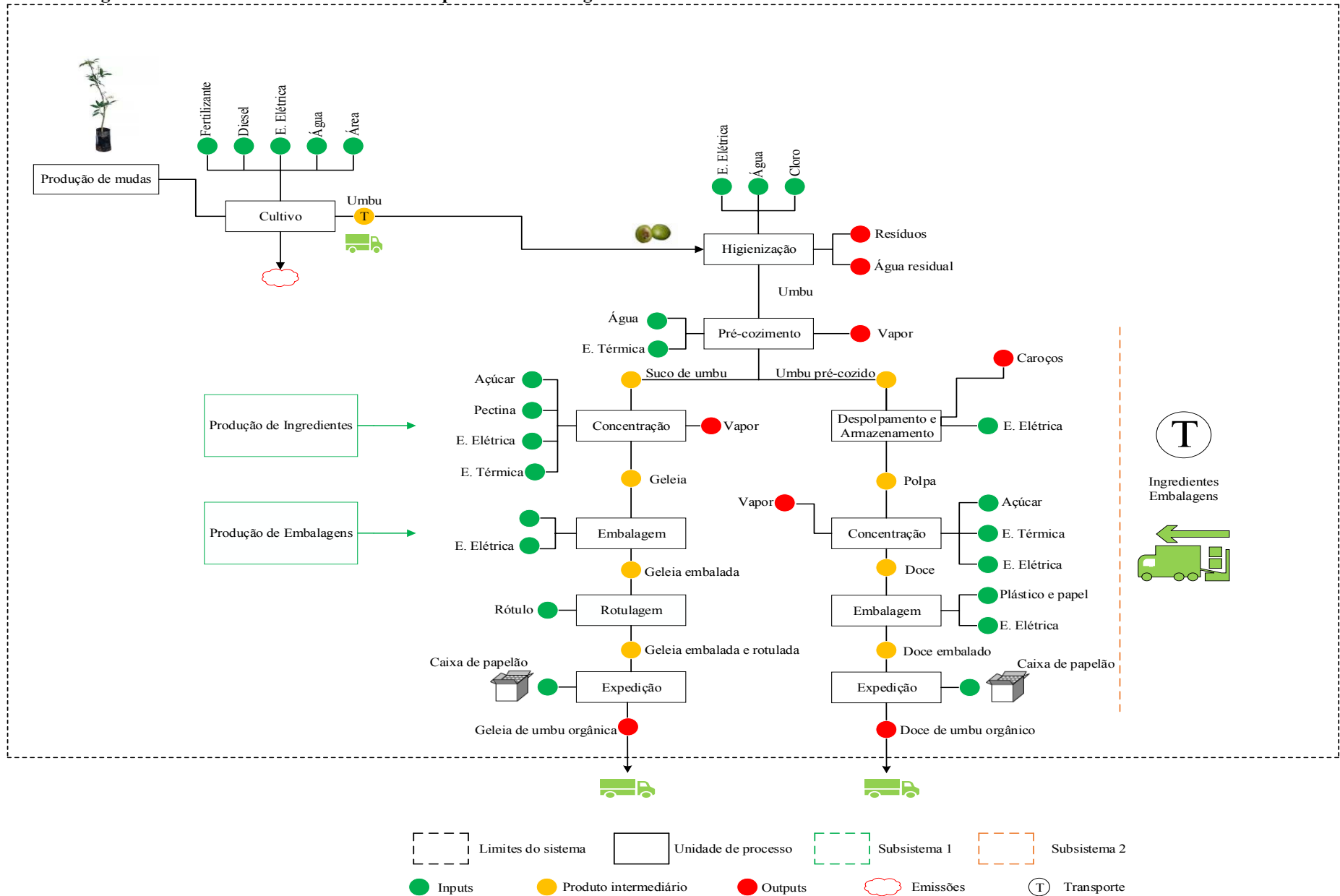
O objetivo do estudo é avaliar os impactos ambientais no ciclo de vida da produção do doce e geleia de umbu e propor maneiras de mitigar os potenciais impactos ambientais associados.

A função do sistema é produzir derivados de frutas destinados a alimentação humana. A Unidade Funcional (UF) adotada foi 1 kg de produto principal (doce de umbu).

O sistema sob avaliação é considerado como um sistema típico com mais de uma saída. Consistentemente, fatores de alocação mássica de 77,6% para a polpa de umbu (para produção do doce) e 22,4% para o suco de umbu (para produção da geleia) foram considerados. Os percentuais de alocação foram calculados com base na contribuição de cada produto resultante da etapa de pré-cozimento do fruto.

Considera-se neste estudo, a fronteira do berço ao portão (*cradle to gate*), isto é, deste fase agrícola até as operações de produção na fábrica (Figura 1).

Figura 1: Fluxograma das fronteiras do ciclo de vida dos produtos: doce e geleia de umbu





### **Análise de Inventário**

Os dados da fase agrícola foram obtidos junto aos agricultores que lidam com as atividades do pomar. Na ausência de dados primários, foram utilizadas informações da literatura. Os dados da fase agrícola agrupam-se em três fases: 1º ao 3º ano: implantação do pomar. Inclui as atividades de produção das mudas, preparo do solo, plantio, irrigação e adubação de cobertura a partir do 2º ano. Nesta fase as plantas estão em processo de desenvolvimento e não há produção; 4º e 5º ano: período de baixa produção. Fase em que a produção se inicia, mas sem estabilidade; 6º ao 30º ano: produção tende a estabilização.

As emissões de amônia e dióxido de carbono para o ar foram estimadas segundo Nemecek e Schnetzer (2011) e as emissões de óxido de nitrogênio foram calculadas seguindo os procedimentos descritos por Nemecek et al. (2015).

Os dados da fase de processamento foram coletados por meio de entrevistas, acompanhamento do processo e registros de produção.

A água utilizada na higienização do fruto foi estimada através da medição dos tanques e a água utilizada na higienização da fábrica calculada através do tempo gasto para encher um recipiente de volume conhecido, método conhecido como cubagem.

Para obtenção do consumo de energia elétrica em kWh é feito um levantamento das potências dos motores elétricos de todos os equipamentos

utilizados durante fabricação dos produtos e o tempo de funcionamento em horas.

Para obter a vazão de combustível (lenha) adotou-se os procedimentos de cálculo citados por Uchimura (2007) e Smith (1996).

Devido à ausência de um inventário do açúcar cristal orgânico nas bases de dados, foi elaborado um inventário com base em dados secundários e adaptações dos inventários disponíveis do açúcar convencional (PONCE, 2019; VILELA, 2013).

Os resíduos do processamento foram estimados em relação a porcentagem média de semente presente nos frutos.

Através da multiplicação da massa de cada insumo pela distância percorrida foi possível obter os dados de transporte (expresso em toneladas-quilômetro tkm).

### **Avaliação de Impacto**

Para realizar a AICV, o método ReCipe 2016 MidPoint, modelo hierárquico (H) foi aplicado utilizando o software SimaPro versão 8.5.2. As seguintes categorias de impacto foram consideradas neste estudo: Aquecimento Global (AG), Acidificação Terrestre (AT), Eutrofização de Água Doce (EAD), Formação de Ozônio Fotoquímico (FOF), Uso da Terra (UT), Consumo de Água (CA), Escassez de recursos Fósseis (ERF) e Escassez de Recursos Minerais (ERM).

### **Análise de Sensibilidade**

Foram comparados dois cenários de produção de energia, o convencional, em que a lenha é utilizada na caldeira para produção de calor (na forma de vapor) e o cenário alternativo, em que

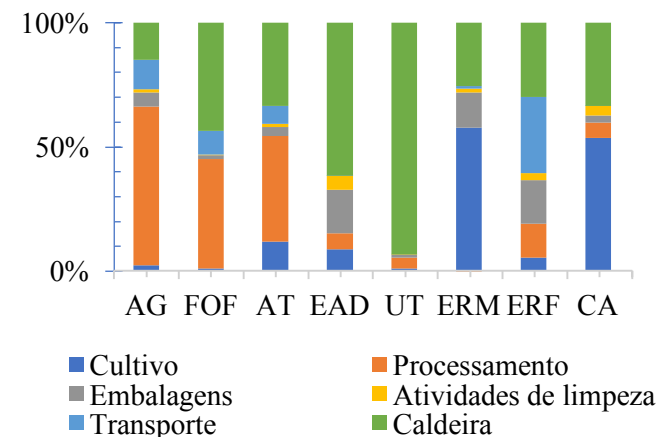
os resíduos do processamento de umbu são secos e usados como biocombustível sólido para fornecer calor ao processo de produção do doce e geleia, substituindo parte da lenha utilizada.

## **RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **Doce de umbu**

A primeira análise deste estudo se deu sobre a contribuição das fases do ciclo de vida parcial da produção de doce de umbu (Figura 2).

**Figura 2: Análise de contribuição dos impactos da produção de 1kg de doce de umbu**



O processamento resultou em maiores emissões, com valores em torno de 65%, o que corresponde a 1,41 kg de CO<sub>2</sub> eq. Desse total, cerca de 60,7% dos impactos concentraram-se na fase de produção do açúcar cristal orgânico. Os principais aspectos contribuintes foram o consumo de diesel pelo maquinário agrícola e as emissões da aplicação de calcário e vinhaça na lavoura.

Para as categorias FOF e AT, as maiores contribuições são para os fatores agrupados nas atividades de processamento e caldeira, cerca de 44,4% e 43,5% (FOF); e 32,9% e 33,5% (AT), respectivamente. O açúcar cristal orgânico representou novamente o principal ponto crítico, sendo os principais fluxos contribuintes as emissões pelo consumo de diesel na fase agrícola da cana-de-açúcar e as emissões da queima do bagaço utilizado na cogeração de energia pela indústria sucroalcooleira.

A geração de energia térmica contribuiu também para as categorias UT (93,3%), EAD (61,5%), AT (33,4%) e CA (32,9%). Pelo fato do umbu ser um fruto sazonal, a sua disponibilidade está sujeita aos períodos de safra e por isso, nem sempre há matéria-prima em quantidades necessárias para atender a demanda. Isso leva a uma inconstância na produção e não aproveitamento de toda capacidade tecnológica da fábrica, fatores que podem ter contribuído com produção de energia térmica excedente e consequentemente com os maiores escores ambientais nestas categorias.

Em relação a fase de cultivo, as emissões causadas pelo consumo de fertilizantes sintéticos na produção de mudas e esterco bovino utilizados no plantio das mudas, resultaram em contribuições mais significativas para a categoria ERM (58,8%), representando mais de 50% do seu valor total para a fase de berço. Para ambos os tipos de fertilizantes utilizados (sintéticos e orgânicos), os resultados apontam o fosfato

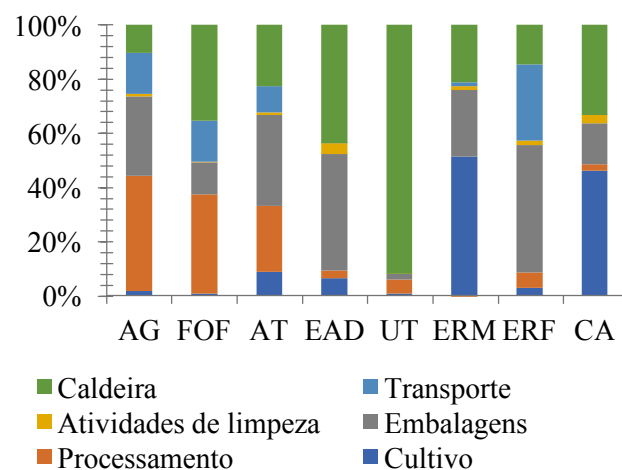
presente como o principal fator contribuinte para as emissões desta categoria.

Como esperado, as emissões das operações de transporte foram mais significativas na categoria ERF, resultado em aproximadamente 30% dos impactos para esta categoria. Deste total, 24,8% das emissões são referentes ao transporte de açúcar para a fábrica, tendo como fonte de impactos o consumo de óleo diesel.

### **Geleia de umbu**

A segunda análise deste estudo se deu sobre a contribuição das fases do ciclo de vida parcial da produção da geleia de umbu (Figura 3).

**Figura 3. Análise de contribuição dos impactos da produção de 328 g de geleia de umbu**



Para a categoria AG, nota-se a predominância nos estágios de processamento, embalagens e transporte. O processamento contribuiu com 42,6%, a produção de embalagens com 29,3% e as etapas de transporte com 15,2%, ficando a caldeira com os 11% restantes.

Nas categorias FOF e AT, a fase de processamento assumiu o protagonismo dos impactos, tendo também como fonte principal a produção do açúcar. As contribuições foram na ordem de 36,6% para a FOF e 24,6% para AT.

As contribuições da etapa de produção das embalagens de vidro foram relevantes para quase todas as categorias de impacto, exceto para as categorias UT e CA. As categorias ERF, EAD, AT e AG foram as mais afetadas, resultando em 47,3%, 43,04%, 33,6% e 29,3% dos impactos, respectivamente. Esses valores podem ser explicados pela alta exigência de energia elétrica na fabricação das embalagens de vidro.

A fase de cultivo contribuiu com 48,5% dos impactos na categoria de impacto ERM, 43,4% na categoria CA e 8% na AT.

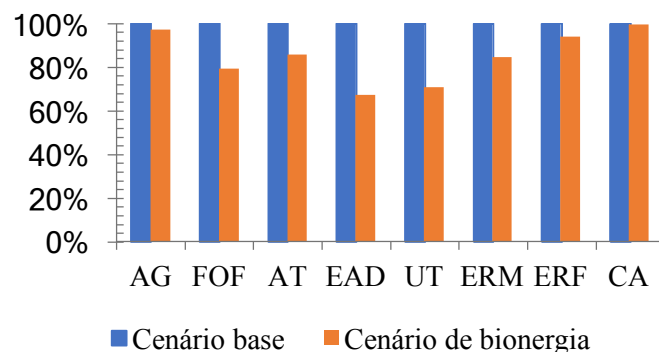
Para ambos os tipos de fertilizantes utilizados (sintéticos e orgânicos), novamente o fosfato foi o principal fator contribuinte para as emissões desta categoria.

Algumas ações como incentivar os agricultores a proteger o meio ambiente local, melhorar suas habilidades de manejo de pomares e aumentar sua conscientização ambiental pode ser um ponto importante para reduzir o uso de fertilizantes e aumentar a eficiência do seu uso.

### **Análise de Sensibilidade**

Analisando as categorias que apresentaram os maiores encargos ambientais no cenário base, percebe-se uma redução significativa das emissões no cenário integrado para a maioria das categorias de impacto (Figura 4).

Figura 4. Caracterização comparativa entre o cenário convencional e o integrado (produção de bioenergia)



Isso significa que o cenário alternativo permite uma redução de 32,7% na EAD; 29,2% (UT); 20,5% (FOF); 15,4% (ERM) e 14% (AT). Nas demais categorias, as reduções nas emissões não foram significativas (abaixo de 5% para ERF, CA e AG).

A indústria processa aproximadamente 30 toneladas de umbu por ano, logo são gerados 4500 kg só de caroços, considerando que 15% do fruto são resíduos de caroços.

Com base nos valores de energia da biomassa analisada em estudos anteriores (poder calorífico de 18,63 MJ/kg) e nas exigências de energia térmica para produção do doce de umbu, os resíduos tem a capacidade de fornecer 70794 MJ/ano de energia, isso significa que os resíduos podem fornecer cerca de 40% do calor necessário para o processamento de umbu.

## CONCLUSÕES

Os subsistemas produção de ingredientes, produção de energia térmica, produção das embalagens de vidro e as operações de cultivo,

foram as principais fontes de emissões ao longo da cadeia produtiva de umbu.

A proposta de utilizar os resíduos para a produção de bioenergia resultou em informações úteis, tanto sobre o potencial energético dos resíduos quanto sobre aspectos metodológicos.

Para desenvolver e implementar uma cadeia de produção de alimentos com menores impactos ambientais, é preciso envolver todas as partes interessadas, que devem cooperar em conjunto com o objetivo de desenvolver e implementar processos agroindustriais mais sustentáveis.

## Agradecimentos

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Capes (Código de Financiamento 001), Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq (313293/2014-7; 167546/2017-1; 424824/2016-7), a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia – Fapesb (PAM0017/2014) pelo apoio no desenvolvimento deste trabalho.

## Referências bibliográficas

- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas (2009a). NBR ISO 14040:2009 - Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura. Rio de Janeiro.
- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas (2009b). NBR ISO 14040:2009 - Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e Orientações. Rio de Janeiro.
- CHITARRA, M.I.F.; CHITARRA, A.D. **Pós-colheita de frutas e hortaliças: Fisiologia e manuseio**. Lavras: UFLA, 2.ed., 293p, 2005.
- DE MARCO, I.; RIEMMA, S.; IANNONE, R. Uncertainty of input parameters and sensitivity analysis in life cycle assessment: An Italian processed tomato product. *Journal of Cleaner Production*. 177, 315-325, 2018.
- DE MARCO, I.; RIEMMA, S.; IANNONE, R. Uncertainty of input parameters and sensitivity analysis in life cycle assessment: An Italian

processed tomato product. *Journal of Cleaner Production*. 177, 315-325, 2018.

DUTRA, F.V.; CARDOSO, A.D.; MORAIS, O.M.; VIANA, A.E.S.; MELO, T.L.; JÚNIOR, N.D.S.C. Características físicas e químicas de acessos de umbuzeiros (*Spondias tuberosa* Arr. Cam). *Revista de Ciências Agrárias*, 40(4), 140-149, 2017.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/tabela/289>>. Acesso em: 15 de julho 2019.

MAIA, S.E.S.; VIEIRA, T.R.R.; MACIEL, M.I.S. Avaliação das características físicas do pó misto de umbu e acerola obtido por atomização. *XVI JEPEX*, 2017.

NEMECEK, T.; BENGHOA, X.; LANSCH, J.; MOURON, P.; ROSSI, V.; HUMBERT, S. Methodological guidelines for the Life Cycle Inventory of agricultural products. *Quantis and Agroscope: Zurich, Switzerland*, 2015.

NEMECEK, T.; SCHENETZER, J. Methods of assessment of direct field emissions for LCIs of agricultural production systems. *Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station ART Data v3.0* (2012), Zurich, August. 2011.

NOTARNICOLA, B.; ANTON, A.; MCLAREN, S.; SAOUTER, E.; SONESSON, U. The role of life cycle assessment in supporting sustainable agri-food systems: A review of the challenges. *Journal of Cleaner Production*, v. 140, p. 399-409, 2017.

PONCE, R.O. **Avaliação do Ciclo de Vida dos sistemas de produção orgânico e convencional da cana-de-açúcar: um estudo comparativo**. Dissertação (Mestrado em Administração) - Universidade Estadual Paulista, p.83, 2019.

RIBEIRO, L.D.O.; PONTES, S.M.; RIBEIRO, A.D.O.; PACHECO, S.; FREITAS, S.P.; DA MATTA, V.M. Avaliação do armazenamento a frio sobre os compostos bioativos e as características físico-químicas e microbiológicas do suco de umbu pasteurizado. *Embrapa Agroindústria de Alimentos*, 2017.

SALA, S.; ANTON, A.; MCLAREN, S.; NOTARNICOLA, B.; SAOUTER, E.; SONESSON, U. et al. In quest of reducing the environmental impacts of food production and consumption. *Journal of cleaner production*, v. 140, p. 387-398, 2017.

SMITH, J.M.; VAN NESS, H.C.; ABBOTT, M.M. **Introduction to chemical engineering thermodynamics**. Nova Iorque: McGraw-Hill, 1996.

UCHIMURA, M.S. Taxa de produção de vapor em caldeira em função do combustível. *Serviço Brasileiro de Respostas Técnicas*. SBRT, 2007.

VILELA, F.S.V. **Avaliação do ciclo de vida da produção industrial de etanol e açúcar: estudo de caso: Usina Jalles Machado S/A**. Dissertação (Mestrado em Ciências Mecânicas). Universidade de Brasília. 2013.

## Estudo bibliométrico da avaliação da pegada de escassez hídrica

Kelly Félix Olegário<sup>1</sup>, Barbara Hellen Santos Silva<sup>1</sup>, Maria Clea Brito de Figueiredo<sup>2</sup>, Jose Adolfo de Almeida Neto<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidade Estadual de Santa Cruz, campus Soane Nazaré de Andrade, Rodovia Jorge Amado, km 16, Ilhéus, 45662-900, Brasil

<sup>2</sup>Embrapa Agroindústria Tropical, Rua Dra. Sara Mesquita, 2.270, Bairro Planalto do Pici, CEP 60511-110, Fortaleza, CE

kfolegario@uesc.br

### Resumo

No contexto de escassez global de água, a pegada hídrica emerge como um importante indicador ambiental. A pegada hídrica, estabelecida de acordo com a ISO 14046, adota uma abordagem baseada na avaliação do ciclo de vida. Na etapa de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) foram propostos diversos modelos para avaliar os impactos de produtos na escassez hídrica de uma determinada região. Sendo assim, este estudo teve como objetivo realizar uma análise bibliométrica da produção científica relacionada à aplicação da pegada de escassez hídrica (PEH) no contexto nacional e internacional, considerando o período de 2010 a 2019. O estudo foi realizado utilizando as bases de dados que integram o Portal de Periódicos da CAPES. A definição das palavras-chave de busca foi antecedida por uma pesquisa exploratória, visando obter a combinação mais adequada ao escopo da pesquisa. Foram empregadas as seguintes combinações de palavras-chave: pegada hídrica e escassez hídrica; life cycle impact assessment e water scarcity; life cycle assessment e water footprint; water footprint e water scarcity. Foram analisados os artigos que abordavam aplicação da pegada de escassez hídrica e excluídos os que tratavam do desenvolvimento de novas metodologias, novos indicadores, regionalização de modelos e comparações de modelos. Os modelos mais utilizados para avaliação de impacto de escassez hídrica foram o WSI e o AWARE, respectivamente. Os países europeus foram os que

apresentaram maior representatividade, com destaque para a Espanha. A aplicação da PEH na América do Sul foi pouco expressiva e representada pelo Brasil, com três artigos aplicados a produtos agrícolas. Os resultados possibilitaram reconhecer o estágio emergente e exploratório das publicações sobre pegada de escassez hídrica, principalmente relacionada ao setor agropecuário, indicando a necessidade de desenvolvimento da temática no país.

**Palavras-chaves:** ACV, escassez hídrica, uso da água, agropecuária.

### Introdução

A escassez hídrica é definida como o desequilíbrio entre a disponibilidade e a demanda de água (ISO, 2014). Mekonnen e Hoekstra (2016) avaliaram a escassez global de água e constataram que dois terços da população mundial, cerca de 4 bilhões de pessoas, vivem em condições de escassez severa de água em pelo menos um mês do ano. Quase metade dessa população vive na Índia e na China.

Segundo as estatísticas, o setor agrícola é responsável por 70% do consumo de água doce mundial (FAO, 2012). Existe vários fatores que colocam um estresse significativo sobre a disponibilidade mundial de fontes de água doce, como o aumento populacional, as alterações climáticas e a industrialização (Manzardo et al., 2014). Em suma, a crescente demanda hídrica humana, principalmente na agricultura, compete com as demais necessidades, incluindo as ecossistêmicas.

É evidente a necessidade de desenvolvimento

de técnicas para avaliar o uso da água, como suporte a tomada de decisão na gestão deste recurso. Essa necessidade trouxe diversas discussões quanto a dimensão global do uso da água. No final da década de 90, a água passa a ser discutida com base no conceito de água virtual, definida como a água incorporada no processo produtivo.

Em 2002, o termo passou a ser operacional com o surgimento da pegada hídrica. A organização *Water Footprint Network* (WFN) definiu pegada hídrica como o volume total de água de uso direto e indireto necessário para produção de um bem ou serviço, consumido por pessoas, culturas, países ou empresa e seus produtos (Hoekstra et al., 2011).

A crescente demanda de trabalhos sobre o uso e escassez hídrica levou ao surgimento do campo de Avaliação da Pegada Hídrica (WFA), que é realizada em quatro etapas: definição do escopo da análise, contabilidade, avaliação da sustentabilidade e formulação da resposta (Hoekstra et al., 2011).

Em 2014, foi lançada a norma ISO 14046, sobre Avaliação de Pegada Hídrica, com características baseada na Avaliação do Ciclo de Vida (ISO 14044:2006), constituída de quatro fases, sendo a terceira, a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV). No âmbito de Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida, diversos modelos de caracterização têm sido propostos, a fim de avaliar os impactos de produtos na escassez hídrica de uma determinada região (Kounina et al., 2013).

No contexto de escassez global de água, a pegada hídrica emerge como um importante indicador ambiental (Ridoutt e Pfister, 2010). Tentativas iniciais de quantificar as pegadas hídricas, com base no conceito de água virtual e WFA, relataram apenas volumes. Tais pegadas volumétricas de água têm sido descritas como potencialmente enganosas e de difícil interpretação, porque levam em consideração apenas o tipo de água (azul, verde ou cinza) que está sendo usada, sem considerar a escassez de água onde os processos ocorrem.

Avaliar a pegada de escassez hídrica permite gerar informações que podem contribuir para a melhoria da tomada de decisão, combinando o uso eficiente da água e melhoria da disponibilidade hídrica local (Aldaya et al., 2008). Sendo assim, este estudo teve como objetivo realizar uma análise bibliométrica da produção científica relacionada à aplicação da pegada de escassez hídrica no contexto nacional e internacional, considerando o período de 2010 a 2019. Foi proposta a seguinte questão de pesquisa: como evoluiu e qual o status atual das pesquisas sobre aplicação da pegada de escassez hídrica?

### **Materiais e métodos**

O estudo foi realizado por meio de uma análise bibliométrica dos periódicos disponíveis nas bases de dados do Portal da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES). O Portal tem uma coleção de mais de 38.000 títulos, indexados em 134 bases de dados, bem como livros, enciclopédias, normas

técnicas, estatísticas e conteúdos audiovisuais (CAPES Periódicos Portal / MEC, 2018). O Portal da CAPES foi escolhido pela acessibilidade e pela cobertura dos principais periódicos que abordam a temática.

A definição das palavras-chaves foi antecedida por uma pesquisa preliminar, visando identificar a combinação mais adequada para responder ao problema e alcançar os objetivos. Além dos termos em português, foram utilizados termos da língua inglesa, visando o maior potencial de alcance da pesquisa.

O recurso “Busca Avançada” foi usado, aplicando-se como um filtro no campo “assunto”, que recupera artigos que contêm os termos no texto, permitindo o acesso a um maior número de trabalhos. Posteriormente foi realizada a leitura parcial dos artigos (leitura do título, resumo e metodologia), a partir da qual foram identificadas as respostas para as indagações propostas. Os dados foram organizados em tabelas e gráficos e analisados com o auxílio de planilhas eletrônicas.

No primeiro momento a busca utilizou a combinação das palavras-chave: pegada hídrica e escassez hídrica. Visando ampliar o escopo da busca foi utilizado também as combinações de palavras-chave em termos da língua inglesa: *water scarcity footprint*; *life cycle impact assessment* e *water scarcity*, *life cycle assessment* e *water footprint* e *water footprint* e *water scarcity*, tendo como referência o período de publicação de 2010 a 2019.

Para responder à questão central da pesquisa, algumas questões secundárias foram propostas, a saber: Qual o método utilizado para a avaliação do impacto de escassez hídrica? Em qual periódico foi publicado? Qual o contexto geográfico do estudo? Qual a área de aplicação? Como o objetivo do estudo são os artigos que tratam de aplicação, os de revisão, sugestões e críticas metodológicas, novas metodologias, novos indicadores, regionalização de modelos e comparações de métodos foram excluídos.

### **Resultados e Discussões**

Com a combinação das palavras-chave: pegada hídrica e escassez hídrica foram recuperados 19 artigos. Com a palavra-chave *water scarcity footprint* foram encontrados um total de 156 artigos. Utilizando a combinação de palavras-chave *life cycle impact assessment* e *water scarcity*, *water footprint* e *water scarcity* e *life cycle assessment* e *water footprint* foram encontrados um total de 468 artigos.

Dos artigos encontrados, 48 se enquadraram nos critérios de seleção. O número relativamente limitado de artigos selecionados se deve a que o maior interesse na abordagem do impacto da escassez hídrica é recente, sendo a maioria dos artigos ainda estão concentrados na quantificação do uso da água. Uma outra parte dos artigos eram de revisão, de proposição de novas metodologias e indicadores e de comparações de métodos de pegada hídrica.

Em 2010 foram encontrados dois artigos, de Ridoutt e colaboradores (2010), onde avaliaram

o efeito do uso consuntivo de água no setor de laticínios, mais especificamente na produção de leite em pó desnatado. O segundo foi um estudo de caso do consumo de água na produção de manga (Ridoutt et al., 2010).

Observou-se que em 2011 a maior parte dos artigos publicados foram de revisão de literatura, revisão bibliométrica, revisão e sugestão de métodos. Uma exceção foi o trabalho de Page et al. (2011) que avaliou o impacto da produção de tomate fresco na escassez hídrica.

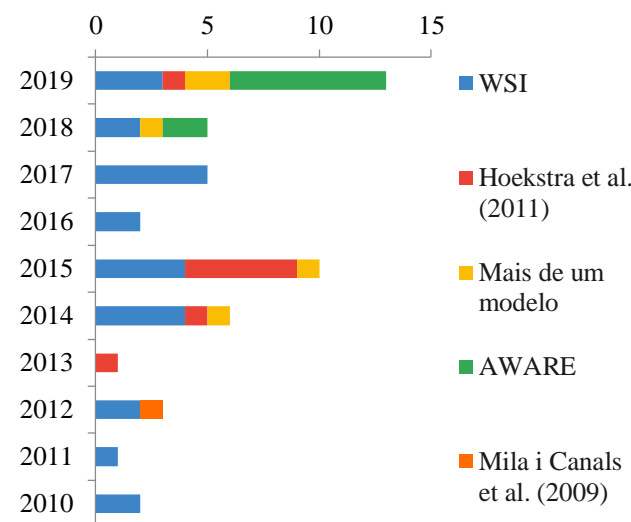
A partir de 2012, foram publicados artigos que abordavam uma diversidade de modelos, além do proposto por Pfister et al. (2009), conhecido como WSI. O WSI é baseado na relação entre retirada e disponibilidade de água anual, levando em consideração a variação na precipitação ao longo dos meses e anos.

Mais de 50% dos artigos utilizaram o modelo WSI (Figura 1). O segundo modelo mais utilizado foi o AWARE (*Available Water Remaining*), proposto por Boulay et al. (2018), com 20% e em terceiro o de Hoekstra et al. (2011), com 16% dos trabalhos.

Alguns artigos abordaram mais de um modelo de caracterização, além dos citados anteriormente, sendo eles os modelos propostos por Frischknecht et al. (2006), Milà i Canals et al. (2009) e Boulay et al. (2011). Assim como o AWARE, esses modelos consideraram tanto a demanda humana como a necessidade do ecossistema. A necessidade do ecossistema é

determinada de forma variada em cada modelo, representando uma fração da água disponível.

**Figura 1: Evolução dos modelos de caracterização dos artigos publicados de 2010 a 2019**



O modelo AWARE, proposto por Boulay et al. (2018), foi resultado de um trabalho de consenso promovido pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (UNEP) e a Sociedade de Toxicologia Ambiental e Química (SETAC), na Iniciativa pelo Ciclo de Vida (Life Cycle Initiative).

A identificação e escolha do modelo de caracterização mais apropriado para um estudo de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) depende de qual via de impacto se deseja analisar, quais parâmetros fundamentais para essa análise e se os dados necessários para o modelo estão disponíveis para a região que será estudada.

Castro et al. (2018) analisaram os modelos de avaliação de impacto na escassez hídrica. De acordo com esses autores, os índices mais simples, de fácil obtenção e compreensão são os de Frischknecht et al. (2006), Pfister et al. (2009) e Boulay et al. (2016). No entanto, esses modelos apresentam desvantagens por não considerarem a qualidade da água e o acesso à água pela população local. Já os índices mais completos, propostos por Milà i Canals et al. (2009), Boulay et al. (2011) e Hoekstra et al. (2011) estão sujeitos a problemas com relação à falta de dados e baixa confiabilidade. Esse trabalho indicou a regionalização dos modelos AWARE e WSI para o Brasil. O modelo AWARE foi regionalizado para as bacias hidrográficas estaduais e Estados brasileiros (Andrade et al., 2019).

Os periódicos que tiveram mais publicações relacionadas a estudos de caso de escassez hídrica foram: *Journal of Cleaner Production* (com 20% dos artigos), seguido do *The International Journal of Life Cycle Assessment* (com 15%) e *Science of the Total Environment* (com 10%). O *Journal of Cleaner Production* possui um fator de impacto de 6,395 (2018), a *Science of the Total Environment* possui 5,589 (2018) e a *The International Journal of Life Cycle Assessment* 4,868 (2018).

O continente europeu foi responsável pelo maior número de publicações dentro do tema estudado (quase 40% da produção científica), com destaque para a Espanha (Figura 2). 30% dos artigos analisados são oriundos da Ásia,

principalmente da China.

**Tabela 1: Local de aplicação dos estudos de pegada de escassez hídrica**

Local de aplicação dos estudos	Quantidade	%
Oceania (Austrália e Nova Zelândia)	9	19
Europa (Espanha, Alemanha, Portugal, Reino Unido, Chipre, Itália, Holanda, Grã Betanha, Finlândia)	17	36
América do Sul (Brasil)	3	6
Ásia (China, Tailândia, Irã, Jordânia, Paquistão, Índia)	14	29
África (Tunísia)	2	4
Mais de um país	3	6
<b>Total</b>	<b>48</b>	<b>100</b>

Na Europa, o uso da água na agricultura é uma preocupação, especialmente nas regiões sul e sudeste, como a região da Espanha, onde a água é escassa e a sua disponibilidade é sazonal variável de um ano para outro (União Europeia, 2010). É provável que esta quantidade de trabalhos seja representativa do desafio enfrentado por muitas das regiões estressadas pela água, isso pode ser observado também com relação aos países asiáticos, onde é necessário encontrar um meio sustentável de produção agrícola.

Não foram encontrados artigos das regiões da América do Norte e Central. Com exceção da África, a América do Sul ficou com a menor

participação continental quando comparada aos outros continentes com produção científica na temática. Foram encontrados apenas três artigos realizados no Brasil que avaliaram o impacto na escassez hídrica da produção de melões amarelos (Figueirêdo et al., 2014), de coco (Sampaio et al., 2018) e de manga (Carneiro et al., 2019) na região Nordeste. O Nordeste é a região que mais sofre com problemas de escassez no Brasil (ANA, 2017).

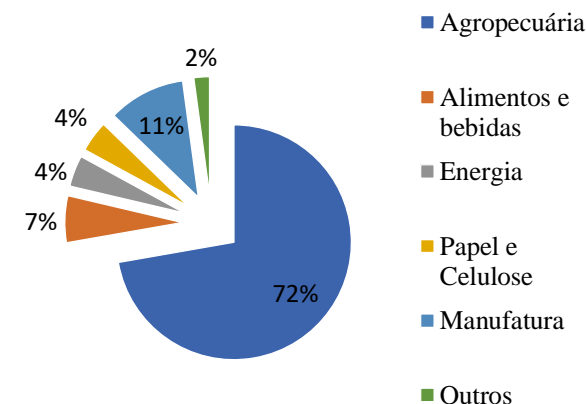
Nota-se que o setor agropecuário predominou nos artigos (Figura 3). Artigos relacionados a produtos agrícolas e culturas energéticas, consumo de alimentos, pecuária e indústria de laticínios, perfizeram 34 artigos (70%) dos 48 selecionados.

Foram encontrados dois estudos no setor de energia. Martin et al. (2016) compararam a pegada de escassez hídrica das peças móveis de uma usina eólica de 800kW, com uma da mesma potência, porém as peças móveis com fibra 80% reciclada. Em 2019, Kabayo e colaboradores avaliaram os principais sistemas de geração de eletricidade em Portugal.

No setor de manufatura, foram encontrados estudos aplicados à produção de cimento (Shirkhani et al., 2018), de alumínio (Buxmann et al., 2016), de chumbo (Yang et al., 2019) e de detergentes (Boulay et al., 2015). Boulay e colaboradores (2015) aplicaram diversos modelos existentes no conceito de pegada hídrica conforme a norma ISO (2014), através do estudo de caso de detergente para roupa. Moretti et al. (2019) avaliaram o impacto da

reutilização das águas residuárias municipais na irrigação de pomares. Risch et al. (2014) aplicaram modelos diferentes para avaliar o impacto de três tecnologias de tratamento de água em três regiões distintas.

**Figura 3: Classificação dos artigos encontrados de acordo com os setores de aplicação**



Chico e colaboradores (2013) avaliaram da produção de jeans, no setor vestuário. No setor de alimentos e bebidas foram identificados estudos do vinho português (Quinteiro et al., 2014) e da pegada de escassez hídrica associada à dieta (Heller et al., 2019; Ridoutt et al., 2019). No setor papel e celulose foram identificados estudos do papel de seda (Mcdevitt et al., 2012) e das fibras de carbamato de celulose (Paunonen et al., 2019).

Na categoria outros, foi enquadrado o artigo de Schyns e colaboradores (2015), que avaliaram a pegada de escassez hídrica de cinco diferentes setores da Jordânia, sendo eles, da produção agrícola, pastagem, abastecimento de água animal, produção industrial e abastecimento doméstico de água.

### Conclusões

O estudo demonstrou que há uma tendência de crescimento no número de artigos publicados sobre pegada de escassez hídrica nos últimos 10 anos, com ocorrência de pico no último ano, 2019.

Foram identificadas duas contribuições principais neste estudo: uma refere-se às tendências dos estudos já desenvolvidos e outra às oportunidades para o desenvolvimento de novas pesquisas. A principal tendência identificada foi o crescimento do interesse pela avaliação dos impactos sobre a escassez de água doce em nível internacional, principalmente com relação a produtos agropecuários e agroindustriais (alimentos e bebidas). Nesses estudos, a avaliação da pegada de escassez hídrica focou em fornecer estratégias de melhoria na gestão da água nas unidades produtivas.

Com relação à abrangência geográfica dos trabalhos, constatou-se que as pesquisas estão bem distribuídas, abrangendo diversos países, com destaque para a Espanha e China. Os resultados demonstram que os estudos no Brasil ainda são poucos, mas com potencial de

crescimento nos próximos anos, considerando o interesse e potencial agropecuário do país.

Quanto aos modelos de caracterização, nota-se que há uma tendência para a aplicação do modelo mais recente, o AWARE. Esse modelo foi recomendado pelos principais especialistas mundiais na área de escassez hídrica e já possui fatores de caracterização apropriados para aplicação na realidade brasileira.

Visto que, de três trabalhos encontrados dentro do contexto brasileiro, apenas o do coco e o da manga produzida na região semiárida utilizaram o AWARE, recomenda-se ampliar sua aplicação no desenvolvimento de estudos de produtos brasileiros, em especial, os agropecuários.

Diante da importância em avaliar o impacto na escassez hídrica e, por conseguinte proporcionar o uso mais racional do recurso hídrico e a melhoria de desempenho dos processos produtivos, as pesquisas sobre a temática devem ser fomentadas.

### Agradecimentos

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia – FAPESB pelo apoio financeiro na concessão de bolsa de mestrado, ao PROIC pela concessão da bolsa de iniciação científica e ao grupo de pesquisa da Rede de Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida – RAICV, pelas informações compartilhadas.

### Referências Bibliográficas

Aldaya, M.M., Llamas, M.R. et al. (2008) Importância do conhecimento da pegada hídrica para a política espanhola de água. *Encontros Multidisciplinares*, vol. 10, nº 29, pp. 8-20.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). *Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil 2017: relatório pleno*. Brasília: ANA, 2017c, 177 p.

Andrade E.P., Nunes A.B.N., Alves K.F. et al. *Int J Life Cycle Assess* (2019). <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01643-5>.

Boulay, Anne-Marie et al. Regional characterization of freshwater use in LCA: modeling direct impacts on human health. *Environmental science & technology*, v. 45, n. 20, p. 8948-8957, 2011.

Boulay, Anne-Marie et al. *Int J Life Cycle Assessment* (2015). DOI 10.1007 / s11366.

Boulay, A., Bare, J., Benini, L. et al. *Int J Life Cycle Assess*. (2018). <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1333-8>.

Buxmann K., Koehler A., Thylmann D. *The Int J Life Cycle Assess*. (2016). DOI: 10.1007 / s11367-015-0997-1.

Carneiro JM, Dias AF, Barros VS, Giongo V, Matsuura MISF, Figueirêdo MCB. 2019. Carbon and water footprints of Brazilian mango produced in the semiarid region. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 24, n. 4, p.735 – 752.

Chico D., Aldaya M. M., Garrido A. *Journal of Cleaner Production*. (2013). <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.06.001>.

FAO (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION). (2012) *Coping with Water Scarcity an Action Framework for Agriculture and Food Security*. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/016/i3015e/i3015e.pdf>>.

Figueirêdo MCB, De Boer IJM, Kroeze C, Barros VS, De Sousa JÁ, De Aragão FAS, Gondim RS, Potting J. Reducing the impact of irrigated crops on freshwater availability: the case of Brazilian yellow melons. 2014. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 19, n. 2, p. 437 – 448.

Frischknecht, Rolf et al. *Swiss ecological scarcity method: the new version 2006*. Berne, Switzerland, 2006.

FUNDAÇÃO CAPES. Ministério da Educação. (2018) [https://www.periodicos.capes.gov.br/?option=com\\_pnews&component=Clipping&view=pnewsclipping&cid=1352&mn=0](https://www.periodicos.capes.gov.br/?option=com_pnews&component=Clipping&view=pnewsclipping&cid=1352&mn=0).

Heller, MC, Walchale, A., Heard, BR et al. *Int J Life Cycle Assess*. (2019). <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01656-0>.

Hoekstra, Arjen Y. et al. *Manual de avaliação da pegada hídrica: estabelecendo o padrão global*. São Paulo: Instituto de Conservação Ambiental, 2011.

Quinteiro P., Dias A. C., Pina L., Neto B., Ridoutt B. G., Arroja L. *Journal of Cleaner Production*. 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.01.017>.



- ISO. International Organization for Standardization. ISO 14044- Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines. 2006.
- ISO. International Organization for Standardization. ISO 14046 - Environmental Management – Water Footprint – Principles, Requirements and Guidelines. Geneva, Switzerland, 2014.
- Kabayou J., Marques P., Garcia R., Freire F. Energy (2019). <https://doi.org/10.1016/j.energy.2019.03.166>
- Kounina, Anna et al. Review of methods addressing freshwater use in life cycle inventory and impact assessment. p. 707–721, 2013.
- Martin et al., (2016). Evaluation of the environmental benefits of recycling materials in the moving parts of a wind turbine using the life cycle assessment (LCA). International Journal of Applied Engineering Research. ISSN 0973-4562.
- Manzardo A, Ren J, et al. J Clean Prod (2014). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.03.014>.
- Mcdevitt, J. E.; Simon R; Seadon, Jeffrey K, Allison, Robert W. Appita Technology, Innovation, Manufacturing, Environment, 2012. Disponibilidade: <<https://search.informit.com.au/documentSummary;dn=241472916740024;res=IELNZC>> ISSN: 1038-6807.
- Milà I Canals, Llorenç et al. Assessing freshwater use impacts in LCA: Part I - inventory modelling and characterisation factors for the main impact pathways. The International Journal of Life Cycle Assessment, v. 14, n. 1, p. 28-42, 2009.
- Moretti M., Van Passel, Camposeo S., Pedrero F., Dogot T., Lebailly p., Vivaldi G. A. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.043>.
- Mekonnen M.M., Hoekstra A.Y. Sustainability (2016). DOI: 10.1126 / sciadv.1500323.
- Paunonen S., Kamppuri T., Katajainen L., et al. Journal of Cleaner Production. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.03.063>
- Page G., Ridoutt B., Bellotti B. Agricultural Water Management. (2011). <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2011.08.017>
- Pfister S., Koehler A., Hellweg S. Environ. Sci. Technol. 2009 , <https://doi.org/10.1021/es802423e>
- Ridoutt, RG e S. Pfister. (2010). Mudança Ambiental Global. doi:10.1016/j.gloenvcha.2009.08.003.
- Ridoutt RG, Baird D., Anastasiou K., Hendrie GA. doi: 10.3390 / nu11081846.
- Ridoutt B., Juliano, P. Sanguansri, J. Sellahewa. Journal of Cleaner Production. 2010. Doi:10.1016/j.jclepro.2010.07.011
- Ridoutt B.G, Williams S.R.O, Baud S., Fraval S., Marks N.. Journal of Dairy Science. 2010. <https://doi.org/10.3168/jds.2010-3546>
- Risch E., Loubet P., Núñez M., Roux P. Water Research. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.03.023>
- Sampaio APC, Silva AKP, Barros VS, Amorim JRA, Miranda FR, Figueirêdo MCB. 2018. Pegada hídrica da água de coco verde nas principais regiões produtoras do Nordeste. LALCA - Revista Latino-Americana em Avaliação do Ciclo de Vida, v. 1, p. 128-141.
- Shirkhani et al. Environmental Progress & Sustainable Energy. (2018). DOI: 10.1002/ep.12894
- Schyns J. F., Hamaideh A., Hoekstra A., et al. Water. 2015. doi:10.3390/w7105705
- União Européia. (2010) Água para a vida - LIFE para a água: proteger os recursos hídricos da Europa. Luxemburgo: Serviço das Publicações Oficiais da União Europeia.
- Yang, D., Yin, Y., Ma, X. et al. Int J Life Cycle Assess (2019). <https://doi.org/10.1007/s11367-018-01578-3>

## ***O uso de energia na produção de leite oriundo de agroindústrias familiares do Estado de São Paulo***

Maiara Campos da Silva<sup>1</sup>

Anna Lúcia Mourad<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Instituto de Tecnologia de Alimentos – Campinas/SP  
m.campos@outlook.com

### **Resumo**

*Dada a importância do setor pecuário leiteiro na economia nacional e, em especial, da sua representatividade entre as agroindústrias familiares, que tem sido alvo de políticas públicas voltadas ao seu fortalecimento, o objetivo do projeto no qual este trabalho se insere é mensurar as interfaces ambientais da produção de leite. Neste trabalho, em específico, os dados de consumo de energia foram mensurados utilizando-se a ferramenta de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV). Foram selecionadas três fazendas leiteiras no interior do Estado de São Paulo (F1, F2 e F3), sendo todas de sistema convencional. A coleta de informações foi realizada através de visitas às propriedades. As fronteiras se estenderam desde a produção da alimentação para os animais (tanto dentro quanto fora da fazenda) até a ordenha, incluindo a produção e uso de agroquímicos, fertilizantes sintéticos, diesel e energia elétrica. Os resultados foram expressos em unidades ECM (Energy Corrected Milk). O consumo de energia variou entre 3,3 a 12,9 MJ/kg ECM. As maiores demandas de energia decorrem principalmente devido a produção dos alimentos das vacas fora da fazenda, sendo o uso de fertilizante sintético o insumo de maior impacto. A etapa de ordenha contribuiu com menos de 6% do uso de energia. Observou-se que a produtividade diária em leite das vacas, que variou entre 14 a 25 litros/ vaca, exerceu grande influência na demanda energética.*

**Palavras-chaves:** *Agroindústria familiar, leite, energia fóssil, Avaliação de Ciclo de Vida.*

### **Introdução**

A participação do agronegócio familiar na economia do Brasil é significativa, sendo que em 2017 as unidades produtivas familiares representaram 77% do total de 5,07 milhões de estabelecimentos agropecuários no país (IBGE, 2017a). A agricultura familiar tem importante papel na economia do país empregando 67% de toda mão de obra de estabelecimentos agropecuários e contribuindo com 23% da produção agropecuária nacional (IBGE, 2019).

O fortalecimento das pequenas propriedades agrícolas, com a extensão de suas atividades para além das exclusivamente agropecuárias e produção de produtos processados, tem sido apontada como uma rota para o fortalecimento destas propriedades (Lourenzani e Silva, 2010), agregando valor a sua produção e aumentando o tempo de possível comercialização de produtos, que em sua grande maioria, são rapidamente perecíveis.

Dentre as propriedades familiares, a produção do leite se destaca nacionalmente, tendo sido responsável por 64% de todo leite produzido no Brasil (IBGE, 2017b).

O aumento da produção de leite tem ocorrido pelo melhoramento genético, taxa de lotação e aumento da produtividade animal, dentre outros fatores. Tem ocorrido também crescimento da alimentação das vacas a base de concentrado. Desta forma, o setor leiteiro tem diante de si o desafio de aumentar ano a ano a produtividade animal, sem aumentar na mesma proporção o

impacto ambiental do setor, ou seja, trabalhar as eficiências produtivas e econômicas minimizando os efeitos negativos no meio ambiente (Ramos et al., 2014; Silveira et al., 2015; Silva e Bueno, 2016).

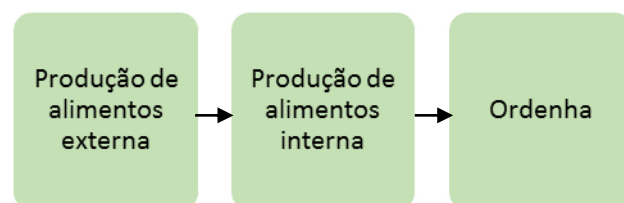
Ciente do desafio produtivo e ambiental na cadeia do leite, este trabalho tem como objetivo avaliar o uso de energia na produção leiteira de agroindústrias familiares e verificar os pontos críticos do processo.

### **Materiais e métodos**

Coleta de dados foi realizada através de visitas a três propriedades leiteiras de perfil familiar (F1, F2 e F3), que adotam sistema convencional, e tem produção entre 40.000 e 675.000 litros de leite ao ano, localizadas no interior do Estado de São Paulo, em 2018. Destas fazendas, apenas uma delas utiliza sistema confinado de criação (F2), as demais usam o sistema semi intensivo. Aplicou-se um questionário quantitativo referente à produção de alimentos para as vacas tanto dentro quanto fora da fazenda leiteira (uso de fertilizantes e agroquímicos, irrigação, maquinário agrícola, transporte dos insumos – aplicado para alimentos comprados) e sistema de ordenha (uso de energia elétrica para o funcionamento dos equipamentos de ordenha e tanque de refrigeração), excluindo o processo de pasteurização. A fronteira deste estudo foi definida desde a produção dos insumos para a produção da alimentação das vacas segregadas nas etapas de etapas de “produção de alimentos externa”, “produção de alimentos interna” e

“ordenha”, conforme mostra a Figura 1. As duas primeiras etapas contemplam todo processo de produção dos alimentos necessário para a manutenção das vacas leiteiras tanto para produções dentro da fazenda quanto fora da propriedade. São exemplos de atividades agrícolas a preparação do solo para plantio, uso de corretivo de solo, aplicação de fertilizantes sintéticos, irrigação, aplicação de pesticida, fungicida, herbicida, entre outras atividades necessárias para o cultivo de cada cultura (podendo ser milho, ingredientes de concentrado, capim), incluindo o uso de trator em cada uma das etapas e o transporte quando o alimento é produzido fora da fazenda. A etapa de “ordenha” compreende desde a retirada do leite da vaca pela ordenha mecanizada até o armazenamento do leite em tanque de refrigeração. Usou-se o software Gabi como base para estimar o uso de energia requerida para a produção de insumos (fertilizantes, pesticidas, calcário, diesel e energia elétrica).

**Figura 1: Etapas produtivas avaliadas**



A unidade funcional adotada foi 1 kg de ECM (*Energy Corrected Milk*), para um leite de referência com 4% de gordura e 3,3% de proteína (IDF, 2015).

## Resultados e discussões

A partir dos dados gerados, se observa que a produção de alimentos tanto interna quanto externa são as etapas do processo que mais demandam energia em todas as fazendas avaliadas, conforme mostra a Tabela 1. O insumo que mais contribuiu para esse impacto foi o uso de fertilizante sintético na produção externa de alimentos, sendo responsável por até 58% do consumo energético do sistema. Resultado semelhante foi encontrado em Guerci et al. (2013), que encontrou consumo entre 0,92 e 5,29 MJ equiv./kg ECM, e que também aponta o uso de fertilizantes sintéticos como ponto crítico da produção leiteira. Thomassem et al. (2008) constatou que o uso de energia para a produção externa de alimentos foi a etapa responsável pela maior fatia de consumo do sistema leiteiro. A produção orgânica consumiu 40% menos energia para produção de leite, sendo o consumo de diesel fator determinante nos dois sistemas. Cederberg e Mattsson (2000) mostraram o maior consumo de energia na produção convencional comparado à orgânica, e os autores explicam essa diferenciação pelo tipo de alimentação e sistema de produção destes alimentos (uso de fertilizantes em sistema convencional e a incorporação de alimento concentrado para vacas deste sistema), uma vez que a produção desses concentrados requer aplicação de agroquímicos, o que elevaria o uso de energia primária no sistema.

As propriedades F2 e F3 não são autossuficientes na produção interna de

alimentos para as vacas, importando 73 e 91% dos alimentos, respectivamente, enquanto a F1 produz 57% dos alimentos destinado às vacas, sendo a mais autossuficiente das fazendas estudadas.

**Tabela 1: Consumo de energia nas etapas de produção de leite (MJ/kg ECM)**

Fazendas	Produção de alimentos externa	Produção de alimentos interna	Ordenha	Total
F1	3,93	8,40	0,60	12,93
F2	2,32	1,14	0,21	3,67
F3	3,52	2,39	0,15	6,06

Enquanto que nas fazendas F2 e F3 o uso de fertilizantes devido a importação de alimentos é preponderante para o consumo energético, na F1 o fator determinante foi o consumo de diesel em atividades agrícolas na produção de alimentos interna (65%), de modo que a propriedade consumiu pelo menos 345% a mais de diesel que as outras pelo uso de máquinas agrícolas dentro da fazenda.

No que se refere a produtividade, outro panorama é observado. Em ordem crescente de produtividade animal temos F1, F3 e F2 com produções diárias médias de 14, 20 e 25 litros de leite/vaca/dia, respectivamente. Foi observado neste estudo a relação entre produtividade e consumo de energia total no sistema, sendo que a fazenda com menor rendimento na produção de leite foi a mesma que resultou em maior consumo de energia para a produção de leite.

## Conclusões

Neste estudo foi constatado que a etapa agrícola, ou seja, a produção de alimentos interna e externa, é uma das responsáveis pelo maior consumo de energia para a produção de leite, principalmente devido ao uso de fertilizante sintético, uma vez que todas as propriedades são convencionais. A adoção de sistema orgânico, não prevê uso de fertilizantes sintéticos e demais agroquímicos na etapa agrícola para a produção da alimentação das vacas, pode ser uma alternativa para a redução do consumo energético, como encontrado em outros trabalhos.

Outro fato importante é o consumo de diesel dentro da propriedade, que deve ser minimizado através do uso de equipamentos eficientes e bom planejamento dos tratamentos agrícolas.

A minimização do consumo de insumos agrícolas sempre contribui para a redução do consumo energético total na cadeia do leite.

A produtividade em leite também é fator decisivo no consumo de energia, sendo que maior consumo também está correlacionado com a menor produtividade da bebida.

## Agradecimentos

Os autores são gratos ao apoio financeiro recebido da Fundação de Amparo à Pesquisa do

Estado de São Paulo (Processos Fapesp 2018/10896-5 e 2018/24730) e da Fundepag - Fundação de Desenvolvimento da Pesquisa do Agronegócio (Processo nº 000153-000197/2018) e ao apoio dos proprietários das fazendas colaboradoras dos dados.

## Referências bibliográficas

- Cederberg, C. e Mattsson, B. *Journal of Cleaner Production* (2000). [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(99\)00311-X](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(99)00311-X)
- Guerci, M., Knudsen, M.T., Bava, L. et al. *Journal of Cleaner Production* (2013). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.04.035>
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2017a) Tabela 6754. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/tabela/6754>>. Acesso em: 07 fev. 2020.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2017b) Tabela 6912. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/tabela/6912>>. Acesso em: 07 fev. 2020.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2019). Disponível em: <<https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-sala-de-imprensa/2013-agencia-de-noticias/releases/25789-censo-agro-2017-populacao-ocupada-nos-estabelecimentos-agropecuarios-cai-8-8>>. Acesso em: 22 jul. 2020.
- International Dairy Federation (2015) *Bulletin of the International Dairy Federation* 479/2015. Brussels: FIL/IDF, 70 p.
- Lourenzani, W.L.; Silva, C.A.B. Os desafios da agroindústria de pequeno porte. In: Congresso Internacional de Economia de Gestão de Negócios Agroalimentares, 2011.
- Ramos, M.C., Campos, A.T., Tadayuki Júnior, Y., Silva, K.C.P. *Eng. Agríc.* (2014). <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162014000300011>
- Silva, M.C. e Bueno, O.C. *Energ. Agric.* (2016). <http://dx.doi.org/10.17224/EnergAgric.2016v31n2p192-199>
- Silveira, J.T., Colen, F., Almeida, A.C., et al. (2015). Análise energética da produção de leite bovino obtido na fazenda experimental professor Hamilton de Abreu Navarro. *Caderno de Ciências Agrárias* V7 p.21-33.
- Thomassen, M. A., van Calster, K.J., Smits, M.C.J. et al. *Agricultural Systems* (2008). <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2007.06.001>

## Revisão sistemática para fator de emissão de N<sub>2</sub>O de solos fertilizados no Brasil: contribuição para estudos de ACV e Inventário Nacional.

Danilo Francisco Trovo Garofalo<sup>1</sup>

Marília Ieda da Silveira Folegatti<sup>1</sup>

Nilza Patrícia Ramos<sup>1</sup>

Sandra Furlan Nogueira<sup>1</sup>

Aline de Holanda Nunes Maia<sup>1</sup>

Cristiano Alberto de Andrade<sup>1</sup>

Marcos Antonio Vieira Ligo<sup>1</sup>

Ana Paula C. Packer<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna-SP.  
danilo.trovo.garofalo@gmail.com; marilia.folegatti@embrapa.br

### Abstract

O aporte de nitrogênio ao solo, seja via fertilização mineral ou orgânica pode implicar em aumento nas emissões de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O), decorrentes dos processos de nitrificação e desnitrificação. O N<sub>2</sub>O é um gás de efeito estufa com potencial de aquecimento global 265 vezes superior ao do CO<sub>2</sub> (IPCC, 2007). De acordo com o IPCC (2006), 1% do nitrogênio (N) aportado ao solo via adubação é emitido posteriormente para atmosfera na forma de N<sub>2</sub>O. Este percentual de emissão de N<sub>2</sub>O em relação ao aporte de N é chamado de fator de emissão (FE). A estimativa de 1% para o FE “default” do IPCC é proveniente de trabalhos desenvolvidos predominantemente sob condição de ambiente temperado. Conhecer o FE do N<sub>2</sub>O decorrente da adição de N no solo em ambiente tropical, sob diferentes usos da terra, torna-se fundamental para aprimorar as estimativas de emissão, sobretudo para melhorar a acurácia dos Inventários de Emissão de GEE, elevando-os para Tier 2 ou 3, e para suprir as demandas de estudos de avaliação de ciclo de vida (ACV). Nesse sentido, foi realizada revisão sistemática sobre FE de N<sub>2</sub>O de fertilizantes nitrogenados,

contemplando os principais tipos de uso da terra para fins agrícola e pecuário no Brasil. Foram consultadas as bases Scopus e Web of Science, com palavras-chave previamente definidas, sendo recuperados 42 artigos referentes ao FE de fertilizantes nitrogenados conduzidos no Brasil. Numa primeira etapa, foi investigada a distribuição dos estudos em função do bioma, domínio climático, uso da terra e tipo de solo. Constatou-se que 33,8% dos estudos foram conduzidos em áreas de transição entre Mata Atlântica e Cerrado; 38,8% sob domínio climático Cwa – Clima subtropical de inverno seco; 45,1% em lavouras de cana-de-açúcar; e predomínio de estudos desenvolvidos em solos Latossolo (52,1%). Os resultados apontam que o FE médio do conjunto de dados analisado, com intervalo de confiança  $0,87 \pm 0,18$ , é similar ao do FE médio de referência do IPCC (2019) ( $1,0 \pm 0,9$ ). Estes resultados são parte de um esforço preliminar para aprimoramento das estimativas de FE para o Brasil como um todo e para os usos da terra predominantes, reunindo os principais especialistas nacionais no tema. Os artigos científicos compilados nesta revisão sistemática servirão de base para uma posterior metanálise, na qual a incerteza do FE médio será estimada considerando as estimativas de incerteza obtidas em cada artigo.

**Palavras-chaves:** Óxido nitroso, fator de emissão, fertilizantes nitrogenados, gases de efeito estufa, uso da terra, agricultura, pecuária, Brasil.

### Introdução

O Brasil apresenta alta variabilidade de tipos de solo, sendo em sua maioria de baixa fertilidade natural, com teores médios de matéria orgânica e com baixo potencial para fornecimento de nitrogênio (N) às plantas cultivadas. Dessa forma, a adubação é prática fundamental para a obtenção de produtividades competitivas,

especialmente a adubação nitrogenada, uma vez que o N é um dos nutrientes mais requeridos pelas culturas. Os fertilizantes nitrogenados são produtos derivados de fontes orgânica, mineral ou sintética (Cavalini et al., 2013).

Entre 2000 e 2015, o uso de fertilizantes no Brasil cresceu 87% (Bolfe et al., 2018). De acordo com o relatório *Assessment of Fertilizer Use by Crop at the Global Level 2014/2015*, publicado pela Associação Internacional de Fertilizantes (IFA, 2017), o Brasil utilizou 14 milhões de toneladas de fertilizantes, sendo 28% referentes a fertilizantes nitrogenados. Do montante de 3,8 Gt de fertilizantes nitrogenados utilizados pela agricultura brasileira, 27,4% foram aplicados nas lavouras de milho, 20,7% nas lavouras de cana-de-açúcar e 7% nas lavouras de soja (IFA, 2017).

O aporte de formas nitrogenadas ao solo visando a produção agrícola e pecuária pode implicar em aumento nas emissões de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) (Aita et al., 2015; Gonzaga et al., 2018; Sant’Anna et al., 2018), decorrentes das reações de nitrificação e desnitrificação. O N<sub>2</sub>O é um gás de efeito estufa (GEE) que apresenta elevado potencial de aquecimento global (GWP: 265; IPCC, 2013). De acordo com o IPCC (2019), 1% do nitrogênio (N) que ingressa no solo via adubação é emitido para a atmosfera na forma de N<sub>2</sub>O. Todavia, este é um fator de emissão (FE) *default*, obtido a partir de estudos desenvolvidos predominantemente em condição de clima temperado (34% correspondem a estudos

conduzidos na Europa, 28% na América do Norte, 19% na Ásia; África, América do Sul e Oceania representaram 6,33% cada) (IPCC, 2019).

Conhecer os FE de N<sub>2</sub>O decorrentes da adição de N no solo sob diferentes usos da terra e sob condições climáticas no Brasil é passo importante para o aprimoramento dos Inventários de Emissão de GEE e dos estudos de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV).

Foi objetivo desta pesquisa recuperar, compilar e organizar, a partir da literatura científica, valores de FE para N<sub>2</sub>O no Brasil, de modo a detalhar sua distribuição em função de regiões climáticas, usos da terra e tipos de solo, calculando-se também o FE médio para os usos da terra considerados no estudo.

## Metodologia

### Revisão Sistemática

A revisão sistemática foi realizada via consultas às bases *Scopus* e *Web of Science*, entre dezembro de 2018 e dezembro de 2019, com a sintaxe de busca *Brazil and "nitrous oxide emission" and "emission factor" and "emission*

*factors" and (soybean or corn or sugarcane or pasture or eucalyptus or "native forest" or forest or limestone or fertilizer)*.

Esta busca recuperou 229 artigos, dos quais 41 se enquadraram como aptos (dispunham de dados de fatores de emissão ou emissão). Consequente, foram consultadas as referências bibliográficas dos artigos aptos, acarretando em acréscimo de 40 artigos que se enquadraram no escopo da pesquisa.

### Cálculo de FE

Foram recuperados 81 artigos referentes à emissão de N<sub>2</sub>O e fatores de emissão a partir de fertilizantes nitrogenados, conduzidos no Brasil. Destes, 27 apresentam FE calculados<sup>1</sup> e 15 não apresentam FE<sup>2</sup>, fornecendo, contudo, os dados necessários para o seu cálculo, feito conforme a equação 1 (IPCC, 2019):

Eq. 1:

$$FE_{N_2O} = \left( \frac{N_{N_2O \text{ tratamento}} - N_{N_2O \text{ controle}}}{N \text{ aplicado (fertilizante)}} \right) * 100$$

Nesta equação, *FE N<sub>2</sub>O* é o fator de emissão (N-N<sub>2</sub>O expresso como percentual do N aplicado na

forma de fertilizante); *N<sub>2</sub>O tratamento* e *N<sub>2</sub>O controle* são as emissões de N-N<sub>2</sub>O dos tratamentos com e sem fertilização nitrogenada, respectivamente; *N aplicado (fertilizante)* é a dose de N aplicada ao solo.

### Análise Estatística

Foi realizada uma análise descritiva calculando-se a frequência de experimentos por biomas, domínios climáticos, classes e texturas do solo e usos da terra.

Os biomas correspondem aos apresentados pelo IBGE (2014): Amazônia, Mata Atlântica, Caatinga, Cerrado, Pantanal e Pampa.

Para os domínios climáticos foi seguida a classificação de Köppen (Sparovek et al., 2007), com os climas Am (Clima tropical úmido), Aw (Clima tropical, com inverno seco), Cfa (Clima subtropical, com verão quente), Cfb (Clima temperado, com verão ameno) e Cwa (Clima subtropical de inverno seco).

Os tipos de solos foram classificados de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (Embrapa 2018), sendo considerado apenas o 1º nível categórico do sistema:

<sup>1</sup> (Jantalia et al., 2008; Paredes et al., 2013; Morais, et al., 2013; Oliveira et al., 2013; Signor et al., 2013; Sordi et al., 2014; Barneze et al., 2014; Paredes et al., 2015; Tomazi et al., 2015; Aita et al., 2015; Mazzetto et al., 2015; Martins et al., 2015; Siqueira Neto et al., 2016; Pitombo et al., 2016; Neto et al., 2016; Silva et al., 2017;

Pitombo et al., 2017; Martins et al., 2017; Gonzaga et al., 2018; Sant'Anna et al., 2018; Lopes et al., 2018; Simon et al., 2018; Lourenço et al., 2018; Jankowsk et al., 2018; Bastos et al., 2019; Campanha et al., 2019; Cardoso et al., 2019).

<sup>2</sup> (Passianoto et al., 2003; Pinto et al., 2006; Zanatta et al., 2010; Cruvinel et al., 2011; Carmo et al., 2013; Mazzetto et al., 2014; Piva et al., 2014; Nogueira et al., 2015; Soares et al., 2015; Soares et al., 2017; Fracetto et al., 2017; Bento et al., 2018; Vasconcelos et al., 2018; Piva et al., 2019; Sato et al., 2019).

Argissolo, Cambissolo, Gleissolo, Latossolo e Nitossolo. Os usos da terra foram agrupados em cana-de-açúcar, grãos, pastagem, solo exposto, grãos e pastagem (sucessão e consórcio), algodão e outros.

Para avaliar se o FE médio deste levantamento no Brasil difere significativamente do FE default do IPCC (2019), examinamos a sobreposição dos respectivos intervalos de confiança de 95%. Quando há sobreposição dos intervalos, afirmamos que as médias não diferem ao nível de 0,05, o que equivale à aplicação de um teste t para comparação de médias. As análises descritivas e inferenciais foram realizadas utilizando o software Microsoft Excel (2019). A espacialização do conjunto de dados foi realizada no software ArcGIS 10.6 (ESRI, 2017).

## Resultados e discussão

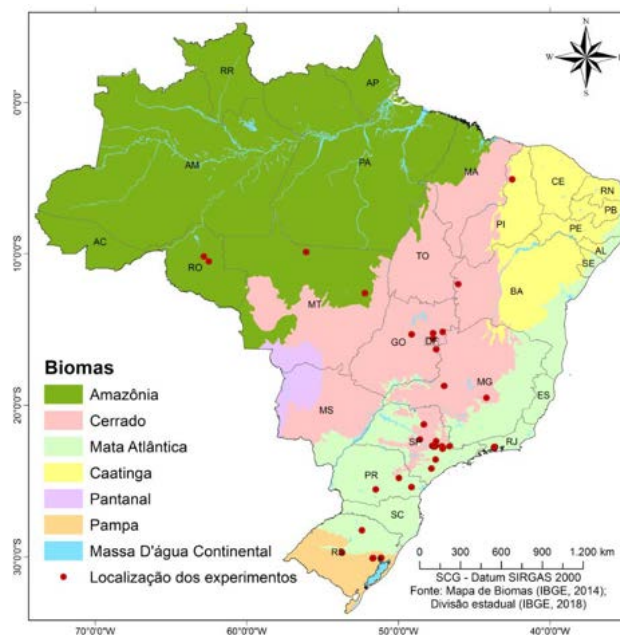
A revisão sistemática possibilitou analisar os FE de 42 artigos, compondo um conjunto de dados de 360 condições experimentais (tratamentos).

Considerando os biomas brasileiros, constatou-se que 33,8% dos experimentos foram conduzidos em áreas de transição Mata Atlântica e Cerrado, 30,5% na Mata Atlântica, 11,6% no Cerrado, 6,6% no Pampa, 5,5% na Amazônia, 4,2% na transição Pampa e Mata Atlântica, 1,1% na Caatinga e 1,1% em ambiente controlado (Figuras 1 e 2).

Os tratamentos ocorreram principalmente em áreas sob os domínios climáticos Cwa (38,8%) e Aw (29,1%) (Figura 2).

Com relação ao tipo de solo, houve predomínio de estudos desenvolvidos em Latossolo (52,1%), Argissolo (20,22%) e Cambissolo (11,63%), prevalecendo experimentos realizados em solos de textura argilosa (65,9%) (Figura 2).

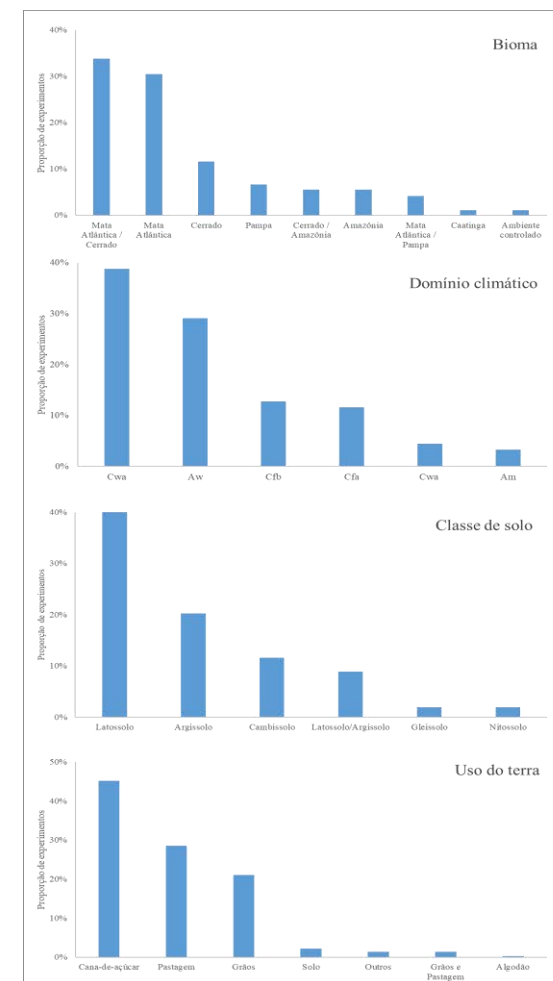
**Figura 1: Distribuição espacial dos experimentos por biomas brasileiros**



A revisão aponta que 45,15% dos estudos (experimentos) foram realizados em lavouras de

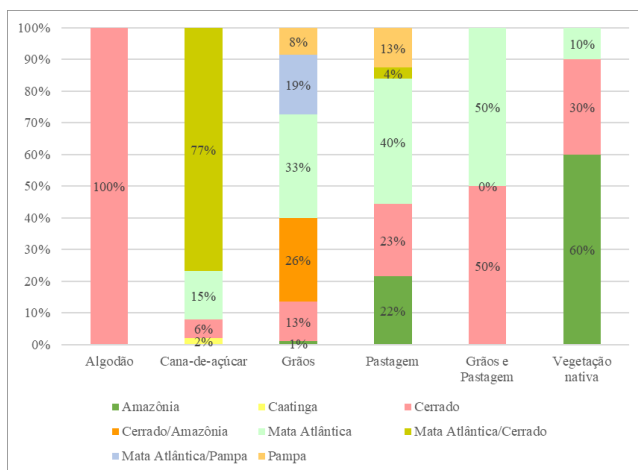
cana-de-açúcar, 28,53% em pastagem e 21,05% em lavouras de grãos (com predomínio de milho, soja e feijão) (Figura 2).

**Figura 2: Frequências de tratamentos por categorias dos fatores de classificação**



A concentração de experimentos na área de transição entre os biomas Mata Atlântica e Cerrado (porção central do estado de São Paulo, Figura 1) deve-se ao fato desta área abrigar inúmeras instituições de pesquisa, além de ser importante polo produtor de etanol de cana-de-açúcar. A quantificação das emissões de GEE em áreas com cana-de-açúcar no Brasil foi intensificada a partir da publicação de Crutzen et al. (2008), que questionava o papel dos biocombustíveis na mitigação do aquecimento global. Nesta revisão apenas quatro trabalhos apresentam áreas experimentais no bioma Amazônia, sendo estes relativos à pastagem, lavouras e vegetação nativa (Figura 3).

**Figura 3: Frequência relativa de experimentos nas classes de uso da terra, por bioma.**



Não foram encontrados estudos desenvolvidos no bioma Pantanal, enquanto que para o bioma Caatinga foi recuperado apenas um estudo. Estas lacunas também foram reportadas por Meurer et al. (2016), na qual os autores realizaram revisão sistemática dos valores da literatura para extrair padrões de emissões de  $N_2O$  de solos com diferentes usos e biomas. Meurer et al. (2016) apontam ainda que as pastagens foram estudadas principalmente em biomas de florestas tropicais, enquanto as terras cultivadas, no bioma Cerrado, não sendo possível fazer previsões sobre o comportamento dos fluxos de  $N_2O$  dos solos agrícolas no bioma Amazônia.

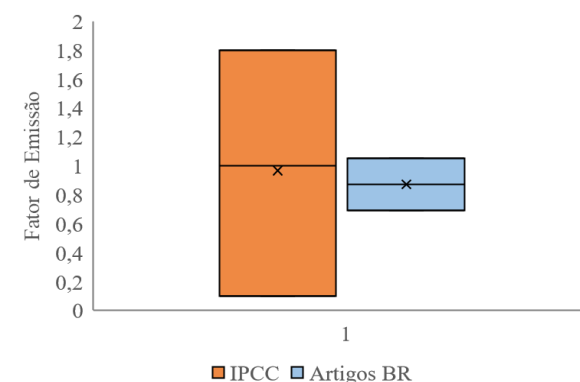
O conjunto de dados referente aos 360 tratamentos apresenta um FE médio de 0,87, com intervalo de confiança de 95% de 0,69 a 1,05. Já o FE médio *default* do IPCC (2019) é igual a 1, com intervalo de confiança de 0,1 a 1,8.

Como os intervalos de confiança para os fatores de emissão médios se sobrepõem, concluímos que a diferença entre as médias derivadas das duas fontes de informação não é significativa pelo teste t, ao nível de 5% ( $p = 0,1572$ ), ou seja, o *default* do IPCC não difere do valor obtido a partir da revisão sistemática.

Todavia, o intervalo de confiança obtido com os dados deste levantamento é cerca de cinco vezes inferior ao do intervalo apresentado pelo IPCC (2019) (Figura 4), o que representa redução de incerteza nas estimativas realizadas em

Inventários de Emissão de GEE e em estudos de ACV.

**Figura 4: Médias (x) dos FE informada pelo IPCC e estimada nesta revisão sistemática, com respectivos intervalos de confiança de 95%**



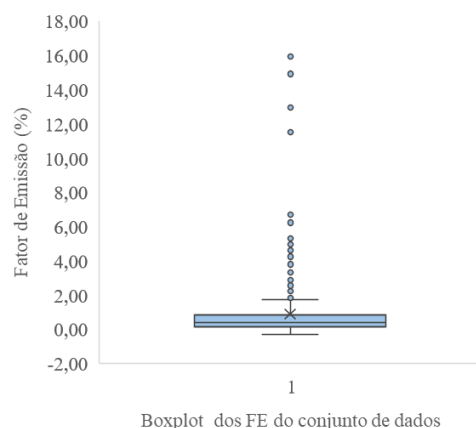
O boxplot do FE (Figura 5) mostra que o conjunto de dados apresenta uma assimetria positiva, com média de 0,87 e mediana de 0,35. A maioria dos experimentos apresenta FE na faixa de 0,2 a 1,0; com mínimo próximo de zero e máximo em torno de 16 (Figura 5).

Observa-se que o conjunto de dados apresenta 16 *outliers* (Figura 5), e a ocorrência destes eventos pode afetar fortemente a estimativa do FE médio dos resultados. Uma vez que o conjunto de dados é composto por inúmeros experimentos, com uma diversidade de tratamentos (várias culturas agrícolas e pastagem, diferentes doses de fertilizantes nitrogenados, diversos sistemas de manejo, dentre outros, além das especificidades



de cada área), é de se esperar a ocorrência destes valores extremos (Figura 5).

**Figura 5: Boxplot dos dados dos fatores de emissão obtidos nesta revisão sistemática (dados BR)**



Uma análise de FE específica para cada uso agrícola, dose de fertilizante nitrogenado, bioma e outras variáveis, tenderia a apresentar valores mais acurados para o Brasil. Este tipo de análise será realizado em continuidade a este trabalho, reunindo uma equipe de especialistas no tema, o que resultará em valores mais representativos da realidade da agricultura nacional.

## Conclusões

As pesquisas brasileiras com quantificação de N<sub>2</sub>O, que possibilitam a recuperação do fator de emissão deste gás, se concentram na área de transição dos biomas Cerrado e Mata Atlântica, em ambientes de produção de cana-de-açúcar.

Os biomas Caatinga e Pantanal devem ser priorizados para a realização de novas pesquisas visando a determinação do fator de emissão de N<sub>2</sub>O, de forma a melhorar as estimativas nacionais.

O fator de emissão de N<sub>2</sub>O calculado a partir da revisão de trabalhos desenvolvidos no Brasil apresenta menor incerteza, comparativamente ao default de 1% do IPCC, porém não difere deste em termos médios.

O intervalo de confiança calculado nesta revisão não considera as incertezas associadas às estimativas do FE em cada trabalho, de modo que os resultados apresentados mostram apenas a variabilidade dos FE médios na amostra de artigos selecionados. Em um trabalho subsequente, será feita uma metanálise onde essas incertezas serão consideradas. No entanto, o conjunto de artigos usados nesta revisão sistemática será reduzido, pois alguns não apresentam nenhuma medida que permita estimar a incerteza da estimativa do FE, como desvio-padrão, erro padrão, intervalo de confiança, coeficiente de variação, entre outras.

## Referências bibliográficas

- AITA, C. et al. Reducing nitrous oxide emissions from a maize-wheat sequence by decreasing soil nitrate concentration: Effects of split application of pig slurry and dicyandiamide. *European Journal of Soil Science*, v. 66, n. 2, p. 359–368, 2015.
- BARNEZE, A. S. et al. Nitrous oxide emissions from soil due to urine deposition by grazing cattle in Brazil. *Atmospheric Environment*, v. 92, p. 394–397, 2014.

BENTO, C. B. et al. Impacts of sugarcane agriculture expansion over low-intensity cattle ranch pasture in Brazil on greenhouse gases. *Journal of Environmental Management*, v. 206, p. 980–988, 2018.

BOLFE, É. L. et al. *Futuro da Agricultura Brasileira* 2018.

CAMPANHA, M. M. et al. Effect of soil tillage and N fertilization on N<sub>2</sub>O mitigation in maize in the Brazilian Cerrado. *Science of the Total Environment*, v. 692, p. 1165–1174, 2019.

CARDOSO, A. DA S. et al. Seasonal effects on ammonia, nitrous oxide, and methane emissions for beef cattle excreta and urea fertilizer applied to a tropical pasture. *Soil and Tillage Research*, v. 194, n. June, p. 104341, 2019.

CARMO, J. B. DO et al. Infield greenhouse gas emissions from sugarcane soils in Brazil: Effects from synthetic and organic fertilizer application and crop trash accumulation. *GCB Bioenergy*, v. 5, n. 3, p. 267–280, 2013.

CAVALINI, R. M. et al. *Determinação do Teor de Nitrogênio em Fertilizantes Nitrogenados Utilizando Dois Métodos*. [s.l.: s.n.].

CRUTZEN, P.J.; MOSIER, A.R.; SMITH, K.A. WINIWATER, W. N<sub>2</sub>O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. *Atmos. Chem. Phys.*, 8, pp. 389–395, 2008.

CRUVINEL, Ê. B. F. et al. Soil emissions of NO, N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> from croplands in the savanna region of central Brazil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 144, n. 1, p. 29–40, 2011.

DA SILVA PAREDES, D. et al. Nitrous oxide emission and ammonia volatilization induced by vinasse and N fertilizer application in a sugarcane crop at Rio de Janeiro, Brazil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, v. 98, n. 1, p. 41–55, 2014.

DE BASTOS, D. F. et al. A 3-year assessment of nitrous oxide emission factors for urine and dung of grazing sheep in a subtropical ecosystem. *Journal of Soils and Sediments*, v. 2, p. 982–991, 2019.

DE OLIVEIRA, B. G. et al. Soil greenhouse gas fluxes from vinasse application in Brazilian sugarcane areas. *Geoderma*, v. 200–201, p. 77–84, 2013.

DE S. PINTO, A. et al. Effects of different treatments of pasture restoration on soil trace gas emissions in the cerrados of central Brazil. *Earth Interactions*, v. 10, n. 1, p. 1–26, 2006.

FRACETTO, F. J. C. et al. Effect of agricultural management on N<sub>2</sub>O emissions in the Brazilian sugarcane yield. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 109, p. 205–213, 2017.

- GONZAGA, L. C. et al. Crop residue removal and nitrification inhibitor application as strategies to mitigate N<sub>2</sub>O emissions in sugarcane fields. **Biomass and Bioenergy**, v. 119, n. April, p. 206–216, 2018.
- HAN, Z.; WALTER, M. T.; DRINKWATER, L. E. Impact of cover cropping and landscape positions on nitrous oxide emissions in northeastern US agroecosystems. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 245, n. May, p. 124–134, 2017.
- HUANG, J. et al. Anthropogenic and natural radiative forcing. **Climate Change 2013 the Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**, v. 9781107057, p. 659–740, 2013.
- IBGE, I. B. DE G. E. ESTATÍSTICA-. **Biomass e Sistema Costeiro-Marinho do Brasil**. Rio de Janeiro: [s.n.]. v. 11, 2019.
- IFA. Assessment of Fertilizer Use by Crop at the Global Level. International Fertilizer Industry Association, v. 5, n. 8, p. 9, 2013.
- IPCC. **The Refinement To the 2006 Ipcc Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. v. 2
- JANKOWSKI, K. J. et al. Deep soils modify environmental consequences of increased nitrogen fertilizer use in intensifying Amazon agriculture. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, 2018.
- JANTALIA, C. P. et al. Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 82, n. 2, p. 161–173, 2008.
- LOPES, A. DA S. et al. Nitrous oxide emission in response to N application in irrigated sugarcane. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 22, n. 11, p. 758–763, nov. 2018.
- LOURENÇO, K. S. et al. Dominance of bacterial ammonium oxidizers and fungal denitrifiers in the complex nitrogen cycle pathways related to nitrous oxide emission. **GCB Bioenergy**, v. 10, n. 9, p. 645–660, 2018.
- MANATSA, D.; CHINGOMBE, W.; MATARIRA, C. H. The impact of the positive Indian Ocean dipole on Zimbabwe droughts Tropical climate is understood to be dominated by. **International Journal of Climatology**, v. 2029, n. March 2008, p. 2011–2029, 2008.
- MARTINS, M. R. et al. Nitrous oxide and ammonia emissions from N fertilization of maize crop under no-till in a Cerrado soil. **Soil and Tillage Research**, v. 151, p. 75–81, 2015.
- MARTINS, M. R. et al. Strategies for the use of urease and nitrification inhibitors with urea: Impact on N<sub>2</sub>O and NH<sub>3</sub> emissions, fertilizer-15N recovery and maize yield in a tropical soil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 247, n. June, p. 54–62, 2017.
- MAZZETTO, A. M. et al. Use of the nitrification inhibitor dicyandiamide (DCD) does not mitigate N<sub>2</sub>O emission from bovine urine patches under Oxisol in Northwest Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 101, n. 1, p. 83–92, 2014a.
- MAZZETTO, A. M. et al. Temperature and moisture affect methane and nitrous oxide emission from bovine manure patches in tropical conditions. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 76, p. 242–248, 2014b.
- MEURER, K. H. E. et al. Direct nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) fluxes from soils under different land use in Brazil - A critical review. **Environmental Research Letters**, v. 11, n. 2, 2016.
- NOGUEIRA, A. K. DA S. et al. Emission of Nitrous Oxide and Methane in Soil from Pasture Recovery Areas in the Amazon Matogrossense. **Química Nova**, v. 38, n. 7, p. 937–943, 2015.
- NOGUEIRA, A. K. DA S. et al. Fluxos de óxido nitroso em sistema de integração lavoura-pecuária-floresta. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1156–1162, 2016.
- PAREDES, D. D. S. et al. Nitrous Oxide and Methane Fluxes Following Ammonium Sulfate and Vinasse Application on Sugar Cane Soil. **Environmental Science and Technology**, v. 49, n. 18, p. 11209–11217, 2015.
- PASSIANOTO, C. C. et al. Emissions of CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, and NO in conventional and no-till management practices in Rondônia, Brazil. **Biology and Fertility of Soils**, v. 38, n. 4, p. 200–208, 2003.
- PITOMBO, L. M. et al. Exploring soil microbial 16S rRNA sequence data to increase carbon yield and nitrogen efficiency of a bioenergy crop. **GCB Bioenergy**, v. 8, n. 5, p. 867–879, 2016.
- PITOMBO, L. M. et al. Straw preservation reduced total N<sub>2</sub>O emissions from a sugarcane field. **Soil Use and Management**, v. 33, n. 4, p. 583–594, 2017.
- PIVA, J. T. et al. Soil gaseous N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emissions and carbon pool due to integrated crop-livestock in a subtropical Ferralsol. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 190, p. 87–93, 2014.
- PIVA, J. T. et al. Emissions of nitrous oxide and methane in a subtropical ferralsol subjected to nitrogen fertilization and sheep grazing in integrated crop-livestock system. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 43, p. 1–13, 2019.
- SANT'ANNA, S. A. C. et al. Biological nitrogen fixation and soil N<sub>2</sub>O emissions from legume residues in an Acrisol in SE Brazil. **Geoderma Regional**, v. 15, p. e00196, 2018.
- SATO, J. H. et al. Understanding the relations between soil organic matter fractions and N<sub>2</sub>O emissions in a long-term integrated crop-livestock system. **European Journal of Soil Science**, v. 70, n. 6, p. 1183–1196, 2019.
- SPAROVEK, G.; LIER, Q. D. J. V.; NETO, D. D. Computer assisted Koeppen climate classification: a case study for Brazil. **International Journal of Climatology**, v. 27, p. 257–266, 2007.
- SIGNOR, D.; CERRI, C. E. P.; CONANT, R. N<sub>2</sub>O emissions due to nitrogen fertilizer applications in two regions of sugarcane cultivation in Brazil. **Environmental Research Letters**, v. 8, n. 1, 2013.
- SIMON, P. L. et al. Nitrous oxide emission factors from cattle urine and dung, and dicyandiamide (DCD) as a mitigation strategy in subtropical pastures. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 267, n. February, p. 74–82, 2018.
- SIQUEIRA NETO, M. et al. Direct N<sub>2</sub>O emission factors for synthetic N-fertilizer and organic residues applied on sugarcane for bioethanol production in Central-Southern Brazil. **GCB Bioenergy**, v. 8, n. 2, p. 269–280, 2016.
- SOARES, J. R. et al. Enhanced-Efficiency Fertilizers in Nitrous Oxide Emissions from Urea Applied to Sugarcane. **Journal of Environmental Quality**, v. 44, n. 2, p. 423–430, 2015.
- SOARES, J. R. et al. Nitrous oxide emission related to ammonia-oxidizing bacteria and mitigation options from N fertilization in a tropical soil. **Scientific Reports**, v. 6, n. July, p. 1–11, 2016.
- SORDI, A. et al. Nitrous oxide emission factors for urine and dung patches in a subtropical Brazilian pastureland. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 190, n. x, p. 94–103, 2014.
- TOMAZI, M. et al. Excretas de ovinos como fonte de Óxido nitroso em pastagem de azevém no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 39, n. 5, p. 1498–1506, 2015.
- VASCONCELOS, A. L. S. et al. Greenhouse gas emission responses to sugarcane straw removal. **Biomass and Bioenergy**, v. 113, p. 15–21, 2018.
- ZANATTA, J. A. et al. Nitrous oxide and methane fluxes in south Brazilian gleysol as affected by nitrogen fertilizers. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 5, p. 1653–1665, 2010.

## ***Iniciativas de Sustentabilidade do setor alimentício: Revisão Bibliográfica Sistemática (RBS).***

Roberto Monteiro da Silva Justo<sup>1</sup>

Yovana María Barrera Saavedra<sup>1, 2</sup>

Daiane Vitória da Silva<sup>2</sup>

Diogo Aparecido Lopes Silva<sup>2</sup>

<sup>1</sup>UFSCar Campus Lagoa do Sino – Centro de Ciências da Natureza

<sup>2</sup>UFSCar Campus de Sorocaba – Programa de pós-graduação em

Engenharia de Produção

roberto.vilmon@gmail.com

### **Resumo**

*O objetivo deste projeto de Iniciação Científica foi identificar na literatura as ferramentas de sustentabilidade que estão sendo utilizadas na indústria do setor alimentício. A metodologia aplicada foi baseada na Revisão Bibliográfica Sistemática (RBS), onde foram realizadas buscas por trabalhos acadêmicos nas bases de dados Scopus e Web of Science. Os resultados trouxeram 47 artigos, sendo que em 29 artigos foi abordada a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), como a técnica mais utilizada na indústria de alimentos para quantificar os impactos ambientais causados por suas atividades. Além disso, a Itália foi o país destaque seguida pelo Reino Unido e o Irã. Por fim, as fases do ciclo de vida dos alimentos que apresentaram maiores impactos ao meio ambiente nos estudos analisados foram as etapas de cultivo/ criação, e a etapa de embalagem dos produtos finais.*

**Palavras-chaves:** *Sustentabilidade, Indústria, Alimentos, Avaliação do Ciclo de Vida (ACV).*

### **Introdução**

O setor alimentício é um dos mais importantes segmentos em todo o mundo devido ao aumento na demanda por alimentos nas últimas décadas (KUCUKVAR et al., 2019). Além disso, para

2030 teremos uma população de 7,6 bilhões de pessoas e para 2050 de 9,8 bilhões (ONU, 2017), o que implicará no aumento no consumo de recursos naturais.

Em consequência do crescimento populacional, é imprescindível ressaltar que a criação de políticas de produção que incluam práticas sustentáveis em todos os processos, fases ou etapas de produção de um produto é essencial para evitar maiores impactos negativos ao meio ambiente e à saúde humana. Embora as atividades produtivas de alimentos ocorram em determinados lugares, os impactos e consumo desses, afetam indiretamente a cadeia alimentícia de forma global e completa (RAUT et al., 2019).

De acordo com Nabavi-Pelesaraei et al. (2019) a indústria de alimentos representa 30% do consumo global de energia e contribui de fato em grande quantidade na emissão de Gases de Efeito Estufa (GEE). Logo, há uma necessidade emergencial em aderir melhores práticas de fabricação de alimentos, distribuição e gestão de seus resíduos (KUCUKVAR et al., 2019). Neste sentido, este trabalho teve por objetivo identificar na literatura as ferramentas de sustentabilidade que estão sendo utilizadas na indústria do setor alimentício.

### **Metodologia**

A metodologia usada para atingir o objetivo foi baseado na Revisão Bibliográfica Sistemática (RBS), seguindo o roteiro proposto por Conforto et al. (2011). Neste modelo devem ser realizadas

as fases de planejamento (entrada), execução (processamento) e análise dos resultados (saída).

### **Resultados e Discussões**

#### ***Execução da Revisão Bibliográfica Sistemática (RBS)***

Na fase de planejamento (entrada) realizou-se o roteiro com todas as etapas que deveriam ser seguidas na RBS, como também, foi definida a problemática da pesquisa, que consiste pela busca na literatura sobre quais são as ferramentas de sustentabilidade mais aplicadas na indústria de alimentos. Além disso, foram definidos os objetivos da pesquisa, os *Strings* de busca e os critérios de inclusão e exclusão. Foram usados os seguintes *Strings* de busca: *Environmental\* and Management\**; *Sustainability\* and Food Industry\**; *Social\* and Responsibility\**; *Ecoinnovation\**; *Tools\* and Food Industry\**; *Practices\* and Food Industry\**; *Environmental\* and Management\* and Agri Food\* and Industry\**; *Sustainability\* and Indicators\* and Food Manufacturing\**; *Green technology\* and Agri Food\* and Supply Chain\**; *Lyfe Cycle Assessment\* and Agri Food\* and Industry\**; e por fim, *Sustainable development\* and Industry 4.0\* and Food Supply Chain\**; os critérios de inclusão e exclusão de artigos, a escolha pela opção de qual base de dados utilizar e por fim, a elaboração de um cronograma a ser seguido. As buscas foram realizadas entre um período de quatro meses, iniciando em Mar/19 até Jun/19 e foram feitas nas bases de dados *Scopus* e *Web of Science*. Elas tiveram como critérios de inclusão: a) Selecionar artigos que tratassem de estudos

referentes às práticas de sustentabilidade aplicadas na Indústria de Alimentos; b) Selecionar artigos que abordassem a aplicação de ferramentas de Gestão Ambiental na Indústria de Alimentos; e c) Selecionar artigos exclusivamente em língua inglesa. Logo, os critérios de exclusão foram: a) Excluir artigos que mesmo tratando de estudos de sustentabilidade, não abordem a Indústria de alimentos como objeto em análise; b) Excluir artigos que não tratassem de práticas que fossem relacionadas a sustentabilidade; e c) Excluir trabalhos que fossem identificados como duplicados. No final após filtrar os 1.480 artigos iniciais foram selecionados apenas 47 trabalhos para realizar a leitura completa. Entre os resultados foi identificado que 29 artigos abordaram a aplicação da ACV em Indústrias alimentícias. Outros métodos e ferramentas identificados na RBS aplicados na Indústria de alimentos foram: indicadores de sustentabilidade; metodologia *Eco-efficiency Indicators* (EEl); a ferramenta de Pegada de carbono; Método DELPHI; e Método de modelagem de Equação Estrutural (SEM). Já o *software* mais usado para ACV foi o *SimaPro* nas versões 6, 7, 7.1.8, 7.3.3, e 8.0.5. Este *software* auxilia na coleta e análise de dados sobre o desempenho ambiental de determinado produto ou serviço. Entre as bases de dados, a mais utilizada foi a *Ecoinvent* nas versões 1.3, 2.2, 3, 3.1, e 3.3. Ela consiste em um banco de dados para consulta de valores, relacionados a entradas e saídas de energia, resíduos, materiais *etc.* de diversos produtos e processos. É

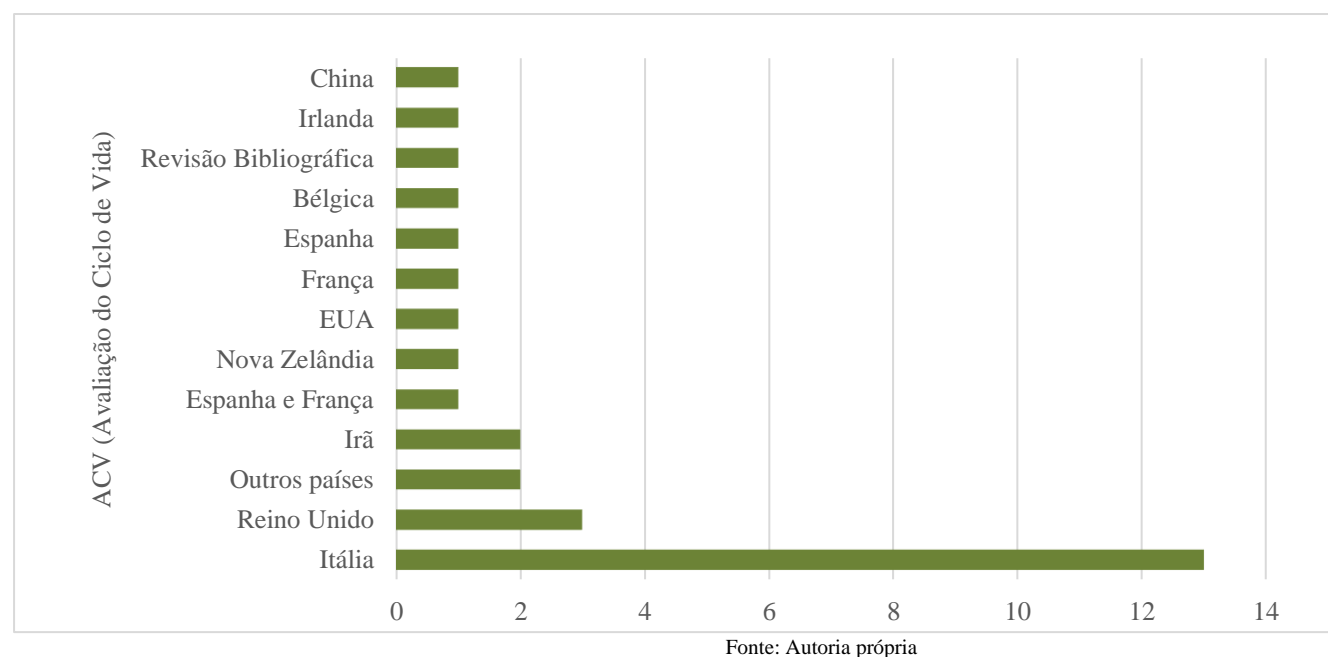
importante citar que este artigo apresenta apenas os resultados referentes à técnica de ACV por ser identificada como a técnica mais usada dentro dos trabalhos analisados. Neste sentido, foi identificado que os estudos que abordam a prática de ACV em alimentos vêm crescendo ao longo dos anos. Isso pode ser comparado de acordo com os números de trabalhos publicados entre o período de 2002 à 2019, no qual, em 2002 publicou-se apenas 1 trabalho enquanto em 2019 foram publicados 14 pesquisas com foco em ACV, demonstrando-se a preocupação nos últimos anos por identificar os impactos ambientais em todo o ciclo de vida deste setor. O periódico com maior número de publicações com ênfase em ACV's em alimentos foi o *Journal of Cleaner Production*, considerado um

periódico de alto fator de impacto com um JCR 7.246.

### Aplicações da ACV

Dos 29 trabalhos, 13 foram realizados na Itália, e tiveram como objetos de análise alimentos como o vinho, tomate e seus derivados, massas, azeite de oliva, cacau (chocolate), entre outros. Isso se dá devido à importância deste setor para a cultura italiana, devido aos pratos típicos do país. Já os 16 restantes foram analisados em outros países com a avaliação de diversos produtos. O **Gráfico 1** apresenta a quantidade de estudos de ACV aplicados na Indústria de Alimentos em alguns países do mundo.

### Gráfico 1: ACV's realizadas em Indústrias de Alimentos



Entre os resultados também foi identificado que a abordagem mais utilizada na ACV foi do berço ao portão. Já entre as categorias de impacto, as mais avaliadas foram: Aquecimento Global, Toxicidade Humana, Potencial de Eutrofização, Ecotoxicidade, e Depleção da camada de ozônio. Referente aos alimentos que foram utilizados como objetos de estudo nas ACV's podem ser citados a carne bovina, o vinho, o azeite de oliva, o arroz, bolos e doces, leite, entre outros.

O trabalho de Konstantas et al. (2019a) é o único que apresenta duas unidades funcionais dentro da ACV de bolos produzidos industrialmente, sendo que uma UF foi de 1kg de bolo embalado consumido em casa e a outra UF foi do consumo anual de bolos no Reino Unido. Nesse trabalho considerou-se cinco tipos de bolo: bolo inteiro, fatias de bolo, torta de maçã, bolinhos e bolo de queijo. Os resultados demonstraram que o bolo inteiro teve menor impacto nas dezoito categorias avaliadas e o bolo com maior impacto em 17 categorias foi o de tipo bolo de queijo. Além disso, foi observado que as matérias primas foram as principais contribuintes para a maioria dos impactos e os doces confeitados foram identificados como 60% mais eco eficientes comparados as sobremesas congeladas. Em outra pesquisa realizada também por Konstantas et al. (2019b), eles analisaram uma UF = 1 Kg de Sobremesas, doces e bolos congelados, e descobriram que o *cheesecake* (entre os outros alimentos utilizados como unidades funcionais) é o maior responsável pela geração de impactos ambientais. Assim sendo, a

produção de matérias primas é a principal fonte de impacto, respondendo por 22% a 98% dos impactos em todos os produtos, seguidos pelas fases de fabricação e embalagem. Uma das melhorias identificadas nos trabalhos foi a redução do teor de açúcar usada nos bolos, o que reduziria os impactos (3%) e a energia usada na fabricação deles.

Blengini et al. (2009) realizaram a ACV do arroz, e teve como unidade funcional (UF) 1 Kg de arroz refinado, embalado e entregue ao supermercado. Como resultado os autores identificaram que 1 Kg de arroz branco comercializado, consome cerca de 17,8 MJ de energia primária, além de produzir 2,9 Kg de dióxido de carbono e utilizar aproximadamente 4,9 m<sup>3</sup> de água para irrigação. Desta forma, as melhorias propostas pelos autores são a implantação de novos formatos de agricultura, nesse caso, a agricultura orgânica, que pode gerar resultados benéficos e menos impactantes ao ambiente em suas fases iniciais. No entanto, ao analisar-se as fases finais do produto orgânico é possível identificar um aumento de 20% na geração de (GWP) devido aos menores rendimentos da produção. A opção proposta pelos autores é que a irrigação no sulco do arroz garantirá a redução de 30% do uso total de água.

Bosco et al. (2011) e Borsato et al. (2019) realizaram ACV's sobre vinho, usando como UF 1 garrafa de vinho de 0,750L em ambos os estudos. Os resultados de Bosco et al. (2011) apontam que a fase industrial gerou cerca de 78% do (GWP) na produção de cada garrafa de

vinho, em comparação com a fase agrícola da produção, que foi responsável apenas pela geração de 22% de (GWP) por unidade produzida. Além disso, o uso de fertilizantes de nitrogênio, o rendimento das uvas e as emissões de N<sub>2</sub>O foram os fatores que mais afetaram a pegada de carbono na fase agrícola. A gestão do recurso hídrico na etapa de cultivo, também foi responsável pelos impactos, devido aos grandes gastos com água para irrigar os vinhedos, e o uso do recurso na fase de engarrafamento (processo de higienização das garrafas). O diesel usado para aquecer a água, também afetou negativamente os resultados ambientais na produção do vinho na Itália. As melhorias apontadas pelos estudos, estão relacionadas a economia de água através de métodos diferentes para lavagem de embalagens (vidro) e formas de irrigação como por gotejamento para os vinhedos, além da diminuição do uso de tratores, motores e maquinários que utilizem diesel ou outro combustível fóssil (BOSCO et al., 2011; BORSATO et al., 2019).

Nos trabalhos realizados sobre o tomate por Del Borgui et al. (2014) e Arnal et al. (2018), utilizou-se como UF, 1 kg de tomate processado; Os resultados mostraram que os subsistemas de cultivo e embalagem são uns dos principais pontos de impacto ambiental, principalmente por utilizarem grandes quantidades de combustíveis fósseis, fenol, além de produtos químicos de adubação, pesticidas, fungicidas, produtos para higienização, entre outros; influenciando a categoria de toxicidade humana (DEL BORGHI

et al., 2014). Arnal et al. (2018) mencionam também em seu estudo que a fase de processamento do tomate, mais especificamente na etapa de descascamento utiliza-se grandes quantidades de água e energia, devido ao uso de vapor pressurizado, influenciando assim nas categorias de consumo de energia e na escassez de água. As melhorias descritas pelos autores são a redução de peso e componentes das embalagens, além do uso de fertilizantes orgânicos/ inorgânicos que contenham menores quantidades de nitrogênio e fósforo. De Marco et al. (2017; 2018) utilizaram em sua pesquisa, uma UF de 500g de massa de tomate embalado em tetra pack. Segundo os autores, na etapa de processamento as categorias de impacto que foram mais relevantes foram as mudanças climáticas, devido a eletricidade e o óleo combustível que são utilizados no estágio de branqueamento, pasteurização e concentração do produto. Assim sendo, De Marco et al. (2017, 2018) mencionam que ao utilizar-se painéis fotovoltaicos e energia advinda do biogás é possível diminuir em 33,3% as emissões que afetam a saúde humana e o ecossistema.

A Itália também é um país muito conhecido pela culinária de massas, sendo assim, Belivacqua et al. (2007) usaram ACV com uma UF de um pacote de 0,500 Kg de massa de trigo Durum. Os resultados do trabalho apontam que as categorias mais afetadas foram a de uso de terra e combustíveis fósseis e que a produção de sêmola é a etapa do ciclo de vida que possui maior parte do impacto. Assim sendo, melhorias como a

utilização de papelão reciclável como o único material utilizado em embalagens, além, do cultivo de trigo em campos orgânicos são as opções mais eficazes na redução dos impactos ambientais que compõe a produção de massas na Itália.

Autores como Del Borghi et al. (2018); Recanati et al. (2018); Accorsi et al. (2013) realizaram outros estudos no país, envolvendo como objeto de análise diferentes alimentos. Os três estudos demonstraram resultados semelhantes, os quais, descreveram as etapas de cultivo e embalagem como as mais prejudiciais ao meio ambiente. Del Borghi et al. (2018) utilizaram como UF 1 Kg de produto embalado (cada produto), sendo eles: leguminosas (ervilhas, ervilhas cozidas a vapor, feijão borlotti, feijão cannellini e grão de bico). Segundo os autores, a etapa de fabricação de embalagens correspondeu a 70% do total de impactos globais nas diferentes leguminosas. Como resultado, eles identificaram que o uso de práticas de *ecodesign* são uma boa saída para a diminuição de impactos gerados pelo processo de embalagens das leguminosas. A redução do peso dos pacotes acarretam em 15% menos impactos, bem como, o uso de tampas abre-fácil reduz 3% dos impactos e a opção por embalagens de plástico ao invés do vidro, garantem de 61% a 85% de redução nos impactos identificados na produção desses alimentos. No cultivo das ervilhas, feijões e o grão de bico, identificou-se que o consumo de combustível é o maior contribuinte para a quantidade de emissões de GEE (consumo de combustível), seguido de

fertilizantes nitrogenados (sementes e herbicidas) (DEL BORGHI et al., 2018). Na produção do cacau Recanati et al. (2018) utilizaram como UF: 1 Kg de chocolate preto (correspondente a 10 barras de 100g e suas respectivas embalagens). Os autores apontam que a produção causa grandes impactos abióticos nas categorias de impacto de eutrofização e oxidação fotoquímica, enquanto o transporte e a embalagem contribuem para o potencial de aquecimento global e oxidação fotoquímica. Por fim, eles citam que o fornecimento de energia, realizado por uma usina de tri-geração traz melhores benefícios ao meio ambiente comparado a um sistema de fornecimento de energia convencional (RECANATI et al., 2018).

Accorsi et al. (2013) por sua vez, analisaram a cadeia produtiva do azeite de oliva, sendo que a UF utilizada foi, 1 garrafa de azeite extra virgem. Eles destacam que a fase de produção da embalagem do azeite de oliva feita a base de vidro tem maior impacto ambiental. As melhorias propostas seriam o uso de garrafas de plástico que diminuiriam o fator que mais afeta negativamente a utilização do vidro em garrafas, nesse caso, o peso da embalagem. Assim sendo o uso de garrafas plásticas causariam menores impactos ao meio ambiente devido a maior flexibilidade no manuseio e transporte do azeite dentro da cadeia de suprimentos.

O trabalho de Tassielli et al. (2018) traz as cerejas como objeto de análise, utilizando como UF: 1 ton. de parte comestível de cereja. Os autores identificaram que a fase agrícola é

ambientalmente a que mais gera impactos ao meio ambiente e propõe a implementação de transportes mais eco eficientes, como também, o uso de embalagens biodegradáveis, ou que geram menores impactos, além da reciclagem de soluções como o hidro-alcool e subprodutos oriundos do processamento da cereja. Já a pesquisa de Arzoumanidis et al. (2017) utilizou o café torrado, suco de limão, azeite e vinho como objetos de análise em unidades de produção na Itália, usando UF de: 1 Kg de café torrado e embalado; 1 garrafa de vinho tinto orgânico de 0,750L; 1 embalagem contendo 6L de suco de limão orgânico; e 1.000 Kg de azeitonas, correspondente a 200 Kg de azeite de oliva. Os resultados obtidos nesses estudos destacam as fases de cultivo/ criação e embalagem de todos os produtos como as mais impactantes para o meio ambiente.

Six et al. (2017) ao analisarem o ciclo de vida da carne suína em um criadouro na Bélgica, apontam que os principais impactos ocorreram nas fases de produção da ração, mais especificamente pelos ingredientes da ração e pelo seu transporte (Grãos, soja e óleo de palma). A UF utilizada pelos autores foi de 100g de carne suína fresca. Os resultados apontam que as emissões de  $N_2O$  e  $CH_4$  são as maiores causadoras de emissão de gases de efeito estufa em fazendas que produzem o animal. Além disso, nas outras treze categorias identificadas a produção da ração e a agricultura são segundo os autores os responsáveis por mais da metade do impacto total, seguidos pela etapa de

processamento da carne. Outro estudo que envolve um produto de origem animal é o leite (UF: 1 Kg de leite em pó), utilizado como objeto de análise no estudo de Finnegan et al. (2017). Os resultados apontam que a produção do leite cru corresponde a 84% do total para a categoria de GWP, seguido do processamento do leite com 14%, e por fim, os restantes dos processos que correspondem aos 2%. Além disso, a fermentação entérica dos animais, estrume e gestão de chorume são grandes contribuintes para o GWP total associado a produção láctea. A melhoria citada por Six et al. (2017) e Finnegan et al. (2017) são semelhantes e estão voltadas a opções de fontes renováveis de energia, como por exemplo, o uso do biogás proveniente das fezes e resíduos gerados pelos animais ao longo do processo de criação.

Asem-Hiablie et al. (2018) realizaram um estudo nos EUA, analisando os impactos gerados na produção da carne bovina. Os resultados obtidos apontam que a fase de alimentação do gado, assim como a alimentação de suínos abordados por Six et al. (2017) é a fase que mais contribuiu em impactos na maioria das categorias estudadas. A produção de ração representou 90% das emissões de água, Potencial de criação fotoquímica de ozônio, Potencial de toxicidade humana, Uso da terra, Uso consuntivo de água e Demanda cumulativa de energia. A amônia gerada pelo uso de fertilizantes na fase de alimentação também possui importância. O uso de recursos abióticos foi identificado em maior parte nas fezes de bezerro e acabamento, devido

principalmente à alimentação de suplementos que contém zinco. O restante do potencial de depleção abiótica advém de combustíveis fósseis utilizados na produção de fertilizantes, como também, para uso como combustível em transportes. Por fim, as melhorias propostas pelos autores estão voltadas ao reaproveitamento de subprodutos das rações, desde que, não haja superalimentação do gado e geração de emissões de  $NH_3$  e  $N_2O$  (amônia da alimentação proteica). Além disso, o bom manejo de pesticidas, fertilizantes e outros recursos auxiliaram na mitigação de impactos ao ambiente.

Autores como Batuecas et al. (2019); Garcia-Garcia et al. (2019); e Nabavi-Pelesaraei et al. (2019) citaram a energia renovável como uma opção de substituição para fontes de energia advinda de combustíveis fósseis, gás natural, entre outros; e é discutida por autores como Batuecas et al. (2019); Garcia-Garcia et al. (2019); e Nabavi-Pelesaraei et al. (2019). Segundo os autores as melhorias energéticas poderiam vir dos resíduos de alimentos gerados durante a produção, e que podem ser utilizados na fabricação de energia através de biodigestores. Além disso, a energia fotovoltaica também pode ser utilizada segundo os autores nas fases de processamento dos produtos alimentícios. De acordo com Huang et al. (2014) a otimização de processos traz resultados significativos à produção de alimentos. Opções como a escolha de fornecedores mais próximos, podem influenciar na logística da matéria prima,

diminuindo assim os gases emitidos pelo transporte até o fabricante.

### Conclusão

Os resultados desta RBS mostraram um aumento na preocupação com a identificação dos impactos ambientais decorrentes da produção de alimentos e pela identificação de melhorias nas diversas etapas de produção deste setor. Neste sentido, com os estudos mencionados nessa pesquisa foi possível identificar que grande parte dos impactos gerados ao meio ambiente ocorrem nas fases iniciais do ciclo de vida dos alimentos, ou seja, no cultivo/ criação, e alguns na fase final, especialmente a de embalagem. Algumas propostas foram feitas pelos autores, como ideias que podem ser aplicadas na Indústria, relacionadas ao uso de energia renovável, reincorporação de resíduos como matéria prima na produção de novos produtos, otimização de processos, além de propostas sobre o aperfeiçoamento de metodologias e ferramentas de análises ambientais para o setor de alimentos já existentes, bem como, a criação de novos métodos. As diversas opções de melhorias para as atividades produtivas do setor de alimentos são essenciais para o processo de tomada de decisões das entidades corporativas e governamentais. Essas ações auxiliam na criação de novas políticas públicas, como também, garante uma produção mais consciente e que valoriza o bem estar do meio ambiente, bem como, a saúde de toda a sociedade. Certamente, novos estudos devem ser realizados para aperfeiçoar ou criar métodos, ferramentas e

*softwares* que abordem a sustentabilidade aplicada na Indústria de Alimentos, bem como, a aplicação da técnica de ACV. Neste sentido, Notarnicola et al. (2012) citam que os modelos atuais de ciclo de vida e os bancos de dados que dão suporte não são capazes de avaliar os riscos e benefícios de curto a longo prazo dos sistemas de produção de alimentos. Além disso, eles mencionam que é necessário realizar um melhor desenvolvimento das ferramentas de ACV em pesquisas futuras, para que elas possam abordar questões com rápida evolução, como é o caso da aplicação de pesticidas em culturas agrícolas, entre outros produtos utilizados na cadeia de suprimentos alimentar e que precisam também ser investigados.

Por fim, é importante que a aplicação de ACV seja expandida e seja mais utilizada em países latino-americanos, como é o caso do Brasil, um país de proporções continentais, que produz grande parte da produção mundial de alimentos, mas que no entanto, conta com a realização de poucos estudos e trabalhos voltados a sustentabilidade na aplicação de ACV na Indústria de alimentos.

### Agradecimentos

Agradecemos ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo fomento via modalidade de bolsa PIBIT, processo nº 001/2018 – COORDIC/PROPQ.

### Referências

- ARZOUANIDIS I. et al. Journal of Cleaner Production (2017). <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.02.059>.
- ASEM-HIABLE S. et al. The International Journal of Life Cycle Assessment (2018). <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-018-1464-6>.
- BATUECAS E. et al. Journal of Environmental Management (2019). <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.02.021>.
- BEVILACQUA M. et al. Journal of Food Quality (2007). <http://dx.doi.org/10.1111/j.1745-4557.2007.00170.x>
- BLENGINI G. A., BUSTO M. Journal of Environmental Management (2009). <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.10.006>.
- BORCHI, A. del, GALLO M., STRAZZA C., BORCHI M. del. Journal Of Cleaner Production (2014). <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.04.083>
- BOSCO S., BENE C., GALLI M.; REMORINI D., MASSAI R., BONARI E. Italian Journal of Agronomy (2011). <http://dx.doi.org/10.4081/ija.2011.e15>
- GARCIA-GARCIA G., RAHIMIFARD S. Resources, Conservation and Recycling (2019). <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.05.026>.
- KONSTANTAS A., STAMFORD L., AZAPAGIC A. Sustainable Production and Consumption (2019). <http://dx.doi.org/10.1016/j.spc.2019.04.001>.
- KONSTANTAS A., STAMFORD L., AZAPAGIC A. Science of the Total Environment (2019). <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.274>
- KUCUKVAR M. et al. Resources, Conservation and Recycling (2019). <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.01.048>.
- MARCO I. de, RIEMMA S., IANNONE R. Journal Of Cleaner Production (2018). <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.258>.
- MARCO I. de, RIEMMA S., IANNONE R. Chemical Engineering Transactions (2017). <http://dx.doi.org/10.3303/CET1757305>.
- NABAVI-PELESARAEI A. et al. Journal of Cleaner Production (2019). <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.01.228>.
- NOTARNICOLA B., HAYASHI K., CURRAN M., HUISINGH D. Journal of Cleaner Production (2012). <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.02.007>
- SIX L. et al. The International Journal of Life Cycle Assessment (2017). <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-016-1249-8>.
- TASSIELLI G. et al. Journal of Cleaner Production (2018). <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.09.227>.



## Desafios para construção de inventário de ciclo de vida da produção de leite no Brasil

Vanessa Romário de Paula 1,\*

Alyne Martins Maciel 2,1

Cassiano Moro Piekarski 3

Antonio Carlos Francisco 3

Rodrigo Salvador 3

Mariane Bigarelli Ferreira 3

Murilo Vetroni Barros 3

Nathan Oliveira Barros 2

Marcelo Henrique Otenio 1

<sup>1</sup>Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

<sup>2</sup>Universidade Federal de Juiz de Fora

<sup>3</sup>Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) Câmpus Ponta Grossa

\*vanessa.paula@embrapa.br

### Resumo

O leite está entre os principais produtos bases da economia e da agropecuária brasileira. A pecuária de leite é caracterizada por práticas e sistemas de produção diversificados. Existem diferentes tipos de sistemas de produção: confinado, intensivo, semiconfinado, semiextensivo, e extensivo. Para um mesmo tipo de sistema são encontradas diferentes formas de manejo, raças de gado leiteiro com características e produtividade diferentes, e que são influenciadas pelo tipo e disponibilidade de alimento, clima local, nível tecnológico e manejo de dejetos. Em vista da importância para a economia nacional e pelos potenciais impactos ambientais causados pela atividade, é essencial a construção de inventários do ciclo de vida (ICV) da produção de leite. Este trabalho tem como objetivo apresentar o processo de construção de ICVs da produção de leite, e os entraves que surgiram durante a coleta dos dados, indicando as dificuldades e limitações encontradas. O primeiro desafio encontrado, para a construção dos ICVs, foi definir os tipos sistemas e manejos mais representativos. O critério baseou-se nos resultados de volume de produção apresentados pelo Censo agropecuário 2017. Minas Gerais é o estado com maior produção em volume de leite

do país, enquanto o Paraná é o estado com um dos maiores índices de produtividade do país. Em volume de leite, o sistema de manejo do tipo semi-intensivo é o mais expressivo em Minas Gerais, e o intensivo foi identificado como o mais representativo do Paraná. A caracterização das propriedades representativas foi baseada no levantamento feito com profissionais de assistência técnica rural que indicaram as formas de manejo mais empregadas nas regiões selecionadas em cada estado. As diferenças mais relevantes encontradas entre as propriedades, foram a alimentação dos animais e o tipo de tratamento de dejetos. Estes parâmetros são sensíveis na análise dos dados de ICVs da produção de leite, pois influenciam nos resultados, principalmente de emissão de gases de efeito estufa. A construção de ICVs poderá auxiliar na gestão eficiente de recursos naturais e no desenvolvimento sustentável, permitindo quantificar potenciais impactos ambientais ao longo do processo produtivo, além de alimentar o Banco Nacional de Inventários do Ciclo de Vida (SICV Brasil).

**Palavras-chaves:** Avaliação do Ciclo de Vida; ACV; Agropecuária, Gado de leite.

### Introdução

A produção de leite registrou crescimento nos últimos anos no Brasil, o que se deve principalmente pela especialização do setor, melhoria genética dos animais e aumento da qualidade da alimentação. O país é o quarto maior produtor mundial de leite, com uma produção de 33 bilhões de litros (Embrapa, 2019). Esse setor envolve cerca de 4 milhões de trabalhadores no país e é uma atividade presente em todas as regiões do Brasil (Zoccal, 2016).

Segundo o Censo Agropecuário de 2017, a agropecuária ocupa cerca de 47% do território nacional. Contudo, há um movimento de

concentração geográfica da produção em algumas regiões, sendo que 12 microrregiões produzem mais da metade da produção total nacional (Rocha, 2019).

No Brasil existem 3 tipos de sistemas de produção de leite característicos, a pasto (ou extensivo), semi-confinado, semi-intensivo e confinado, intensivo (Assis et al., 2005), que se baseiam na produtividade e na forma de disponibilização dos alimentos para os animais. Além disso, esses sistemas apresentam diversidades, atreladas a genética dos animais, nível tecnológico, qualidade e quantidade da alimentação fornecida e tipo de manejo de dejetos. Essa diversidade fica ainda mais evidente de uma região para outra do país, motivadas pela cultura e desenvolvimento econômico e ainda pelo clima. Essa distinção de um sistema para outro e de região para região mostra a necessidade da caracterização de sistemas de produção representativos regionais.

A construção de bancos de dados regionais e de diferentes sistemas de produção, permite o desenvolvimento de estudos de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), a comprovação competitiva da produção de leite e como suporte ao desenvolvimento de políticas públicas de incentivo à produção sustentável mais adequada a realidade brasileira (IBICT, 2016).

A construção de inventários regionais de produtos agropecuários tem contribuído para a geração de banco de dados e para avaliar o impacto ambiental de cadeias produtivas do setor agropecuário (Matsuura, 2017).

O SICV Brasil foi criado para gerenciar ICVs de produtos nacionais (IBICT, 2016) para fortalecer estudos de ACV no Brasil, já que, atualmente, um dos maiores limitadores encontrados nesses estudos no país é a falta de conjuntos de dados de ICVs de sistemas de produtos específicos para as condições nacionais e regionais.

Este trabalho tem como objetivo apresentar os principais desafios na obtenção de dados para a construção de ICVs da produção de leite regionais.

### Metodologia

Foram construídos ICVs da produção de leite nos estados de Minas Gerais e Paraná. Para construção dos ICVs foram consideradas as orientações e requisitos do Guia Qualidata. O Guia Qualidata tem como objetivo fornecer orientações para submissão de um ICV no SICV Brasil (Rodrigues et al., 2016).

Para atender à uniformidade nos conjuntos de dados utilizados para construção de ICVs da produção de leite, foi adotado o mesmo tipo de informação (metadados), como coberturas temporal, geográfica e tecnológica, entre outros, com o objetivo de atender ao padrão de qualidade dos conjuntos de dados do SICV Brasil (ver Rodrigues et al., 2016).

A definição geográfica para a realização da coleta de dados representativos, foi baseada nos resultados do Censo Agropecuário (IBGE, 2017) e no Anuário do Leite (Embrapa, 2019). A produção de leite em 2017 no Brasil pode ser apresentada por divisão regional, no qual 35,7%

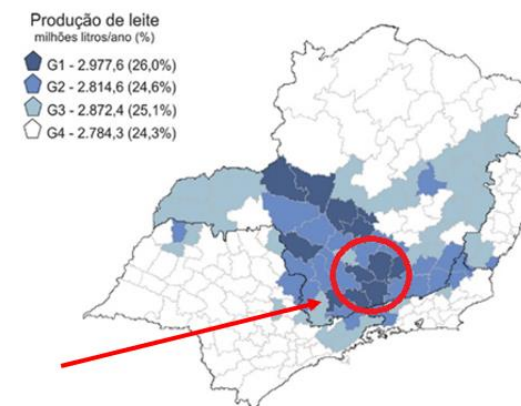
da produção está no Sul, 34,2% no Sudeste, 11,9% no Centro-Oeste, 11,6% no Nordeste e 6,5% na região Norte (Zoccal, 2019).

A extensa faixa territorial do país e as diversidades sociais e geográficas evidenciam a necessidade de construção de inventários regionalizados (Ruviaro, 2012). Assim, regiões específicas foram selecionadas com base no volume de produção de leite. Minas Gerais é o estado de maior produção de leite do país, representando 26,6% da produção nacional, e o Paraná é o segundo, responsável por 14,5% da produção (Embrapa, 2018). A utilização de dados regionalizados pode contribuir para melhorar a robustez e reduzir incertezas devido à variabilidade espacial (Mutel et al., 2019; Rodriguez et al., 2014). Para obter homogeneidade dos dados, considerou-se as microrregiões mais representativas desses estados, em termos de volume de leite produzido e tipo de sistema de produção.

No estado de Minas Gerais, estabeleceu-se a microrregião da Zona da Mata, que apresenta um dos maiores índices de produção de leite por área no estado, conforme apresentado na Figura 1.

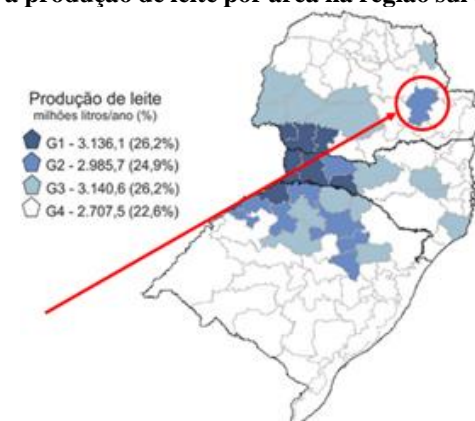
Para o estado do Paraná, estabeleceu-se a região dos Campos Gerais, que recebeu o título de “Capital Nacional do Leite” por Lei Federal (Embrapa, 2019), indicada na Figura 2. Essa região possui propriedades características em confinamento e com alto nível de tecnificação.

**Figura 1: Distribuição das microrregiões de acordo com a produção de leite por área na região sudeste em 2017.**



Fonte: Anuário do Leite 2019.

**Figura 2: Distribuição das microrregiões de acordo com a produção de leite por área na região sul em 2017.**



Fonte: Anuário do Leite 2019.

Buscou-se informações técnicas e referências científicas para atender aos requisitos mínimos exigidos pelo Guia Qualidata, para a construção dos ICVs da produção de leite, nas condições brasileiras. A definição das propriedades representativas foi baseada na estimativa da

produção, por volume de leite, por classes de propriedades, e número de animais (Tabela 1).

**Tabela 1. Estimativa de produção de leite por classes**

Estrato		Produção de leite		Total de fazendas		
Litros /vaca/ dia	Vacas/ fazenda	Litros /fazenda /dia	Litros (milhões)	(%)	Quantidade	(%)
<5	<30	<100	7.307	21,8	759.947	76,9
5-7	30-70	100-400	10.362	30,9	177.188	17,9
7-12	70-200	400-2000	11.225	33,5	46.476	4,7
>12	>200	>2000	4.597	13,7	4.019	0,4

Fonte: Tabela adaptada de Stock (2019), com base nos dados do IBGE.

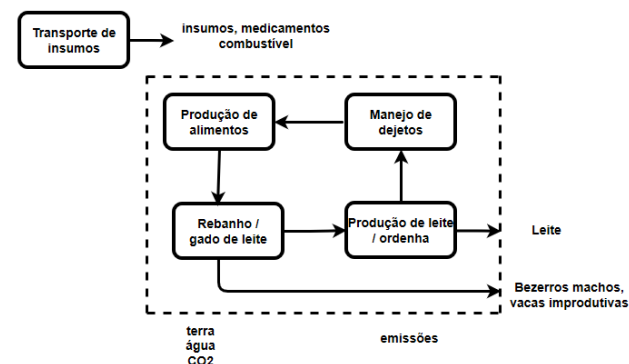
Um estudo realizado por Stock (2019) mostrou que a classe que possui maior representatividade, em volume de produção de leite no país, é a de propriedade de médio porte, e com produtividade entre 7 a 12 L/vaca/dia, em média. Esse resultado pode ser considerado para sistemas semi-intensivo, onde os animais são criados no pasto, com suplementação de concentrado e volumoso (MICT, 2010). O sistema intensivo representa uma tendência mundial de intensificação da produção, sendo relevante a contribuição desses dados para construção dos ICVs. Por isso, a classe com a produtividade acima de 12 L/vaca/dia foi considerada para este estudo.

Foram selecionadas quatro propriedades representativas, que se enquadravam no tipo de sistema de produção semi-intensivo, com o número de vacas entre 70 a 150, no estado de Minas Gerais, microrregião da Zona da Mata. E oito propriedades no estado do Paraná na microrregião de Campos Gerais, sendo quatro

em sistemas do tipo intensivo, e quatro em sistema semi-intensivo. As propriedades de sistema semi-intensivo, possuem 70 a 150 animais em lactação, e as do tipo intensivo, possuem mais de 200 animais em lactação (sendo adotadas 4 faixas: até 40mil L/dia; até 30mil L/dia; até 20mil L/dia; até 10mil L/dia por propriedade). Embora, o sistema intensivo corresponda a uma minoria de propriedades, representa uma tendência mundial, de intensificação da produção, sendo relevante a contribuição para construção do ICV.

A Figura 3 apresenta o diagrama de sistema de produto da produção de leite.

**Figura 3: Diagrama de um sistema de produção de leite**



As fronteiras foram delimitadas no portão da propriedade, que compreendem as etapas de produção de alimentos, utilização de recursos naturais e insumos e manejo de dejetos. Todos os procedimentos foram conduzidos em conformidade com os padrões: ISO 14040 (ISO, 2006a), que aborda a estrutura e os princípios; e ISO 14044 (ISO, 2006b), que define os requisitos e diretrizes para um estudo de ACV.

O ICV compreende a coleta de dados e procedimentos de cálculo para quantificar as entradas e saídas de um sistema de produto (ABNT, 2009a). A unidade funcional utilizada foi de 1 quilograma de leite, corrigido pela gordura e proteína do leite (FPCM - *Fat and Protein Corrected Milk*) (IDF, 2015).

Os principais parâmetros considerados na coleta de dados e que apresentaram-se como desafios para padronização e construção do ICV da produção de leite nas condições brasileiras foram:

- Sistema de criação;
- Produção de alimentos para animais;
- Dieta animal;
- Genética bovina;
- Tecnologia utilizada;
- Manejo de dejetos.

Para a coleta de dados, foi elaborado um questionário, estruturado a partir do levantamento dos parâmetros relevantes do sistema produtivo e que contribuem para as questões ambientais. O questionário foi testado previamente, por meio de entrevistas com especialistas para certificar a consistência das respostas e o atendimento aos critérios de ICV. A coleta de dados foi realizada por meio de entrevistas *in loco*, nas propriedades selecionadas. Esta etapa teve o apoio de profissionais de assistência técnica rural em Minas Gerais e da área de leite de uma

cooperativa paranaense, que auxiliaram no processo de coleta de dados. A construção de um ICV demanda grande quantidade de informações, provenientes de diversos processos elementares, onde a comunicação é essencial para formação do conhecimento (Ugaya et al., 2016), assim como a interação colaborativa entre os atores envolvidos.

Os dados de entradas incluíram: utilização de recursos, plantio de forragem, transporte, diesel, fonte e quantidade de água e eletricidade utilizadas, insumos necessários em todas as etapas de manejo do gado, ordenha, resfriamento e acondicionamento do leite. As saídas consideradas foram: leite, tratamento e disposição de resíduos e as emissões relacionadas às diversas fases de produção. Todos os dados foram relacionados às entradas e saídas ocorridas no período de um ano - 2019.

Para os dados de emissões entéricas e manejo de dejetos dos animais, foi utilizada a metodologia de cálculo indicada pelo Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, 2019), recomendado para a estimativa de emissões de gases do efeito estufa (GEE) (Baldini et al., 2017).

## Resultados

Os dados coletados nas propriedades mostraram diferenças relevantes, que alteram os impactos causados pelos sistemas de produção.

A produtividade por animal foi um parâmetro que apresentou variações e é influenciada

diretamente pela dieta dos animais. As características da alimentação afetam a digestibilidade e a emissão de metano da fermentação entérica (Lovendahl et al., 2018).

No Brasil a média de produção é de 4,5 L/vaca/dia, para Minas Gerais é de 5 L/vaca/dia e para o Paraná de 7 L/vaca/dia (IBGE, 2017). Essa média reflete variações intensas conforme pode ser verificado na Tabela 1. Entretanto, esse volume médio não foi observado nas regiões onde foram realizadas as coletas de dados. Na Zona da Mata-MG a média encontrada foi de 18 L/vaca/dia e, na região dos Campos Gerais-PR, verificou-se média superior a 25 L/vaca/dia para o sistema semi-intensivo e superior a 35 L/vaca/dia para o confinado. Em função desse ponto crítico, a seleção das propriedades foi baseada no número de animais e não no volume de produção de leite.

### *Produção de alimentos*

No Brasil, parte do alimento fornecido aos animais é produzido dentro da própria propriedade, como exemplo a silagem. Por ser uma prática comum na maioria das propriedades visitadas, foi realizada a coleta de todos os dados que envolvem essa etapa de produção. Porém, poucos estudos recentes da produção de leite incluíram todos os processos e insumos para a produção de forragem e/ou silagem na cadeia de produção (Baldini et al., 2017). Alguns inventários internacionais não consideram a produção de alimentos na propriedade (Salou et al., 2019), e com isso, não contabilizam essas informações. No entanto, é importante

considerar a produção de alimentos na ACV (completa), para avaliação de impactos. No inventário, essa consideração depende do limite do escopo do ICV, pois, as informações de alimentação podem estar em inventários separados, mas se conectarem futuramente em estudos de ACV.

Destaca-se que a inclusão da produção de alimentos para os animais dentro da fronteira de um estudo de ACV pode alterar o cenário e, conseqüentemente, os resultados de emissões (Bakken et al., 2017). A produção de alimentos para os animais, é um processo que depende de diversos recursos como terra, água, fertilizantes, combustível, máquinas, pesticidas e eletricidade, possuindo relevante impacto ambiental (Silva et al., 2010). Nguyen et al. (2011) apontam que, na agricultura, em média, 96% dos impactos ambientais advêm da fase de produção da alimentação animal.

No sistema semi-intensivo, os dados obtidos mostraram variação do tipo e quantidade de alimento fornecida durante o ano. No período de seca, a disponibilidade de pasto fica reduzida, sendo necessário a suplementação na alimentação já que as forrageiras a pasto não fornecem quantidades de nutrientes suficientes (Fernandes et al., 2016). A alternativa empregada nas propriedades selecionadas é a suplementação com silagem, que ocorre durante todo o ano, sendo oferecida em maior quantidade na seca. A produção de silagem é uma estratégia viável e amplamente utilizada na pecuária (Resende et al., 2017). As áreas de plantio e a

escolha da cultura empregada variam muito entre as propriedades. As forrageiras mais empregadas na produção de silagem são o milho, capim e cana, e o conteúdo de nutrientes apresentam características que influenciam na qualidade do alimento (Gurgel et al., 2019).

Assim como a área de plantio de alimentos, as áreas de pastagem também constituem uma variável significativa, pois é necessário definir as emissões de CO<sub>2</sub> relacionadas à mudança de uso da terra (caso tenha sido transformada nos últimos 20 anos) e definir a área de ocupação, de acordo com o Guia Qualidata.

### **Composição da dieta**

Os dados de composição da dieta fornecida aos animais, tanto na qualidade quanto na quantidade do alimento fornecido foram variáveis. Salou et al. (2019) também relataram a dificuldade em determinar a quantidade e a composição dos alimentos para construir um ICV para um estudo da produção de leite na França. Informações como essas, impactam diretamente nos resultados de emissões, influenciando principalmente os dados de emissões, devido à fermentação entérica dos animais (Grandl et al., 2016; IPCC, 2019). A composição da dieta afeta a produtividade animal e a taxa de conversão de metano no rúmen (Kebreab et al., 2016). Dietas que possuem maior concentração de amido promovem uma menor liberação de metano (Moate et al., 2019). Léis et al. (2015) ainda ressaltam que a produção de silagem, a qualidade e o balanço energético e as estimativas corretas da quantidade fornecida aos animais podem

influenciar os resultados das emissões nos estudos de ACV do leite.

As emissões entéricas de metano são influenciadas também pela genética, idade e peso do animal, e produção de leite (IPCC, 2019). Assim, a correta definição das características dos animais, a produtividade média diária, e a digestibilidade dos alimentos fornecidos para os animais em determinada região ou tipo de sistema de produção é essencial para tornar os dados representativos. Neste trabalho, o peso dos animais das propriedades selecionadas eram similares e a raça dos animais em sistema semi-intensivo e intensivo eram, respectivamente, Girolando e Holandesa.

Outro ponto variável verificado foi a distância entre os fornecedores de insumos e as propriedades. Essa variação foi relacionada ao preço e oferta dos insumos, e influencia diretamente os resultados das emissões que envolvem o transporte. A informação obtida foi sempre relacionada ao distribuidor de insumos e não ao local de produção. Sendo que para cada fluxo de produto intermediário, é necessário informar dados de como ocorre o transporte de seu ponto de produção até o ponto de utilização (Rodrigues et al., 2016).

### **Manejo de dejetos**

O tipo de manejo de dejetos realizado nas propriedades se relaciona ao número de animais e nível de tecnificação. A forma como é realizado o manejo dos dejetos dos animais impacta diretamente nas emissões (IPCC, 2019). Nas

propriedades com sistemas do tipo semi-intensivo, os animais passam parte do dia no pasto, reduzindo a concentração de dejetos a ser tratada. As propriedades em sistema semi-intensivo de Minas Gerais não possuem sistemas de tratamento de dejetos, aqueles depositados nos currais são aplicados diretamente no solo. No Paraná tanto as propriedades em sistemas intensivo quanto semi-intensivo, utilizam sistemas de lagoa aberta para tratamento e posterior aplicação na lavoura, substituindo parcialmente a adubação inorgânica.

A utilização de fertilizantes orgânicos e inorgânicos na lavoura, contribui com as emissões no campo (Van Stappen et al., 2016), por esse fato é importante ter esses valores e fontes (orgânico ou inorgânico) bem definidos.

### **Conclusões**

A definição de um único sistema representativo para a produção de leite no Brasil, foi um desafio, devido a existência de diferentes sistemas de criação, e diversidades associadas à regionalização, genética dos animais, tecnologias, produtividade, tipo de alimentação fornecida aos animais, tipo de manejo de dejetos, justificam a necessidade da caracterização de sistemas de produção regionais.

A construção de ICVs da produção de leite representativos, regionalizados, vão possibilitar a elaboração de estratégias adaptadas para o desenvolvimento de soluções em direção a um desenvolvimento sustentável do agronegócio no país. Esses ICVs poderão auxiliar na gestão

eficiente de recursos naturais e no desenvolvimento sustentável, permitindo quantificar potenciais impactos ambientais ao longo do processo produtivo do leite.

## Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior -Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, e do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq). Os autores agradecem, também à Embrapa, à UTFPR, e aos anônimos revisores do GCV 2020.

## Referências bibliográficas

Assis, A. G., Stock L. A., Campos, O. F., Gomes, A. T., Zoccal, R., & Silva, M. R. (2005). Sistemas de produção de leite no Brasil. Circular Técnica - Embrapa, Juiz de Fora, MG, v. 85, p. 1-5.

Bakken, A. K., Daugstad, K., Johansen, A., Hjelkrem, A. G. R., Fystro, G., Strømman, A. H., & Korsath, A. (2017). Environmental impacts along intensity gradients in Norwegian dairy production as evaluated by life cycle assessments. *Agricultural systems*, 158, 50-60. doi.org/10.1016/j.agsy.2017.09.001

Baldini, C., Gardoni, D., & Guarino, M. (2017). A critical review of the recent evolution of Life Cycle Assessment applied to milk production. *Journal of Cleaner Production*, 140, 421-435.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. (2019). Anuário do leite 2019. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1109959/Anuario-Leite-2019.pdf>. Acesso em 26 de dez., 2019.

Fernandes, G. F., Evangelista, A. F., & Borges, L. (2016). Potencial de espécies forrageiras para produção de silagem: revisão de literatura. *Revista Eletrônica Nutri Time*, 13(3), 4652-4656.

Grandl, F., Luzi, S. P., Furger, M., Zeitz, J. O., Leiber, F., Ortmann, S., & Schwarm, A. (2016). Biological implications of longevity in dairy cows: 1. Changes in feed intake, feeding behavior, and digestion with age. *Journal of Dairy Science*, 99(5), 3457-3471. doi.org/10.3168/jds.2015-10261

Gurgel, A. L. C., Camargo, F. C., Dias, A. M., Santana, J. C. S., Costa, C. M., da Costa, A. B. G., ... & Fernandes, P. B. (2019). Produção, qualidade e utilização de silagens de capins tropicais na dieta de ruminantes. *PUBVET*, 13, 150.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2017). Censo Agropecuário 2017. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/censo-agropecuario/censo-agropecuario-2017>. Acesso em 20 de dez., 2019.

International Dairy Federation (IDF). 2015. A common carbon footprint approach for dairy. The IDF guide to standard life cycle assessment methodology for the dairy sector. Bulletin of the International Dairy Foundation, Brussels.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. (2019). Refinement to the 2019 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Chapter 10\_Volume 4: Emissions from livestock and manure management.

ISO. International Organization for Standardization. (2006a). ISO 14040: Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework. Geneva (Switzerland): European Standard.

ISO. International Organization for Standardization. (2006b). ISO 14044: Environmental management – Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines. Geneva (Switzerland): European Standard.

Kebreab, E., Tedeschi, L., Dijkstra, J., Ellis, J. L., Bannink, A., & France, J. (2016). Modeling greenhouse gas emissions from enteric fermentation. *Synthesis and Modeling of Greenhouse Gas Emissions and Carbon Storage in Agricultural and Forest Systems to Guide Mitigation and Adaptation*, 173-196. doi.org/10.2134/advagricsystmodel6.2013.0006.

Léis C.M, Cherubini E, Ruviaro CF, Da Silva V.P, Lampert V.N, Spies A, Soares SR (2015) Carbon footprint of milk production in Brazil: a comparative case study. *Int J Life Cycle Ass* 20(1):46–60. doi.org/10.1007/s11367-014-0813-3.

Lovendahl, P., Difford, G. F., Li, B., Chagunda, M. G. G., Huhtanen, P., Lidauer, M. H., ... & Lund, P. (2018). Selecting for improved feed efficiency and reduced methane emissions in dairy cattle. *animal*, 12(s2), s336-s349. doi.org/10.1017/S1751731118002276.

Matsuura, M. I. F., Dias, F. R., Picoli, J. F., Lucas, K. R. G., de Castro, C., Hirakuri, M. H. (2017). Life-cycle assessment of the soybean-sunflower production system in the Brazilian Cerrado. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(4), 492-501. doi: 10.1007/s11367-016-1089-6

Moate, P. J., Williams, S. R. O., Deighton, M. H., Hannah, M. C., Ribaux, B. E., Morris, G. L., ... & Wales, W. J. (2019). Effects of feeding wheat or corn and of rumen fistulation on milk production and methane emissions of dairy cows. *Animal Production Science*, 59(5), 891-905. doi.org/10.1071/AN17433.

Mutel, C., Liao, X., Patouillard, L., Bare, J., Fantke, P., Frischknecht, R., ... & Pfister, S. (2019). Overview and recommendations for regionalized life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 24(5), 856-865. doi.org/10.1007/s11367-018-1539-4.

Nguyen, T. L. T., Hermansen, J. E., & Mogensen, L. (2011). Environmental assessment of Danish pork. Aarhus University, Aarhus, Denmark.

Resende, H., Oliveira, J., de Miranda, J. E. C., & Leite, J. (2017). Tecnologia e custo da silagem de milho. *Embrapa Gado de Leite-Circular Técnica (INFOTECA-E)*.

Rocha, D. T. (2019) Concentração geográfica da produção de leite no Brasil, São Paulo, v.54, n.656, p. 16.

Rodrigues, T., Sugawara, e., Silva, D., Folegatti-Matsuura, M. I. S., Braga, T., Ugaya, C. (2016). Guia qualidata: requisitos de qualidade de conjunto de dados para o banco nacional de inventários do ciclo de vida. Brasília: instituto brasileiro de informação em ciência e tecnologia.

Rodríguez, C., Citroth, A., & Srocka, M. (2014). The importance of regionalized LCIA in agricultural LCA—new software implementation and case study. In *Proceedings of the 9th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector*. San Francisco, CA: ACLCA.

Ruviaro, C. F., Gianezini, M., Brandão, F. S., Winck, C. A., & Dewes, H. (2012). Life cycle assessment in Brazilian agriculture facing worldwide trends. *Journal of Cleaner Production*, 28, 9-24. doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.10.015

Salou, T., Le Mouél, C., Levert, F., Forslund, A., & van der Werf, H. M. (2019). Combining life cycle assessment and economic modelling to assess environmental impacts of agricultural policies: the case of the French ruminant sector. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 24(3), 566-580. doi.org/10.1007/s11367-018-1463-7.

Silva, V.P. et al. (2010). Variability in environmental impacts of Brazilian soybean according to crop production and transport scenarios. *Journal of Environmental Management*, 91, 1831-1839. doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.04.001.

Stock, L. A. (2019) Panorama do Futuro do Leite. 1º Encontro Técnico e Científico dos Coordenadores dos Sub Comitês do Comitê Brasileiro-SC/CB-FIL/IDF.

Ugaya, C. M. L., Santos, S., Rocha, F. E., Braga, T. E. N., & Silva, D. A. L. (2016). A ACV e seus processos de comunicação e mediação da informação: panorama atual no setor empresarial brasileiro. In *Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida*. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária.

Van Stappen, F., Mathot, M., Decruyenaere, V., Lories, A., Delcour, A., Planchon, V. ... & Stilmant, D. (2016). Consequential environmental life cycle assessment of a farm-scale biogas plant. *Journal of environmental management*, 175, 20-32. doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.03.020.

Zoccal, R. (2016). Alguns números do leite Balde Branco, São Paulo, v. 51, n. 623, p. 8. Disponível em: <http://www.baldebranco.com.br/alguns-numeros-do-leite/>. Acesso em 20 de dez., 2019.

Zoccal, R. Leite nas grandes regiões brasileiras. Anuário do leite 2019. 2019. Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/198698/1/Anuario-LEITE-2019.pdf>>. (Acesso em 26 de dezembro de 2019).

## Avaliação ambiental de sistemas de cultivos propostos para renovação da cacauicultura no sul da Bahia

Ittana de Oliveira Lins<sup>1</sup>

Dario Ahmert<sup>2</sup>

George Sodré<sup>3</sup>

José Adolfo de Almeida Neto<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Eng<sup>o</sup> Agrônoma, Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente pela Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC), Professora do Centro de Ensino Superior de Ilhéus – CESUPI, Ilhéus

<sup>2</sup> Eng<sup>o</sup> Agrônomo, Doutorado em Plant Breeding pela Iowa State University, Estados Unidos, Professor titular da Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC).

<sup>3</sup>Eng<sup>o</sup> Agrônomo, Doutorado em Produção Vegetal pela Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias FCAV/UNESP/Jaboticabal-SP, Professor Titular da Universidade Estadual de Santa Cruz.

<sup>4</sup>Eng<sup>o</sup> Agrícola, Doutorado em Engenharia Agrícola - reconhecido pela USP pelo Universitaet Kassel, Alemanha(2006), Professor Titular da Universidade Estadual de Santa Cruz.

ittanalins@gmail.com

### Resumo

O Brasil é considerado um produtor de cacau estratégico para empresas que processam as amêndoas, sendo a Bahia e a Amazônia as duas principais regiões produtoras no país. No sul da Bahia, parte das áreas tradicionais já ocupadas com esta cultura encontram-se envelhecidas e com baixas produtividades, devendo-se então identificar áreas prioritárias para revitalização e promover um processo de renovação, pensando-se em práticas de manejo produtivas e menos impactantes. Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar os impactos ambientais de amêndoas de cacau utilizando a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), normatizada pela ISO 14040 e 14044, de sistemas de cultivo modelados a partir de dados de 5 anos de experimento em campo, caracterizados como: cenário base (C0), Renovação por baixo (C1), Renovação por enxertia em broto basal (C2), e Renovação Total (C3). As categorias de impacto ambiental consideradas foram: Mudanças Climáticas, Acidificação Terrestre; Eutrofização de Água Doce, Uso

da Terra, Depleção Hídrica e Depleção Fóssil, com o método ReCiPe Midpoint (H), e as categorias Ecotoxicidade da água doce; Toxicidade Humana – câncer e Toxicidade Humana – não-Câncer, com o método USEtox. Na análise, o C3 se apresentou como o melhor cenário, uma vez que proporcionou um aumento no desempenho ambiental para a maioria das categorias de impacto. Na Análise de Contribuição dos processos, a etapa dos Tratos Culturais e Colheita foram as que contribuíram para todas as categorias de impacto, sendo mais expressiva para as categorias Acidificação Terrestre, Depleção Hídrica – DH, Depleção Fóssil – DF e Ecotoxicidade da água. As Análises de Sensibilidade considerando a redução nas doses de Nitrogênio, Fósforo e Potássio, modificaram positivamente os resultados da AICV, confirmando a existência de uma relação direta do desempenho ambiental com as práticas de manejo referentes ao uso de fertilizantes. Este estudo de avaliação dos impactos de sistemas de renovação de áreas cultivadas com cacau no sul da Bahia, mostrou a importância da aplicação da ACV como ferramenta de ecodesign de sistemas agrícolas, aplicando-se para a tomada de decisão de renovação de áreas já cultivadas com outras culturas de também importância econômica para o país.

**Palavras-chaves:** Avaliação de Impacto Ambiental; Avaliação do Ciclo de Vida; Revitalização da Cacauicultura; Apoio à Tomada de Decisão; Ecodesign agrícola.

### Introdução

O Brasil é considerado um produtor de cacau estratégico para empresas que processam as amêndoas, sendo duas as principais regiões de cultivo, a Amazônia e a Bahia.

No sul da Bahia, especialmente na região cacauieira, nos mais de 150 mil hectares

cultivados com cacauzeiros predominam áreas sob o sistema cacau-cabruca, com plantios considerados economicamente improdutivos devido à idade dos cacauzeiros (áreas plantadas há de mais de cem anos), com manutenção precária, e conseqüentemente, com baixa produtividade e lucratividade (ROCHA, 2008).

Com relação ao manejo de áreas cultivadas com cacauzeiros, estudos realizados por Ahenkorah et al. (1974) identificaram que algumas práticas como a redução da sombra em áreas de cultivo de cacauzeiros em Gana, seguido da adubação das plantas, proporcionou aumento da produção. Nesta mesma época, Cabala-Rosand et al. (1976) confirmaram que a redução do sombreamento, o uso de fertilizantes e outros insumos agrícolas proporcionaram o aumento da produtividade de cacauzeiros na Bahia. Estes exemplos corroboram a importância da adoção de práticas de manejo para aproximar a cultura às condições mínimas de ambiência adequadas para o seu desenvolvimento. Deve-se também levar em consideração o ciclo produtivo da cultura que, no caso do cacauzeiro, apesar de ser uma cultura perene, cujos impactos ambientais decorrentes da fase inicial do plantio podem ser amortizados ao longo dos anos, num determinando momento a atividade já não se encontra economicamente viável (ORTIZ-RODRÍGUEZ et al., 2016).

Pensando-se no aumento da produção em relação aos impactos da agricultura e importância da qualidade ambiental, o uso da

ferramenta de Gestão Ambiental “Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)” pode auxiliar na identificação e mensuração dos possíveis impactos ambientais decorrentes desta mudança (SILVA e MOITA NETO, 2014). Isso porque a ACV, além de identificar e quantificar a energia e matérias-primas utilizadas para a obtenção do produto final, permite avaliar os impactos ambientais decorrentes das emissões de resíduos para água, solo e ar, assim como os associados ao consumo de recursos naturais, auxiliando assim na melhoria do desempenho ambiental do produto, especialmente com relação ao uso de recursos naturais (ISO, 2006a; NEMECEK e SCHNETZER, 2011).

Alguns estudos de avaliação ambiental da produção de cacau em outras regiões do mundo confirmaram a importância do uso da ACV em locais que tradicionalmente desenvolvem a cacauicultura como atividade econômica porém, num universo de mais de 10 milhões de hectares, conforme dados da FAO (2018), nenhum estudo relacionado à renovação de área já cultivadas com cacauzeiros foi desenvolvido.

Para um cultivo de interesse econômico atingir alta produtividade, são necessários investimentos em tecnologias de manejo. No caso da cultura do cacauzeiro na região sul da Bahia, onde o cultivo encontra-se envelhecido e com produtividade muito baixa (média de 300 kg/hectare/ano), deve-se identificar áreas prioritárias para revitalização e promover um processo de renovação, pensando-se em práticas

de manejo produtivas com impactos ambientais evitados e/ou minimizados.

De acordo com estudos da *World Cocoa Foundation* (2014), o cultivo de cacauzeiro é uma atividade agrícola delicada, pois as árvores são suscetíveis a mudanças nos padrões climáticos, incidência de doenças e ataques de insetos. A grande maioria das áreas cultivada no mundo são de pequenas fazendas familiares, que muitas vezes dependem de práticas agrícolas ultrapassadas e têm limitado acesso aos avanços tecnológicos.

Nestes casos, a renovação de áreas já antropizadas com a cacauicultura é um importante impulsionador para incremento da produção e produtividade brasileira, despertando interesse de multinacionais em formar Programas de parceria com Instituições locais de pesquisa, com produtores e com a comunidade do cacau em geral. Esses programas buscam incrementar a produção em mais de 100.000 toneladas adicionais até 2020, por meio de uma série de iniciativas, incluindo ações de pesquisa relacionadas a novas técnicas de produção e renovação do pomar (GOODYEAR, 2012).

Entretanto, dentre as técnicas de renovação disponíveis para a região do Sul da Bahia, não estão claros os possíveis impactos ambientais originados de cada uma, levando-se ao questionamento sobre qual a alternativa de renovação menos impactante e quais os

impactos gerados no processo de transformação destas áreas. Neste sentido, este trabalho teve como objetivo avaliar os impactos ambientais de amêndoas de cacau utilizando a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), normatizada pela ISO 14040 e 14044, de sistemas de cultivo modelados a partir de dados de 5 anos de experimento em campo, caracterizados como: cenário base (C0), Renovação por baixo (C1), Renovação por enxertia em broto basal (C2), e Renovação Total (C3). O objetivo geral de conduzir esta Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), para avaliar os impactos ambientais do ciclo de vida das amêndoas de cacau produzidas num sistema atual, comparado com os métodos propostos para a renovação de áreas consideradas de baixa produtividade no Sul da Bahia, estabelecerá uma base científica para a análise de melhoria do componente ambiental em avaliações da sustentabilidade da cadeia produtiva do cacau, com foco na fase agrícola.

## Material e Métodos

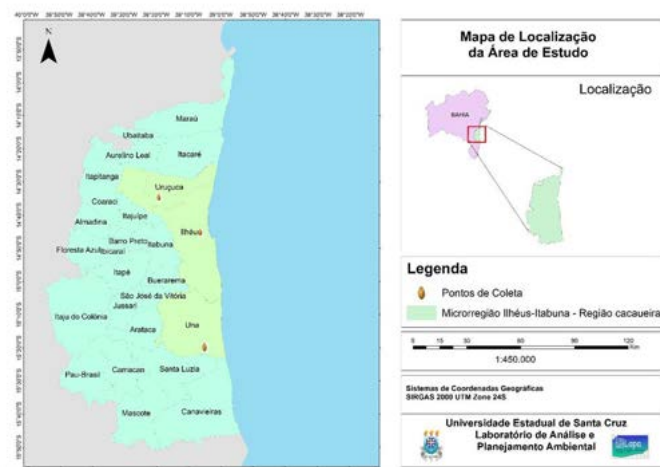
### Área de Estudo

A distribuição espacial das áreas e cultivo de cacauzeiros no estado da Bahia encontra-se entre os paralelos 13 a 18° S e os meridianos 39 a 40° W, concentrando-se entre os meridianos 14 a 16° S (MDA, 2010). A microrregião Ilhéus-Itabuna, além da importância socioeconômica é considerada uma das mais importantes do bioma Mata Atlântica, em termos de conservação de biodiversidade.



Nessa área há variadas condições edafoclimáticas e predominância de solos latossolos e podzólicos, condições estas que favoreceram o desenvolvimento da cacauicultura ao longo dos 565.145 ha (IBGE, 2016), com 394.195 ha localizados na microrregião Ilhéus-Itabuna 52.738 ha em Ilhéus, 19.136 no município de Una, e 16.763 ha em Uruçuca. Essa microrregião representa 22,5% da produção de cacau da Bahia com uma produção de 14.717 t de amêndoas (IBGE, 2016). Nestes três municípios estão localizadas as áreas destinadas à renovação de cultivos de cacauzeiros pouco produtivos, referente à área de estudo da pesquisa (Figura 1).

**Figura 1 – Mapa de localização dos municípios onde estão os plantios de cacauzeiros analisados**



Esta região possui clima tropical úmido, sem estação seca, cujas temperaturas médias anuais

variam entre as máximas superiores a 24°C e as mínimas de 21°C.

### **Método de Pesquisa**

Este trabalho foi realizado seguindo os princípios da metodologia da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), normatizada segundo as ISO 14040 e 14044 (ISO, 2006a,b). Conforme previstas na ISO, procedeu-se a modelagem dos sistemas de produto, a construção do inventário de dados, a análise dos fluxos de massa e de energia e a avaliação dos impactos ambientais no ciclo de vida das amêndoas de cacau produzidas em três tratamentos: C0- cenário base; C1 - Renovação por baixo - introdução de mudas enxertadas com a remoção gradual dos cacauzeiros velhos; C2 - Renovação por enxertia em broto basal - enxertia em chupões de árvores antigas, com remoção gradual da planta velha; C3- Renovação total - remoção completa dos cacauzeiros velhos e Plantio de Mudas Novas.

Os métodos considerados para avaliação dos impactos ambientais foram o ReCiPe Midpoint (H) e o USEtox. Para as categorias Mudanças Climáticas (MC), Acidificação Terrestre (AT), Eutrofização de Água Doce (EUT), Uso da terra (UT), Depleção hídrica (DH), Depleção Fóssil (DF), foi utilizado o ReCiPe Midpoint (H), versão 2016 (GOEDKOOP et al., 2009; ALVARENGA, 2010). Estas 6 categorias são relevantes para análise de produtos de origem agrícola, cujos indicadores de categoria e os

modelos de caracterização atenderam aos objetivos e escopo desta ACV.

Para as categorias Ecotoxicidade da Água Doce (Eco) e Toxicidade Humana – câncer (THc) e não-câncer (THnc), foi utilizado o método USEtox (HUIJBREGTS et al., 2010).

Segundo a ISO 14044 (2006a), este estudo é do tipo *Cradle-to-gate* (do berço ao portão), uma vez que considerou a fase agrícola do produto, iniciando na etapa de produção das mudas em viveiro, terminando no portão da fazenda, com a obtenção das amêndoas de cacau.

Os inventários foram construídos a partir de dados primários e secundários. Os dados primários foram coletados por meio de visitas às áreas experimentais de cultivo de cacauzeiros localizadas nos municípios de Ilhéus, Una e Uruçuca, do estado da Bahia, utilizando-se observação direta, aplicação de formulários aos técnicos agrícolas responsáveis pelo cultivo e consulta telefônica a técnicos e especialistas. Os dados levantados foram validados por especialistas na cultura do cacauzeiros da Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira (CEPLAC), em Ilhéus, na Bahia, por meio de reuniões técnicas. Os dados primários obtidos nas coletas referem-se às informações agrônômicas sobre o manejo da cultura, tais como tipo e quantidade de cada insumo agrícola utilizado e práticas de manejo adotadas. Os dados secundários são referentes às especificações técnicas dos insumos agrícolas

foram obtidos a partir de artigos científicos, relatórios técnicos das empresas e da CEPLAC e complementados com a base de dados *Ecoinvent* versão 3.2®.

Os dados foram tratados com auxílio de planilhas eletrônicas e incluídos no software proprietário SimaPro 8.2.0 (Pré *Consultant*). As incertezas foram estimadas com base na matriz Pedigree associada à simulação de Monte Carlo (1.000 interações, intervalo de confiança de 95%) (CIROTH et al., 2013).

### Descrição dos Processos

Os quatro cenários de renovação analisados neste estudo (C0, C1, C2 e C3) foram caracterizados conforme os processos unitários que ocorrem em cada cenário, de acordo com a Tabela 1.

**Tabela 1 – Processos unitários em cada cenário analisado no estudo**

Processos desenvolvidos nos sistemas de cultivo	Cenários de análises			
	C0	C1	C2	C3
Preparo da Área	S	S	S	S
Plantio de Mudas Novas	S	S	S	S
Enxertia de cacauzeiros velhos	n	n	S	n
Plantio de bananeiras	n	n	n	S
Tratos Culturais e Colheita de cacauzeiros enxertados	S	S	S	S
Tratos Culturais e Colheita das bananeiras	n	n	S	n
Secagem das amêndoas	n	n	n	S
Emissões para o ar, solo e água	S	S	S	S

(S) – Sim, possui este processo. (n) Não possui este processo.

A unidade de análise definida foi 1 quilograma (kg) de amêndoas secas de cacau, valor este que foi normalizado para todas as entradas e saídas do sistema do produto ao longo de 30 anos (vida útil do cultivo).

A fronteira do estudo considera os processos de Preparo da Área para plantio, o processo de produção e aquisição e mudas, o Plantio e o Replantio, os Tratos Culturais necessários para manutenção das áreas, a Colheita e a Secagem das sementes do fruto.

Os dados de emissões atmosféricas, emissões para o solo e para a água foram identificadas e calculadas separadamente, por sistema de cultivo, utilizando-se modelos matemáticos baseados em Nemecek et al. (2014) e Nemecek e Schnetzer (2011).

Considerando que o estudo é baseado em dados experimentais e em dados estimados de forma a completar o período de cultivo considerado útil para cada sistema, os dados primários referem-se a um período de 4 anos, e os estimados são referentes a 25 anos, totalizando 30 anos de cultivo.

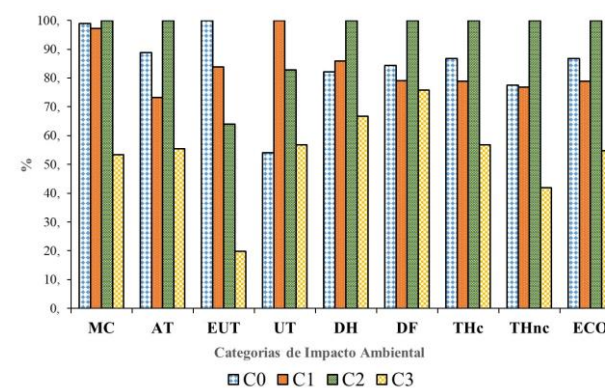
### Resultados de Discussão

Na Análise comparativa dos cenários de estudo, observou-se que, para todas as categorias de impacto ambiental, o cenário C3 apresentou o melhor desempenho por kg de amêndoas, mostrando uma tendência de que este seja o cenário com menor contribuição para as

categorias de impacto consideradas no estudo (Figura 2).

Considerando a instalação dos sistemas de renovação no cenário base (C0), o pior desempenho foi para o C2, cuja contribuição para MC foi de 2,35E+00 kg CO<sub>2</sub>-eq/ kg de amêndoas de cacau, seguido do C1, como 2,40E+00 kg CO<sub>2</sub>-eq/ kg de amêndoas de cacau. Com relação à contribuição do C3 para a categoria MC, o C3 apresentou o melhor desempenho ambiental, contribuindo com 1,29E+00 kg CO<sub>2</sub>-eq/ kg de amêndoas de cacau. Nesta avaliação foi possível confirmar que a produtividade por unidade de área cultivada é inversamente proporcional aos impactos ambientais, uma vez que o C3 apresentou o melhor desempenho ambiental para todas as categorias de impacto.

**Figura 2 – Análise comparativa do desempenho ambiental da produção e 1kg de amêndoas de cacau por cenário de cultivo – C0, C1, C2, e C3**

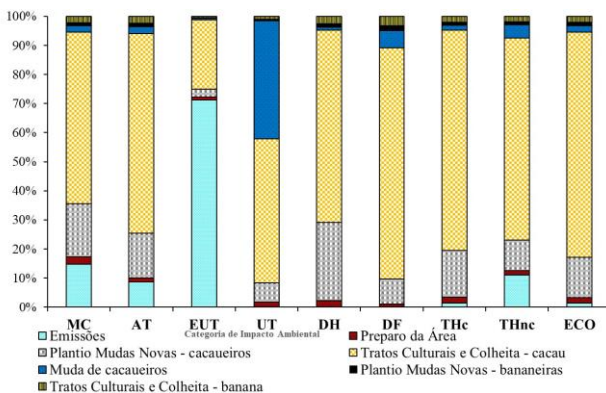


A Figura 3 apresenta a contribuição de todos os processos inventariados para a avaliação ambiental do ciclo de vida de 1 kg de amêndoas de cacau do cenário C3.

Neste sistema de cultivo, os processos inventariados foram. Preparo da Área, Plantio de Mudanças Novas, Tratos Culturais e Colheita, Mudanças Novas de Cacauzeiros, Emissões Diretas. Esse cenário diferencia-se dos demais cenários pela existência dos processos: Plantio de Mudanças Novas de bananeiras e Tratos Culturais e Colheita das bananeiras.

Apesar das amêndoas de cacau produzidas no C3 apresentarem o melhor desempenho ambiental, quando comparadas às produzidas nos C1 e C2 (Figura 3), a análise de contribuição dos processos do C3 por categorias de impacto ambiental seguiu a mesma tendência dos demais cenários, destacando o processo dos Tratos Culturais.

**Figura 3 – Análise de Contribuição dos processos para produção de 1 kg de amêndoas de cacau do cenário C3 por categoria de impacto ambiental**



Na contabilização dos impactos ambientais por processo, a contribuição de 79% dos Tratos Culturais para a categoria DF, chama a atenção com relação ao uso de insumos agrícolas. Estes resultados são devido à quantidade de fertilizante aplicada neste sistema ser maior do que nos outros. Além de incrementar a produção, refletiu diretamente na contribuição expressiva de 71% das emissões para a EUT.

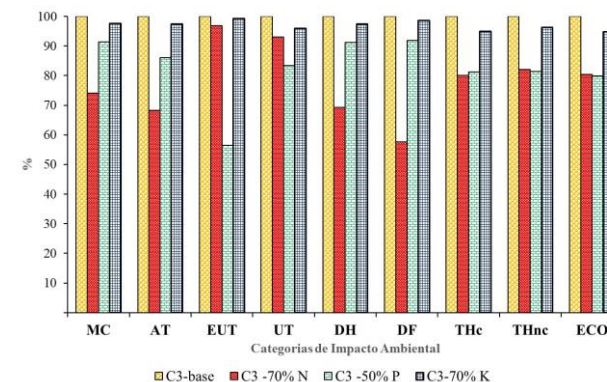
Com relação a categoria DH, para o cenário C3, leva em consideração o consumo de água para o cultivo das bananeiras nos três primeiros anos do sistema instalado, uma vez que a base utilizada para a produção de banana leva em consideração os sistemas de cultivo irrigado, demonstrando a redução das emissões totais por categorias.

A Figura 4 mostra a Análise de Sensibilidade comparando as amêndoas de cacau produzidas pelo C3, e as contribuições por categoria de impacto ambiental decorrentes das mudanças nas doses de Ureia, Superfosfato Simples e Cloreto de Potássio, acrescentando de esterco de gado, segundo doses determinadas por Chepote et al. (2005).

Nesta sensibilização, a mudança de 70% da quantidade de N (Nitrogênio – ureia), aplicada contribuiu para uma redução de 42% de impacto para a categoria DF, cujo consumo de recurso fóssil foi 2,88E-1 kg óleo-eq/kg de amêndoas de cacau, seguido da categoria AT, onde a mudança na quantidade de N proporcionou uma redução de 31,7% do potencial de acidificação

(5,57E-3 kg SO<sub>2</sub>-eq /kg de amêndoas de cacau), e na categoria MC, foi possível a redução do impacto em 36%, totalizando 9,55E-1 kg CO<sub>2</sub> eq/kg de amêndoas de cacau.

**Figura 4 – Análise de Sensibilidade da substituição da fonte de N de ureia, P de Superfosfato Simples e K de Cloreto de Potássio por esterco de gado bovino em diferentes proporções para os cenários C3, métodos Recipe 2016 Midpoint (H) e USETox**



As emissões decorrentes do esterco bovino, em substituição do fertilizante nitrogenado foi 6,85E-06 kg óleo-eq/kg de amêndoas de cacau, para a categoria DF, 8,79E-08 kg SO<sub>2</sub>-eq /kg de amêndoas de cacau, para a categoria AT e 2,05E-05 1 kg CO<sub>2</sub>-eq/kg de amêndoas de cacau para a categoria MC.

Com relação à redução de 50% da quantidade de P (Fósforo - Superfosfato Simples), foi possível uma redução de 48% para a categoria EUT, cuja contribuição foi 8,20E-4 kg P-eq/kg de amêndoas de cacau. Esta sensibilização

também contribuiu positivamente para a redução de 18% das categorias THc (3,17E-08 casos/kgemission/kg de amêndoas de cacau) e THnc (2,16E-07 casos/kgemission/kg de amêndoas de cacau) e de 20% da ECO (3,48E+03 CTUh /kgemission/kg de amêndoas de cacau).

Partindo destas Análises de Sensibilidade para quantidade de N aplicada nas áreas, repensar práticas de manejo da cultura, como por ex., substituir parte do fertilizante nitrogenado por outra fonte de N, que neste caso foi o esterco de gado, podem contribuir para a redução de impactos ambientais pois, para estudos de ACV, não somente os impactos do uso de um determinado produto é avaliado, mas também o processo de fabricação destes insumos serem demandados de forma intensiva recursos naturais não-renováveis.

## Conclusões

O C3 se apresentou como o melhor cenário, uma vez que proporcionou um aumento no desempenho ambiental para a maioria das categorias de impacto, conforme demonstrado nas análises de incertezas.

Apesar do C3 se destacar na maioria das análises, os resultados de sensibilidades do C2 comprovaram como mudanças nas recomendações de adubação podem alterar positivamente os resultados da AICV, indicando o potencial deste cenário como alternativa na tomada de decisão para renovação de áreas da

cacaucultura. Neste caso, considerar a aptidão do local e as condições econômicas e técnicas do produtor, aliadas à adoção de Boas Práticas Agrícolas (BPA), podem garantir boas produtividades associadas à redução de impactos ambientais.

As limitações em relação à aplicação da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), são aspectos que comprometem a confiabilidade dos resultados, assim como a falta de banco de dados regionalizados, de forma a representar a região do estudo, especialmente para este, cujas modelagens partiram de dados experimentais.

Este é um estudo pioneiro de Avaliação do Ciclo de Vida de amêndoas de cacau no Brasil, considerando diferentes propostas de sistemas de cultivo para renovar áreas cultivadas com cacauzeiros que atualmente apresentam baixas produtividades, confirmando o desafio do uso da ACV no *ecodesign* de sistemas agrícolas.

## Agradecimentos

À FAPESB pela concessão da bolsa de Doutorado.

## Referências bibliográficas

- Ahenkorah, Y., Akrofi, G.S.; Adri, A.K. The end of the first cacao shade and manorial experiment at the Cacao Research Institute of Ghana. *Journal of Horticultural Science*, v. 49, p. 43-51, 1974.
- Cabala-Rosand, P.; Santana C.J.L.; Miranda, E.R. Respuesta del cacaotero al abonamiento en el sur de Bahia, Brasil. *Boletim Técnico* n°. 43. Centro de Pesquisas do Cacau, Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira, Itabuna, Brasil, 1976. pp. 24.
- Chepote, R. E. Coord. et al. 2005. Recomendações de corretivos e fertilizantes na cultura do cacauzeiro no Sul da Bahia - 2ª aproximação. Ilhéus, CEPLAC/CEPEC. 36p.

Ciroth, A.; Muller, S.; Weidema, B.; Lesage, P. Empirically based uncertainty factors for the pedigree matrix in ecoinvent. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 3, p. 1-11, 2013.

Goodyear, D. "The future of chocolate: why cocoa production is at risk." 2012. Disponível em: <<http://www.theguardian.com/sustainable-business/fairtrade-partnerzone/chocolatecocoa-production-risk>> Acesso em junho, 2018.

Huijbregts, M., A., J.; Hauschild, M.; Joliet, O.; Margni, M.; MCKONE, T.; Rosenbaum, R. K.; Meent, Van de D. **USEtox™ User manual**. USEtox™ Team grants the right to distribute and print the unchanged PDF version of this manual for non-commercial purposes only. 2010.

IBGE – Instituto Brasileiro De Geografia E Estatística, Pesquisa. Estadual de produção agrícola – lavoura permanente –cacau, ano 2016. IBGE – Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ba/pesquisa/15/11863>> Consulta realizada em 17/11/2017.

ISO 14040. Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework. p. 28, 2006a.

ISO 14044. Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines. p. 54, 2006b.

MDA- Ministério do Desenvolvimento Agrário. Plano Territorial de Desenvolvimento Sustentável Litoral Sul. Brasília, 2010.

NEMECEK, T.; SCHENETZER, J. Methods of assessment of direct field emissions for LCIs of agricultural production systems. **Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station ART Data v3.0** (2012), Zurich, August. 2011.

Nemecek, T., Bengoa, X., Lansche, J., MOURON, P., Rossi, V., Humbert, S. Methodological guidelines for the Life Cycle Inventory of agricultural products. World Food LCA Database (WFLDB). **Publ. Quantis and Agroscope**, Lausanne and Zurich. Version 2.0, July, 2014, 1-79 p.

Rocha, L. B. A Região Cacaueira da Bahia – dos coronéis a vassoura-de-bruxa: saga, percepção, representação. Ilhéus, BA, UESC/EDITUS. 181p. 2008.

Ortiz-Rodríguez, O. O.; Villamizar-Gallardo, R. A.; Naranjo-Merino, C. A.; García-Caceres, R. G.; Castañeda-Galvís, M. T.; Carbon footprint of the colombian cocoa production **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.36, n.2, p.260-270, mar./abr. 2016

Silva, J. M.; Moita Neto, E. A. S. 2014 Avaliação do Ciclo de Vida como Ferramenta de Gestão, **Anais: IV Congresso Brasileiro sobre Gestão pelo Ciclo de Vida** São Bernardo do Campo – SP – Brasil, 2014.

World Cocoa Foundation. "Cocoa Market Update." 2014. Disponível em: <<http://www.worldcocoafoundation.org/wp-content/uploads/Cocoa-Market-Update-as-of-4-1-2014.pdf>> Acesso Junho, 2018.

## Avaliação do Ciclo de Vida da carne de frango como subsídio de compra sustentável

Edmar da Costa Alves<sup>1</sup>, Israel Henrique dos Santos Alves<sup>1</sup>, Aurélio Ferreira Borges<sup>1</sup>, Bruna Borges Soares<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Rondônia, IFRO –, BR 435, Km 63, Zona Rural, Colorado do Oeste, Rondônia, CEP 76 993-000

<sup>2</sup> Universidade Federal do Rio de Janeiro, Ferradas, Itabuna, Bahia, CEP 45 613-204

edmar.meta@gmail.com <<https://orcid.org/0000-0002-4865-0163>>

### Resumo

O estudo avaliou os impactos ambientais de 1 kg de carne de frango produzido na região norte do Brasil. A fronteira do sistema compreende as etapas de alimentação dos frangos criação e abate. Utilizou-se uma abordagem de berço ao portão, desde a criação dos pintinhos até a expedição da carne de frango no portão da fábrica. As unidades de processo consideradas foram: alimentação dos frangos (ração pré-inicial e inicial, de crescimento e final), crescimento dos animais e abate. Os impactos ambientais foram avaliados pelo método ReCiPe midpoint (H) para as categorias mudanças climáticas (CC), acidificação (TA), eutrofização de água doce (FE), ocupação de terras agrícolas (ALO), depleção de água (WD) e depleção fóssil (FD). A Produção de ração contribuiu para os impactos ambientais em todas as categorias avaliadas. Na etapa de criação dos animais a categoria mais impactada foi a eutrofização; e no abate a acidificação e depleção fóssil. Os pontos críticos associados à produção de carne de frango foram devido às emissões de dióxido de carbono e ocupação de terras agrícolas para produção de grãos (milho e soja). A elevada concentração de fósforo na cama de frango impactou na eutrofização. Ressaltam-se também as emissões de óxidos de nitrogênio e dióxido de enxofre devido ao uso de eletricidade e gás natural na sala de abate. Os resultados deste estudo podem auxiliar o planejamento de compras das organizações com

informações sobre os atributos ambientais da carne de frango.

**Palavras-chaves:** *Aviário; Emissões; Impactos ambientais; Produção de ração;*

### Introdução

A carne de frango está entre os alimentos de origem animal mais consumido em escala global. Além de contribuir para a nutrição humana, ao fornecer proteínas de alta qualidade e baixos teores de gordura, a carne de frango é geralmente acessível e não possui restrições religiosas.

Nos últimos anos, as indústrias agroalimentares vêm enfrentando crescente pressão para quantificar e melhorar seu desempenho ambiental, enquanto aumentam a produção para atender a demanda global. Desta forma, para melhorar o valor positivo da carne de frango é necessário conhecer o processo produtivo e as interferências deste no meio.

Uma das metodologias de avaliação ambiental mais utilizadas e reconhecida pela comunidade internacional é a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Busca-se avaliar pontos críticos ambientais associados à produção de frango de corte na região Centro Sul do Estado de Rondônia, Brasil.

### Metodologia

O trabalho avaliou os impactos ambientais da produção da carne de frango utilizando a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), conforme a ISO 14040 (ISO, 2006a) e ISO 14044 (ISO, 2006b).

O estudo considerou a produção de frango de corte desde o recebimento dos pintos no aviário até obter a carne de frango embalada no portão da sala de abate (Figura 1). A unidade funcional considerada foi 1 kg de carne e a alocação utilizada baseou-se em critérios mássicos.

Os dados e as informações dos fluxos de entrada e saídas do sistema de produto foram coletados no período de setembro de 2017 a agosto de 2018 e inclui a aquisição de insumos, matéria-prima, transporte, geração de dejetos e emissões. O estudo priorizou o uso de dados coletados no local, durante sua ocorrência natural, no entanto, foram utilizados dados da literatura quando aqueles não estavam disponíveis.

O aviário avaliado possui aquecimento a gás, bebedouros e comedouros de operação manual, no entanto não dispõe de nebulizadores, ventiladores e termômetros para controle de temperatura. A infraestrutura e os equipamentos utilizados são de pequena escala, sendo as técnicas de produção empregadas equivalentes a outros aviários de mesmo porte (Tabela 1).

Como critério de corte não foram incluídos no escopo do estudo a utilização de equipamentos

de proteção individual utilizados na etapa de criação e na sala de abate, vacinas, pintos de um dia, mão de obra, utensílios domésticos (facas e louças), infraestrutura e máquinas. O transporte de insumos, por sua vez, também foi desconsiderado uma vez que são adquiridos no comércio local ( $\approx 8$  km do aviário).

**Tabela 1: Principais características do sistema de criação**

Informações de produção	Unidade	Dados médios
Idade de abate	Dia	46
Aves produzidas por ciclo	Aves/ciclo	2.235
Aves produzidas por ano	Ave/ano	17.880
Densidade	Ave/m <sup>2</sup>	12
Peso vivo	kg/Ave	2,1
Taxa de mortalidade	Mortalidade (%) / ciclo/ano	4,0

Os cálculos das emissões de amônia (NH<sub>3</sub>), foram realizados de acordo com Amon et al. (2016), e o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas - IPCC foi utilizado para os cálculos de metano (CH<sub>4</sub>), óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) e dejetos (IPCC, 2006). As emissões de nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) e fósforo (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) foram adaptadas de Halberg et al. (2003).

A água utilizada na criação dos frangos é oriunda de poço semi-artesiano e, para sua utilização no abatedouro, é feita a dosagem de cloro em pastilhas, conforme recomendações sanitárias. Foi considerado que a cama do aviário (serragem de madeira) era renovada

anualmente e os resíduos da cama (dejetos, as carcaças mortas durante a etapa de criação e as condenações durante a etapa de abate) são destinados a compostagem e utilizados com adubo na produção de hortaliças. Os efluentes da criação das aves (limpeza) e da indústria (abate) são destinados a uma lagoa de estabilização. Os resíduos sólidos são recolhidos pelo serviço de limpeza municipal.

Os cálculos para o transporte de pintos comerciais considerou um município produtor próximo. Para separar os coprodutos comestíveis e não comestíveis da carcaça, bem como particionar o uso de matérias-primas, insumos e resíduos, utilizou-se critérios mássicos. Considerando o sistema de produto descrito foi obtido o inventário do ciclo de vida, ICV (Tabela 2).

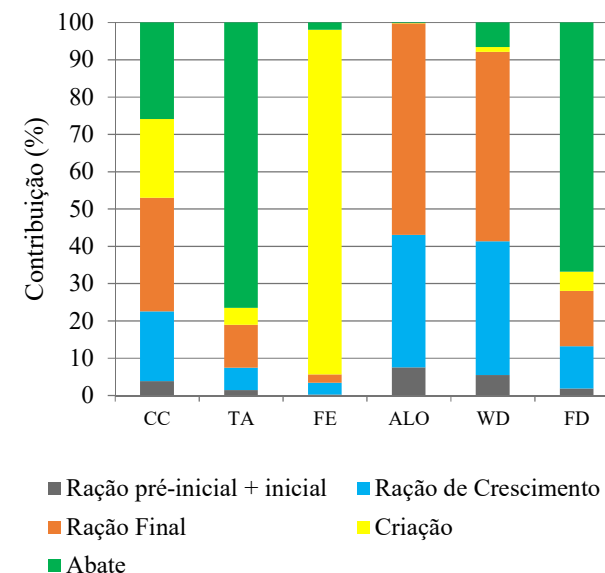
As categorias de impactos mudanças climáticas (CC), acidificação (TA), eutrofização (FE), ocupação de terras agrícolas (ALO), depleção de água (WD) e depleção fóssil (FD) foram consideradas utilizando o método ReCiPe *midpoint* (H) e o Software SimaPro 9.0<sup>®</sup> Faculty para a modelagem e avaliação dos impactos ambientais.

## Resultados

A ração foi o fluxo predominante nos impactos das categorias mudanças climáticas, ocupação de terras agrícolas e depleção de água (mais que 50% dos impactos), enquanto a etapa de abate prevaleceu nas categorias acidificação e

depleção fóssil. A fase de criação, destacou-se no indicador de eutrofização (Figura 2).

**Figura 2. Avaliação de impactos ambientais da produção de 1kg de carne de frango**



**Legenda:** CC - mudanças climáticas, TA - acidificação terrestre, FE - eutrofização de água doce, ALO - ocupação de terras agrícolas, WD - depleção de água, FD - depleção fóssil.

Na categoria mudanças climáticas, as emissões de dióxido de carbono (77,8; 75,3 e 70,1%), monóxido de dinitrogênio (19,4; 21,8 e 22,8%) e metano (2,5; 2,7 e 3,6%) foram devido as formulações das ração pré-inicial mais inicial, ração final e ração de crescimento, respectivamente.

O impacto na categoria CC teve o milho como um dos principais contributos (28,2 - 61%), e a soja (4,2 - 73%). Na formulação pré-inicial mais inicial um resultado inverso foi encontrado: a soja contribuiu com 57,1% e o milho com 31,3%, seguido do glúten de milho (8,29%) e da ureia (3,3%). As formulações da ração contribuíram com 99,6% para o impacto na categoria ocupação de terras agrícolas em virtude da necessidade de extensas áreas para produção de milho e soja.

Na categoria depleção de água, os impactos ocorreram principalmente devido ao uso de milho (94,1%, final; 87%, pré-inicial mais inicial; e 86,3%, crescimento), seguido do sorgo (9,39%, crescimento). A soja e a ureia tiveram contribuições abaixo de 9%.

A etapa de abate foi a responsável por 76,4% dos impactos na categoria acidificação terrestre, principalmente em decorrência do uso de eletricidade (44,5%) e de gás natural (29,4%). Os impactos estão associados à emissão de óxidos de nitrogênio (NOx) e dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>), a partir de fontes não renováveis.

A necessidade de refrigeração da carne de frango foi o aspecto ambiental que mais contribuiu com o consumo de eletricidade enquanto o aquecimento da água utilizada para esquentar as aves foi o processo responsável pelo consumo de gás na etapa de abate.

A etapa de criação foi a mais impactante na categoria eutrofização com 91,4% e as mudanças climáticas com 21% dos impactos;

nas outras categorias esta etapa obteve valores pouco representativos (Figura 2). As contribuições para a FE ocorreram em função da elevada concentração fósforo na cama de frango.

A depleção fóssil foi o indicador que mais contribuiu com a etapa de abate (66,7%), em função do uso de eletricidade e de gás associado à extração de petróleo bruto (50,8%), carvão (11,6%) e gás natural (4,3%).

### Conclusões

O presente trabalho apresenta os primeiros resultados dos impactos ambientais da produção de carne de frango rondoniense, utilizando a Avaliação do Ciclo de Vida.

Os pontos críticos associados à carne de frango são decorrentes das emissões de dióxido de carbono, devido à produção de milho e soja. As três formulações de ração contribuíram em todas as categorias de impacto utilizadas e mostrou que, os principais impactos ambientais da carne de frango, estão fora dos limites da avaliação.

Na sala de abate os impactos estavam relacionados ao consumo de eletricidade e gás natural, onde uma avaliação da eficiência energética torna-se necessário. O ponto crítico na fase de criação foi decorrente das elevadas concentrações de fósforo na cama de frango que podem contaminar rios e lagoas.

Espera-se que os resultados do presente estudo auxiliem os compradores públicos e privados

bem como os legisladores na elaboração de critérios ambientais para a carne de frango.

### Agradecimentos

Ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Rondônia-IFRO, pelo financiamento da pesquisa.

### Referências bibliográficas

Amon B. Hutchings N. Dämmgen U. Webb J. (2016). Manure Management. In: Adms, M. (coord) EMEP/EEA air pollutant emission inventory Guidebook 2016. European Environmental Agency, Luxemburg.

Halberg N. (2003). Poultry farm production. <<http://www.lcafood.dk/processes/agriculture/poultryfarms.html>>.

IPCC (2006) Intergovernmental Panel on Climate Change. Guidelines for national greenhouse gas inventories. In: Agriculture, Forestry and Other Land Use.

ISO (2006a) - International Organization for Standardization. ISO 14040 - Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework. Geneva.

ISO (2006b) - International Organization for Standardization. ISO 14044 - Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines. Geneva.

**Tabela 2.** Inventário do ciclo de vida de 1 kg de carne de frango resfriada e embalada no abatedouro

Etapa: Alimentação dos frangos	Quantidade e unidade	Etapa: Criação	Quantidade e unidade	Etapa: Abate de frangos	Quantidade e unidade
<b>Entradas</b>		<b>Entradas</b>		<b>Entradas</b>	
Ração pré-inicial + inicial (12 dias)		Água		Frango vivo	
Milho integral moído	0,0761 kg	Cama de frango	2,94 L	Água	1,168 kg
Farelo de soja	0,0405 kg	Cal virgem	0,87 kg	Detergente	11,28 L
Glúten de milho	0,0065 kg	Caixas plásticas (PEHD)	3,8E-04 kg	Hipoclorito de sódio	6,3E-03 kg
Óleo de soja	0,0036 kg	Detergente neutro	3,5E-11 kg	Eletricidade	4,3E-05 kg
Bicarbonato de sódio	0,0022 kg	Eletricidade	1,1E-04 kg	Gás GLP	0,871 kWh
Ureia lavada	0,0014 kg	Gás GLP	8,8E-03 kWh	Embalagem (PP polietileno)	0,382 kg
Cloreto de sódio	0,0005 kg	<b>Saídas</b>		<b>Saídas</b>	
Outros	0,0003 kg	Frango vivo	1,168 kg	Frango abatido, resfriado e embalado	1,0 kg
Total	0,1315 kg	Efluentes	0,2 L	Efluentes	11,28 L
Ração de crescimento (15 dias)		Dejetos	0,87 kg	Embalagem PP	1,8E-05 kg
Milho moído	0,4869 kg	Embalagem PEAD	2,1E-04 kg	*Coprodutos comestíveis	0,0704 kg
Sorgo integral moído	0,2098 kg	Emissões para o ar		** Coprodutos não comestíveis	0,0845 kg
Cloreto de sódio	0,0332 kg	Amônia (NH <sub>3</sub> )	0,11 kg	Condenação sanitária	0,0131 kg
Farelo de soja	0,0106 kg	Óxido nitroso (N <sub>2</sub> O)	1,0E-03 kg		
Farinha de carne de ossos	0,0129 kg	Metano (CH <sub>4</sub> )	0,0139 kg		
Ureia	0,0134 kg	Emissões para a água			
Outros	0,0042 kg	Nitrato (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) <sup>1</sup>	0,0412 kg		
Total	0,7710 kg	Fosfato (PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ) <sup>1</sup>	2,2E-04 kg		
Ração final/engorda (19 dias)		<i>Continuação...</i>			
Milho moído	0,7526 kg				
Farelo de soja	0,2539 kg				
Farelo de trigo	0,1426 kg				
Calcário calcítrico	0,0172 kg				
Fosfato bicálcico	0,0157 kg				
Sal comum	0,0048 kg				
Outros	0,0013 kg				
Total	1,1884 kg				
<b>Saída</b>					
Total de ração	2,09 kg				

<sup>1</sup>Halberg et al. (2003)

\*Coprodutos comestíveis: coração, moela, pés e fígado.

\*\*Coprodutos não comestíveis: penas, sangue, e outros resíduos.



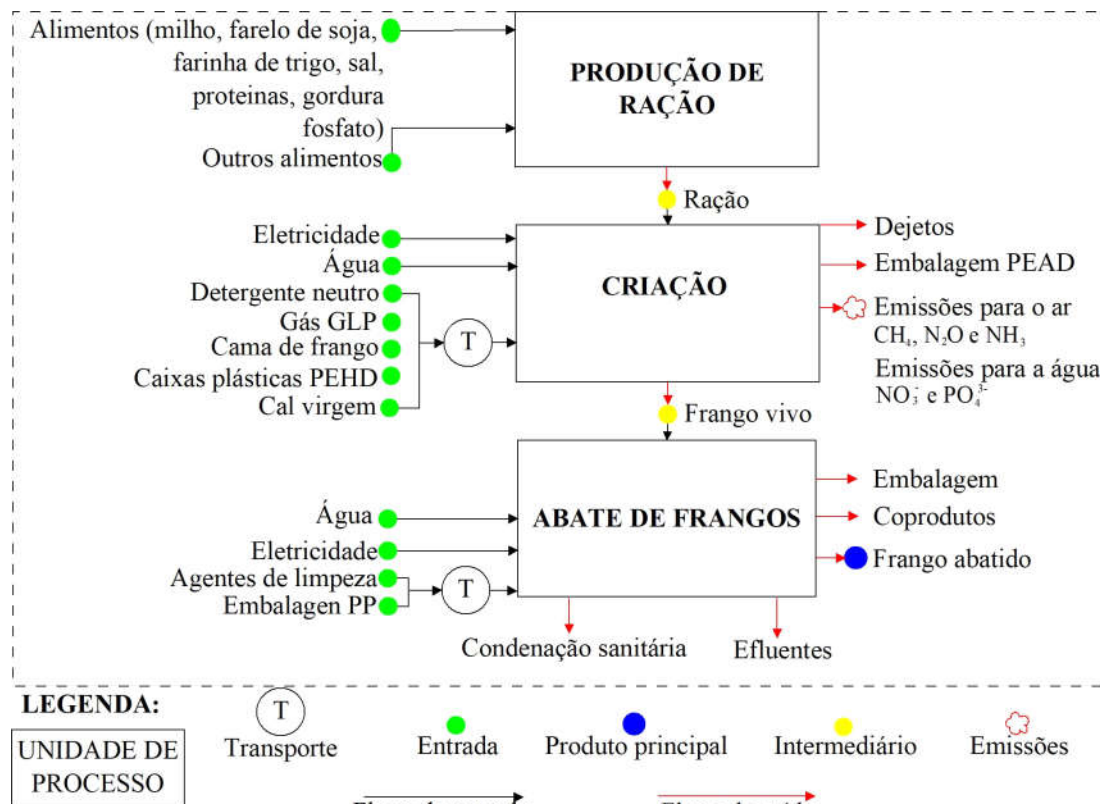


Figura 1 - Sistema de produto



Sessão 3  
Estudos de caso



## **Proposta de Avaliação do Ciclo de Vida do Processo Produtivo da Cerveja Artesanal Pilsen – Estudo em uma Cervejaria no Sul do Brasil**

Jordana Wendland <sup>1</sup>

Adilson Moacir Becker Júnior <sup>2</sup>

Diosnel Antonio Rodriguez López <sup>3,2</sup>

Ênio Leandro Machado <sup>4,2</sup>

<sup>1</sup> Departamento de Engenharia, Arquitetura e Ciências Agrárias, Universidade de Santa Cruz do Sul, UNISC, Santa Cruz do Sul, 96815-900, RS, Brasil

<sup>2</sup> Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental, Universidade de Santa Cruz do Sul, UNISC, Santa Cruz do Sul, 96815-900, RS, Brasil.

jordawend@gmail.com

### **Resumo**

A indústria cervejeira, caracteriza-se por demandar um grande consumo de água e energia. O presente estudo teve como objetivo avaliar os impactos ambientais potenciais do processo de produção da cerveja artesanal Pilsen de uma cervejaria no sul do Brasil. A fronteira do sistema é do “berço ao portão”, compreendendo a produção e aquisição de insumos/matérias-primas e energia, o transporte até a cervejaria, o processo de produção da cerveja e o envase em barris e garrafas. O inventário de ciclo de vida foi elaborado por meio do software SimaPro 8.5, definindo-se uma unidade funcional de 1050 litros de cerveja (uma batelada). Foi adotado o método Impact 2002+. Os dados primários foram obtidos diretamente com os responsáveis da cervejaria, enquanto que alguns dados foram complementados de forma secundária, obtidos na literatura e no banco de dados Ecoinvent. Os resultados obtidos indicam que os principais impactos ambientais estão relacionados a produção da matéria-prima e das embalagens. No que se refere a matéria-prima destaca-se a produção do malte que representa um valor de 1.427,52 MJ primário na categoria Recursos, 129,89 kg CO<sub>2</sub> eq na Mudanças Climática e 576,99 PDF\*m<sup>2</sup>\*yr na Qualidade do Ecossistema. Já no segundo, o mais

impactante é a produção das garrafas de vidro, equivalente a 12.648,07 MJ primário na categoria Recursos, 950,81 kg CO<sub>2</sub> eq na Mudanças Climática e 218,59 PDF\*m<sup>2</sup>\*yr na Qualidade do Ecossistema. Quando considerado apenas os processos que ocorrem dentro da cervejaria, o principal impacto ambiental deriva do consumo de energia. Assim, considerando um cenário com a utilização de energia fotovoltaica em substituição a energia elétrica convencional, obtém-se uma redução média de 39,08% dos impactos ambientais advindos do consumo de energia. Além disso, ao analisar as formas de envase, pode-se observar que o envase em barris retornáveis acarreta uma carga ambiental menor, ao longo de seu ciclo de vida, quando comparado ao envase em garrafas de vidro não retornáveis.

**Palavras-chaves:** Avaliação do Ciclo de Vida, Sustentabilidade, Modelagem Ambiental, Cerveja Artesanal, Impactos Ambientais.

### **Introdução**

A partir do século XXI, as questões ambientais passaram a ser debatidas pela sociedade, demandando a busca por uma produção mais sustentável (LIMA; WALTER, 2017). Diante deste cenário, surge a necessidade de contemplar os pilares ambientais e sociais na mesma intensidade que o desenvolvimento econômico (IBICT, 2014). Conseqüentemente, várias ferramentas estão sendo otimizadas para auxiliar no alcance da sustentabilidade, entre elas a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) (TROMMER, 2014).

A indústria cervejeira, é caracterizada por demandar um grande consumo de água e energia (TROMMER, 2014; WILLIAMS et al., 2014). A cerveja é considerada uma das bebidas mais velhas do mundo (REBELLO, 2009) e seu

consumo está crescendo de maneira constante (AMIENYO; AZAPAGIC, 2016). Dentro desse grupo, nota-se um aumento crescente das cervejarias artesanais (CORAZZA, 2011; BORGES, 2015). Perante tal contexto, avaliar o ciclo de vida do processo produtivo de cervejas artesanais tem se mostrado essencial para identificar os potenciais impactos ambientais e auxiliar na melhoria do desempenho ambiental do produto, contribuindo para uma produção mais sustentável. Desta forma, o presente trabalho se propõe a avaliar o ciclo de vida do processo produtivo da cerveja artesanal Pilsen de uma cervejaria localizada no sul do Brasil. Ênfase maior foi dada ao processo produtivo, aos tipos de envase e também ao consumo de energia elétrica.

### **Materiais e Métodos**

O presente estudo foi realizado em uma cervejaria localizada no sul do Brasil. Sua produção mensal é de aproximadamente 45 mil litros. Destes, 35% corresponde a Pilsen e o restante é distribuído em 15 estilos distintos. O processo produtivo inicia pela aquisição de matéria-prima, seguido pela produção do mosto, fermentação, maturação, envase e expedição. O estudo foi realizado conforme diretrizes técnicas da norma ISO 14040/2009 e 14044/2009.

### **Objetivo e Escopo**

O objetivo deste estudo de ACV é a avaliação dos impactos ambientais potenciais ao longo do ciclo de vida do processo produtivo da cerveja artesanal Pilsen de uma cervejaria localizada no

sul do Brasil. Além disso, essa avaliação pretende identificar os pontos críticos do processo produtivo para posteriores sugestões de melhorias. O público-alvo é a empresa objeto do presente estudo.

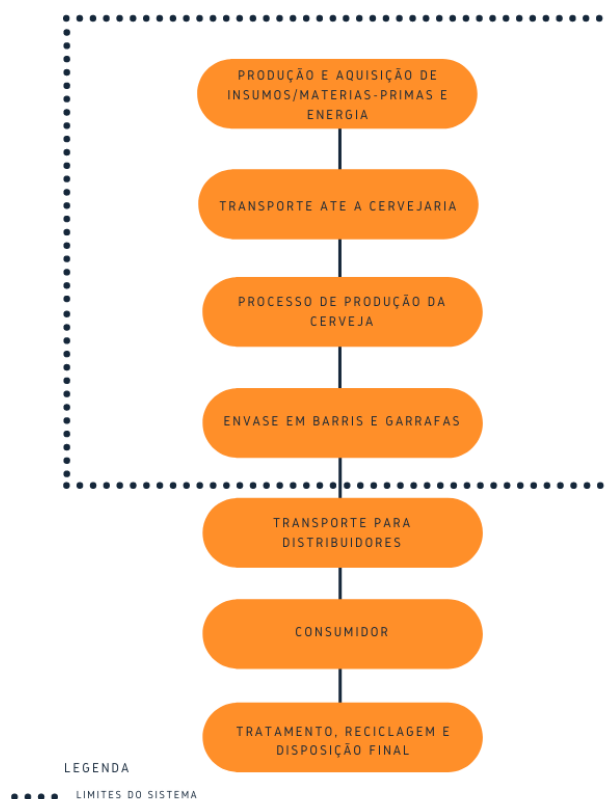
Quanto ao escopo, a unidade funcional (UF) escolhida é uma batelada de cerveja. A escolha da UF justifica-se pois o processo produtivo em estudo é realizado em bateladas, correspondendo cada batelada a em média 1050 litros. Já a fronteira do sistema inclui a produção e aquisição de insumos/matérias-primas e energia, o transporte até a cervejaria, o processo de produção da cerveja e o envase em barris e garrafas (Figura 1), ou seja, “do berço ao portão”. Neste estudo, as etapas finais do ciclo de vida foram excluídas, uma vez que optou-se por dar maior ênfase na utilização de dados primário, os quais foram disponibilizados pela cervejaria, e na melhoria do processo produtivo da empresa. Em relação a fonte dos dados, estes são na sua maioria dados primários. Também foram utilizados dados secundários do banco de dados *Ecoinvent* e outros retirados da literatura.

### ***Inventário de Ciclo de Vida (ICV)***

A coleta de dados foi auxiliada por formulários previamente elaborados, e foi realizada por meio de visitas técnicas a cervejaria, acompanhadas pelo responsável. Quanto aos formulários, foram utilizados 03 formulários: coleta de dados para transporte rodoviário de matéria-prima/insumo; coleta de dados para processo elementar; e coleta de dados para análise de inventário do ciclo de vida. Além da coleta de dados, as visitas foram

necessárias para obter um melhor entendimento de todo processo produtivo para realização do mapeamento deste. Algumas informações adicionais específicas também foram obtidas por meio de trocas de e-mails e ligações com o responsável.

**Figura 1: Os limites do sistema**



### ***Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV)***

A avaliação de impacto foi realizada através da utilização do software SimaPro 8.5 e o método de avaliação escolhido foi o *Impact 2002+*. Este

método possui 14 diferentes categorias de impacto *midpoint* e 4 de *endpoint*. Dentre as categorias *midpoint* podem ser citadas: energia não renovável; aquecimento global; extração mineral; radiação ionizante; eutrofização aquática; acidificação terrestre; orgânicos inaláveis; depleção da camada de ozônio; ecotoxicidade aquática; acidificação aquática; ecotoxicidade terrestre; toxicidade humana (efeitos carcinogênico e não carcinogênico); inorgânicos inaláveis; e ocupação de terra. Já as categorias *endpoint* englobam: saúde humana; mudança climática; qualidade do ecossistema; e recursos.

Estas categorias de impacto foram selecionadas por serem consideradas relevantes à realidade da empresa e refletirem as questões ambientais relacionadas ao produto investigado. Da mesma forma, este método engloba aspectos de energia extremamente importantes para análise em questão. Sendo assim, através deste método de avaliação de impacto foi possível identificar os pontos críticos do processo produtivo.

### ***Avaliação e Interpretação***

Essa etapa foi realizada através de uma análise interativa das etapas anteriores (objetivo e escopo, análise do inventário e avaliação de impacto) com a finalidade de identificar os potenciais impactos ambientais de cada etapa do processo produtivo, e assim, conseqüentemente, propor possíveis oportunidades de melhorias. Além disso, a interpretação dos resultados foi enfatizada quanto aos tipos de envase da cerveja. Também foi realizada uma comparação entre os

resultados obtidos com o que existe na literatura referente ao assunto, corroborando ou contrariando as conclusões do estudo.

Por fim, realizou-se uma análise de sensibilidade com intuito de verificar a variabilidade decorrente de diferentes tomadas de decisões no que tange aspectos de produção e consumo energético. Essa análise considera a substituição da energia elétrica convencional pela energia elétrica fotovoltaica. Para realização desta análise, substituiu-se, no software, toda energia elétrica utilizada pela cervejaria por energia solar fotovoltaica, ou seja, energia limpa e renovável. Os dados sobre a energia fotovoltaica foram utilizados da base de dados *Ecoinvent*.

## Resultados

### Processos Produtivo

O processo de produção da cerveja artesanal Pilsen tem como principais ingredientes a água, o malte de cevada, a levedura e o lúpulo. Este processo de produção ocorre em batelada e apresenta as seguintes etapas: moagem do malte, mosturação, clarificação, fervura, *whirlpool*, repouso, resfriamento, fermentação, maturação e por fim o envase.

O envase pode ocorrer tanto em garrafas de vidro como em barris. Em relação ao processo de envase da cerveja artesanal em garrafas de vidro, este consiste inicialmente na limpeza das garrafas para posterior enchimento com cerveja, seguido pela colocação das tampas. Após, ocorre a pasteurização e a rotulagem das garrafas, que por fim são encaixotadas e transportadas.

Por outro lado, o envase da cerveja em barris consiste inicialmente na limpeza dos barris, seguido pelo enchimento dos mesmos com a cerveja e pela colocação dos lacres. Posteriormente, os barris são refrigerados e transportado.

### ACV de Transporte da Cadeia de Suprimentos e Produção da Cerveja Artesanal Pilsen

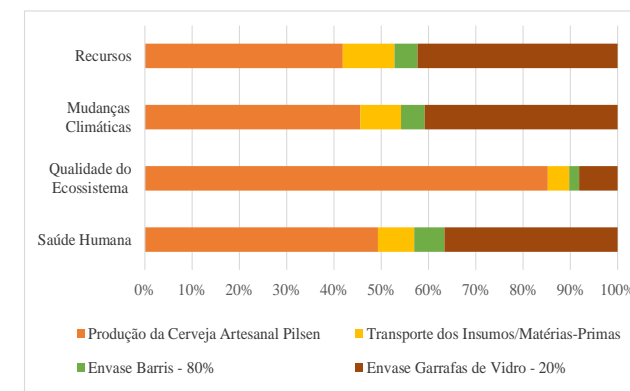
A ACV em cenário base compreende todas as etapas do ciclo de vida em estudo, ou seja, desde o transporte dos insumos/matérias-primas, a produção da cerveja artesanal Pilsen e o envase (80% em barris e 20% em garrafas de vidro). Este cenário foi construído de acordo com informações fornecidas pela cervejaria e demonstra o que ocorre comumente com o envase da cerveja artesanal Pilsen. Neste sentido, os resultados indicam que os impactos mais significativos estão relacionados a produção da cerveja e ao envase em garrafas de vidro (Figura 2). Este resultado está principalmente relacionado com a utilização do malte como matéria-prima no processo produtivo da cerveja, assim como a produção das garrafas de vidro utilizadas no processo de envase. Cabe destacar que mesmo representando apenas 20% do envase, o envase em garrafas de vidro ainda assim representou um dos maiores impactos.

Os resultados aqui alcançados corroboram com o que é encontrado na literatura referente ao tema. Exemplo disso é o estudo de Cordella et al. (2008), os quais destacam que os impactos mais significativos do ciclo de vida da cerveja estão relacionados a produção de garrafas de vidro e ao

cultivo de cevada, a qual é a matéria-prima para produção do malte. Da mesma forma, Marco et al. (2016) afirmam que a produção de garrafas de vidro é a maior consumidora de energia ao longo do ciclo de vida da produção de cerveja, logo, a etapa de engarrafamento mostra-se o principal contribuinte para as diferentes emissões. Koroneos et al. (2005) pontuam o envase como o maior contribuinte aos impactos, justificado principalmente pela produção das garrafas de vidro. A produção da cerveja ocupa a segunda colocação nesse mesmo quesito.

Hospido, Moreira e Feijoo (2005), Williams (2014) e Amienyo e Azapagic (2016) também referenciam a produção de matéria-prima como a responsável pelo maior impacto ambiental do ciclo de vida da cerveja. Conforme destacam Cordella et al. (2008) e Amienyo e Azapagic (2016), a cerveja engarrafada gera um impacto ambiental muito maior no ciclo de vida quando comparado a cerveja em barris retornáveis.

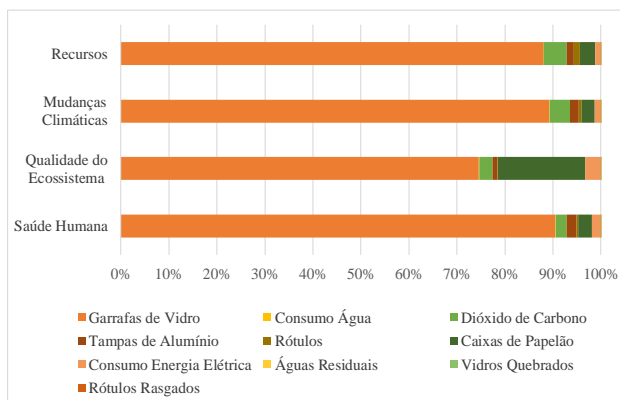
**Figura 2: ACV de transporte da cadeia de suprimentos e produção da cerveja artesanal pilsen**



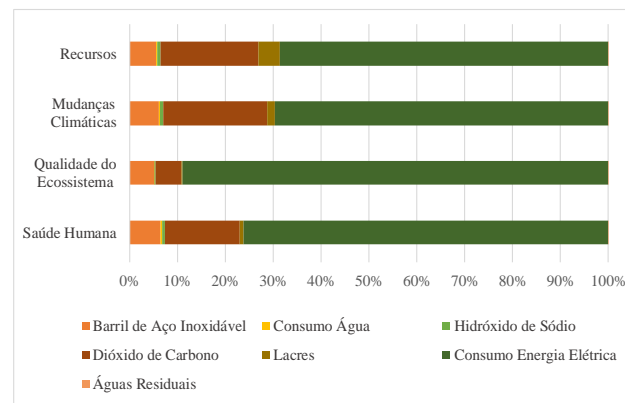
## Envase

Quanto ao envase em garrafas de vidro, este tem como etapa mais impactante a produção das garrafas de vidro (Figura 3). Nesta etapa tem-se um alto consumo de energia envolvido na produção das garrafas. Por outro lado, o envase em barris tem como maior impacto o consumo de energia elétrica, seguido pelo uso de dióxido de carbono (Figura 4). O alto consumo de energia neste processo está vinculado principalmente a refrigeração.

**Figura 3: Avaliação de danos do envase em garrafas de vidro**



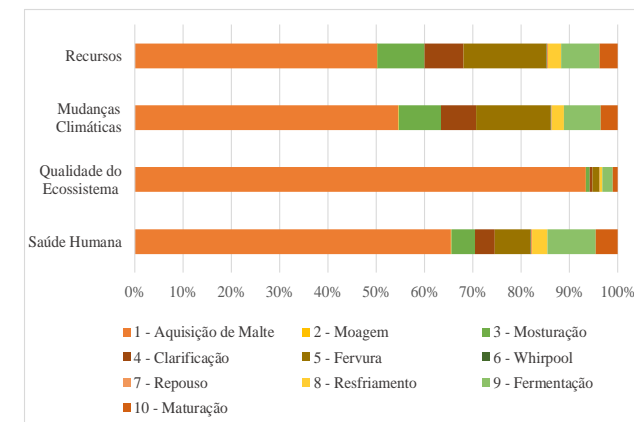
**Figura 4: Avaliação de danos do envase em barris**



## Avaliação de Impacto da Produção da Cerveja Artesanal Pilsen

Nesta etapa, buscou-se centralizar a avaliação do impacto na produção de cerveja. Assim, a avaliação de impacto da produção de cerveja artesanal Pilsen inclui a aquisição do malte, moagem, mosturação, clarificação, fervura, *whirpool*, repouso, resfriamento, fermentação e maturação (Figura 5). Considerando tal contexto de análise, a aquisição de malte se destaca como sendo a etapa mais impactante da produção para todas as categorias de danos analisadas. Percebe-se que as etapas de moagem, *whirpool* e repouso são praticamente insignificantes quando comparadas as demais etapas da produção.

**Figura 5: Avaliação de danos da produção da cerveja**

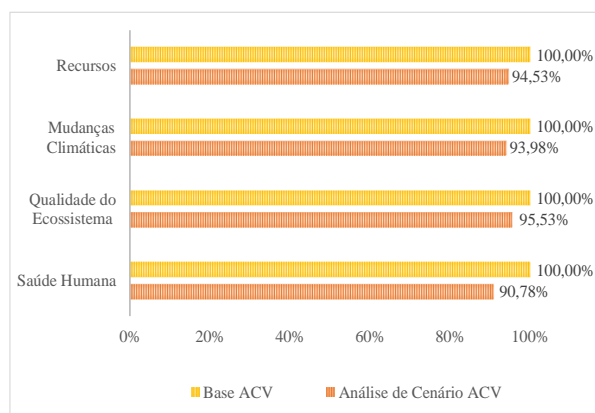


## Análise de Sensibilidade

Após avaliação de impacto do ciclo de vida, foi também realizado uma análise de sensibilidade em relação à substituição da energia elétrica convencional por energia solar fotovoltaica. Optou-se por esta análise, dado que a cervejaria está em processo de implantação de painéis solares que suprirão toda sua demanda de energia elétrica.

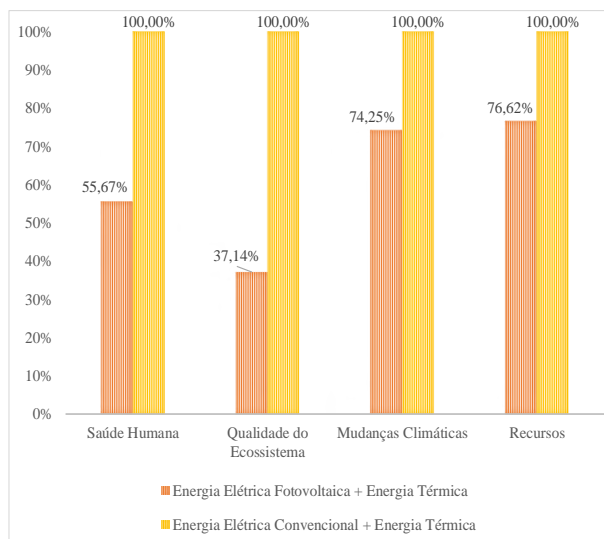
A energia elétrica consumida nas instalações da cervejaria corresponde a 59,80% da energia total. Pode-se observar na Figura 6 que a utilização de energia fotovoltaica dentro da cervejaria pode promover uma redução média de 6,30% dos impactos analisados na ACV em cenário base. Esta redução é menos perceptível pois os maiores impactos são causados fora da cervejaria, ou seja, na produção de matéria prima e embalagens.

**Figura 6: Avaliação de cenário ACV com eletricidade fotovoltaica**



Por outro lado, ao realizar um comparativo apenas entre o consumo de energia dentro da cervejaria (Figura 7), pode-se observar uma redução média de 39,08% dos impactos analisados.

**Figura 7: Avaliação de cenário para impacto energético na cervejaria**



Os painéis solares fotovoltaicos têm sido apresentados como uma promissora tecnologia de geração de energia (FUKUROZAKI, 2011) e como um dos caminhos para a sustentabilidade ambiental (CALDAS et al., 2017). De acordo com Caldas et al. (2017), os resultados obtidos através da utilização desta tecnologia demonstram potenciais ganhos ambientais. Ainda, de acordo com Fukurozaki (2011), a aplicação da ACV em sistemas fotovoltaicos reforçou os benefícios ambientais da utilização da energia fotovoltaica. Desta forma, e de acordo com os resultados acima apresentados, fica claro a redução dos impactos ambientais a partir da utilização de energia elétrica fotovoltaica como fonte alternativa ao uso de energia elétrica convencional.

### *Sugestões de Melhoria*

Os resultados deste estudo demonstram que os principais pontos críticos são a produção da matéria-prima, mais especificamente o malte, e a produção das embalagens, no caso das garrafas de vidro. Em relação a potenciais melhorias na produção do malte, pode-se citar como alternativa a adoção da agricultura de precisão, a qual possibilita a redução da utilização de fertilizantes no cultivo da cevada (AMIENYO; AZAPAGIC, 2016). Além disso, ainda na produção do malte, pode-se também aumentar a eficiência energética do processo de secagem, utilizando, por exemplo, energia renovável.

Referente as garrafas de vidro, uma das alternativas de melhoria é a adoção da logística reversa das garrafas, ou seja, a reintrodução das

mesmas no processo de envase. Esta alternativa, de acordo com Martins, Almeida e Souza (2018) agrega: valor econômico através da redução de custos e das vantagens quanto a reputação; valor social, visto que podem ser concebidas melhorias para população envolvida; bem como valor ambiental, uma vez que possibilita a diminuição do descarte inadequado de resíduos.

Quanto a potenciais melhorias relacionadas aos processos que ocorrem dentro da cervejaria, estas estão relacionadas ao consumo de energia e água. Em relação a energia elétrica, a implantação dos painéis solares fotovoltaicos, e, conseqüentemente, a geração de energia solar fotovoltaica reduzirá os impactos ambientais causados pelo consumo da energia elétrica convencional. Com relação a energia térmica gerada pela caldeira, esta poderia ter seus impactos reduzidos através da queima de outro combustível menos nocivo que o gás liquefeito de petróleo, utilizado atualmente.

### **Considerações Finais**

A partir deste estudo, foi possível identificar a influência ambiental de cada etapa do ciclo de vida da cerveja artesanal Pilsen. A análise demonstrou a relevância da etapa de produção da matéria-prima malte, e da produção das garrafas de vidro, dentro do ciclo de vida estudado. No que se refere a produção do malte, esta representa um valor de 1.427,52 MJ primário na categoria Recursos, 129,89 kg CO<sub>2</sub> eq na Mudanças Climática e 576,99 PDF\*m<sup>2</sup>\*yr na Qualidade do Ecossistema. Já a produção das garrafas de vidro é equivalente a 12.648,07 MJ primário na

categoria Recursos, 950,81 kg CO<sub>2</sub> eq na Mudanças Climática e 218,59 PDF\*m<sup>2</sup>\*yr na Qualidade do Ecossistema. Além disso, a cerveja envasada em barris apresentou um impacto ambiental muito inferior ao impacto gerado pelo envase em garrafas de vidro.

As etapas da produção da cerveja, que ocorrem dentro das instalações da cervejaria, têm o maior impacto advindo do consumo de energia (elétrica e térmica). Assim, considerando um cenário com a utilização de energia fotovoltaica em substituição a energia elétrica convencional, obtem-se uma redução média de 39,08% dos impactos ambientais advindos do consumo de energia. Entretanto, a cervejaria já está em processo de implantação de painéis solares fotovoltaicos, que potencialmente reduzirá o impacto advindo da energia elétrica convencional. Necessita-se, porém, a implantação de soluções para redução dos impactos da energia térmica advinda da caldeira.

Destaca-se como limitações da ACV os inúmeros dados necessários (não-disponibilidade de dados), e a inexistência de base de dados regionais. Entretanto, apesar da complexidade que a aplicabilidade da ferramenta ACV possa ter nas empresas, esta é um excelente caminho para mensurar e incluir a sustentabilidade nas tomadas de decisões estratégicas, através do acompanhamento das questões ambientais associadas ao produto.

Quanto a recomendações para futuros estudos, sugere-se uma avaliação completa do ciclo de vida da cerveja artesanal Pilsen, ou seja, do

“berço ao tumulo”. Propõe-se ainda, a realização de um estudo da pegada de carbono e da pegada hídrica desta cerveja. Além disso, sugere-se um estudo da viabilidade de implantação da logística reversa das garrafas de vidro.

### Referências Bibliográficas

AMIENYO, David; AZAPAGIC, Adisa. Life cycle environmental impacts and costs of beer production and consumption in the UK. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 21, n. 4, p. 492-509, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14040: Gestão Ambiental - Avaliação do Ciclo de Vida – Princípios e Estrutura. 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.

BORGES, Pedro Felipe Oliveira. **Concentração do mercado de cerveja no Brasil e a participação das microcervejarias**. Monografia (Graduação em Engenharia Química). Universidade Federal Fluminense. Niterói, 2015.

CALDAS, Lucas Rosse et. al. Edificações Energia Zero: Estudo de Caso para Painéis Fotovoltaicos Utilizando a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). **XIV Encontro Nacional de Conforto no Ambiente Construído e X Encontro Latino-Americano de Conforto no Ambiente Construído**. Balneário Camboriú, 2017.

CORAZZA, Rodrigo Marcos. **A expansão recente das cervejarias artesanais no contexto de alta concentração no mercado de cerveja no Brasil**. Monografia (Graduação em Ciências Econômicas). Instituto de Economia UNICAMP. Campinas, 2011.

CORDELLA, Mauro et al. LCA of an Italian lager beer. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 13, n. 2, p. 133, 2008.

FUKUROZAKI, Sandra Harumi. **Avaliação do ciclo de vida de potenciais rotas de produção de hidrogênio: estudo dos sistemas de gaseificação da biomassa e de energia solar fotovoltaica**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, 2011.

HOSPIDO, Almudena; MOREIRA, Maria Teresa; FEIJOO, Gumersindo. Environmental analysis of beer production. *International journal of agricultural resources, governance and ecology*, v. 4, n. 2, p. 152-162, 2005.

INSTITUTO BRASILEIRO DE INFORMAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA (IBICT). Desenvolvimento Sustentável e Avaliação do Ciclo de Vida. Brasília, 2014.

KORONEOS, C. et al. Life cycle assessment of beer production in Greece. *Journal of Cleaner Production*, v. 13, n. 4, p. 433-439, 2005.

LIMA, Danilo Angelus Pereira de; WALTER, Fabio. Produção mais limpa e sustentabilidade na indústria de cerveja. **XIX Encontro Internacional sobre Gestão Ambiental e Meio Ambiente**, 2017.

MARCO, Iolanda de et al. Life cycle assessment of ale and lager beers production. *Chemical Engineering Transactions*, v. 49, p. 337-342, 2016.

MARTINS, Alice Josefa Andrade; ALMEIDA, Maria Luciana de; SOUZA, Déborah Maria da Silva. Análise das Práticas de Logística Reversa Aplicadas aos Vasilhames de Vidro em uma Engarrafadora de Bebidas. *Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade-GeAS*, v. 7, n. 1, p. 116-130, 2018.o

REBELLO, Flávia De Floriani Pozza. Produção de cerveja. *Revista Agrogeoambiental*, v. 1, n. 3, 2009.

TROMMER, Michael Walter. **Avaliação do processo produtivo da cerveja com abordagem de ciclo de vida**. Dissertação de Mestrado. Universidade Metodista de Piracicaba, Santa Bárbara d'Oeste, 2014.

WILLIAMS, Adrian G; MEKONEN, Seyoum. Environmental performance of traditional beer production in a micro-brewery. In: **Proceedings of the 9th international conference on life cycle assessment in the agri-food sector**. American Center for Life Cycle Assessment, Vashon. 2014. p. 1535-1540.



## Estudo do Life Cycle Cost de aeronaves operando em linhas aéreas

Guilherme Nascimento Soares <sup>1</sup>

Murilo Sartorato <sup>1</sup>

José Augusto de Oliveira <sup>1</sup>

<sup>1</sup> Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” - UNESP  
[guinascisoares@gmail.com](mailto:guinascisoares@gmail.com)

### Resumo

*Para uma empresa de linha aérea é imprescindível que a operacionalidade, confiabilidade e segurança de suas aeronaves sejam mantidas. Esses aspectos são alcançados com inspeções periódicas, com a finalidade de prevenir possíveis falhas. Para isso a metodologia de Manutenção Preventiva é adotada e um planejamento de processos de manutenção são executados. Analisando esse contexto, este trabalho tem por objetivo identificar o estado da arte sobre a importância da manutenção no Life Cycle Cost (LCC) de uma aeronave. Para esta finalidade será empregado o método de Revisão Bibliográfica Sistemática (RBS), realizando-se buscas nas principais bases de periódicos e eventos científicos sobre o tema. Analisando dois artigos que abordam a Manutenção Preventiva para desenvolver dois aspectos primordiais para o desempenho operacional e econômico: a Confiabilidade e os Custos de Engenharia. Estes são temas de extrema importância para as empresas de transporte aéreo, tendo em vista que a manutenção equivale a 12,8% do LCC de uma aeronave. Por causa dessa importância, tem-se uma elevada dificuldade para acesso à informação sobre esse assunto, já que as empresas adotam políticas de estratégias competitivas, tornando as informações sigilosas. Evidenciando assim poucos trabalhos disponíveis sobre a temática.*

**Palavras-chaves:** *Life Cycle Cost, manutenção aeronáutica, otimização.*

### Introdução

Durante a toda a história da aviação, incluindo os dias atuais, os dois pilares para a operação comercial e privada de aeronaves são a segurança e a aeronavegabilidade continuada. Para que aeronaves mais eficientes e leves possam ser conceitualizadas, projetadas e operadas de forma economicamente lucrativa e segura, surgiu a necessidade do desenvolvimento contínuo de estruturas e sistemas no limite da eficiência, fazendo com que as margens de segurança se tornassem baixas em relação a outras áreas da engenharia. Dessa forma é natural que as diversas estruturas e sistemas possam falhar em operação com maior frequência do que o ideal. Assim, para que a segurança e a aeronavegabilidade continuada não sejam comprometidas, diversos procedimentos e diferentes filosofias foram desenvolvidas especificamente para a indústria aeronáutica, em particular os processos de manutenção aeronáutica (DE FLORIO, 2006).

Esses processos geram o programa de manutenção, o qual garante a segurança e a eficiência de uma aeronave através de inspeções e procedimentos periódicos (KINNISON, 2013). Esses procedimentos periódicos de manutenção impactam de maneira significativa no Ciclo de Vida (CV) de uma aeronave, chegando a ser responsável por 12,8% do Custo do Ciclo de Vida (do inglês *Life Cycle Cost* - LCC) (SUWONDO, 2008). Os outros aspectos que complementam o LCC de uma aeronave são: os custos de aquisição, instalação, operação,

atualização e o valor residual do produto, no momento de repasse do mesmo para um terceiro ou no final da vida útil (BLANCHARD, 1991).

Em relação aos aspectos operacionais e econômicos dois fatores são tidos como cruciais: a confiabilidade e os custos de engenharia (SUWONDO, 2008). Estes dois fatores estão diretamente correlacionados, assim qualquer análise ou proposta de melhorias em um processo de manutenção aeronáutica deve considerar ambos e analisá-los de forma cautelosa e criteriosa. A premissa básica para uma melhoria no processo de manutenção aeronáutica consiste na redução dos custos de operacionalização de seus processos, especialmente pelo escalonamento ótimo de intervalos do programa de manutenção, visando uma redução do LCC do produto. Em geral, a redução do custo de manutenção é obtida pela otimização do programa de manutenção e/ou por meio de modificações da aeronave, podendo essas modificações serem provenientes do estudo do próprio programa de manutenção (ANDRADE JUNIOR, 2017).

Em empresas de linhas aéreas comerciais de transporte de passageiros e carga, os planos de manutenção possuem um maior impacto econômico e operacional devido à maior frequência de uso das aeronaves e ao fato de que essas empresas operam com taxas de lucro extremamente baixas (DE FLORIO, 2006). Assim, o processo de manutenção se torna um assunto de extrema importância financeira e operacional, sendo considerada uma estratégia

competitiva, pelas empresas aéreas, manter seu programa de manutenção em sigilo, ocultando de suas concorrentes as possíveis melhorias em seus processos.

Com isso, o objetivo deste estudo é realizar uma busca sistemática de artigos que estejam relacionados com o tema, fundamentando os conceitos dos processos de manutenção de aeronaves e possíveis melhorias operacionais e econômicas que contribuam para redução do LCC.

## Metodologia

Para se atingir o objetivo do trabalho, foi realizada uma Revisão Bibliográfica Sistemática (RBS), que consiste na análise de artigos de uma área da ciência em que tenha-se o desejo de desenvolver, sendo feita de forma metódica, transparente e replicável (CONFORTO et al., 2011). Nesse estudo, a RBS foi fundamentada a partir de duas bases de dados de periódicos: Web of Science e IEEE Xplore Digital Library.

Para encontrar os artigos, foram escolhidas palavras-chaves que pudessem restringir a busca de forma a encontrar aqueles com temas próximos ao deste estudo. Inicialmente foi testado utilizar duas palavras-chaves por vez, porém a quantidade de artigos foi extremamente elevada, sendo a grande maioria com temas um pouco distante do desejado. Ao realizar a busca com três, o número de artigos foi reduzido consideravelmente, assim como os conteúdos

foram se aproximando do procurado. Com as palavras-chaves sendo: “*Aircraft maintenance*”, “*Life Cycle Cost*” e “*Optimization*”, foram encontrados 25 artigos, os quais foram processados por uma série de filtros para identificar os mais adequados.

Começando pelo Filtro I, que foi a análise dos títulos, tomando-se como critério ter a necessidade de conter alguma das palavras-chaves escolhidas previamente, com a intenção de analisar apenas artigos tem a possibilidade de proximidade com o tema procurado, reduzindo a população à 16 artigos. O Filtro II foi a leitura do resumo, avaliando se o tema do artigo se aproximava da temática de manutenção aeronáutica, reduzindo novamente a população à seis artigos. O Filtro III foi a leitura das introduções e conclusões, analisando quais dos artigos apresentavam o contexto do Ciclo de Vida de uma aeronave ou apontamento de uma possível otimização de processos de manutenção, observando quais métodos e resultados que foram encontrados e sua relevância e aderência ao objetivo da pesquisa, mantendo 4 artigos. O Filtro IV é a parte final para a seleção dos artigos, que foi composta pela leitura integral dos mesmos, avaliando o desenvolvimento completo do assunto e observando quais deles fundamentariam de forma mais apropriada os conceitos que seriam utilizados como base para o presente trabalho. Assim dos 25 artigos que foram analisados, apenas dois artigos contemplaram os conteúdos desejados para a pesquisa, pois analisam os

processos de manutenção sob características econômicas e operacionais, além da proposição de otimizações.

Por fim, os dois artigos que foram escolhidos serão denominados no presente trabalho de Artigo I e Artigo II respectivamente: “*Based on the reliability of life cycle to determine optimal testing cycles of aircraft*” (ZHENG et al., 2011) e “*Cost Effectiveness Evaluation Model for Civil Aircraft Maintenance Based on Prognostics and Health Management*” (YAN et al., 2017), cada um deles apresentaram o desenvolvimento de fatores cruciais para os estudos dos aspectos operacionais e econômicos, tais como a confiabilidade e os custos de engenharia, respectivamente.

## Resultado e discussões

Analisando o Artigo I, observa-se que para uma aeronave apresentar um longo ciclo de vida, a confiabilidade se torna um importante índice técnico, uma vez que se trata da probabilidade que essa aeronave tem de executar de forma ótima uma missão durante um dado período (DUEK, 2005). Para que a confiabilidade seja mantida inspeções periódicas são necessárias, sendo elas baseadas no conceito de manutenção preventiva. A escolha do intervalo entre as inspeções periódicas é particularmente interessante: intervalos muito longos entre as inspeções fazem necessário um grande número de procedimentos de manutenção que devem ser realizados, acarretando num maior tempo da

aeronave em solo e maiores perdas econômicas; intervalos muito curtos por sua vez podem levar a desperdícios de custo e grandes problemas logísticos. Dessa forma, as inspeções periódicas devem ser estudadas e calculadas para que o intervalo de inspeções seja otimizado de forma a reduzir ao máximo o tempo em solo sem gerar desperdícios e problemas logísticos, existindo um intervalo de tempo ideal. Ademais, um intervalo mal estipulado tende a reduzir a confiabilidade da aeronave.

Para uma otimização dos intervalos de manutenção, um modelo ideal seria uma relação entre a confiabilidade e o ciclo de vida das aeronaves. A confiabilidade é encontrada a partir dos seguintes fatores: a confiabilidade de subsistemas que não precisam ser testados, o número de falhas acumulativas que não identificadas devido aos níveis de acuracidade e precisão dos métodos de inspeção, taxa de falha durante o armazenamento e tempo de armazenamento. Nem todas as falhas são encontradas durante as inspeções pois o nível de precisão e acuracidade dos instrumentos e técnicas utilizadas, bem como o fator humano podem interferir nos resultados. O custo do ciclo de vida inclui todas as atividades que ocorrem durante a vida da aeronave, que incluem o projeto, a produção, o primeiro voo, ensaios em voo, modificações, implementação de missão, manutenção, estacionamento, revisão, desativação e sucateamento.

No Artigo II, , nota-se que dois dos fatores mais importantes que as companhias aéreas buscam

durante a operação são segurança e eficiência econômica. A importância desses fatores se dá uma vez que esses influenciam de maneira direta a disponibilidade de aeronaves, o equilíbrio dos custos e o desempenho operacional, três métricas que devem ser sempre melhoradas. Visando esses dois fatores, as empresas utilizam estratégias de manutenção preventiva, que vão de acordo com os manuais de manutenção, particularmente os Documentos de Planejamento de Manutenção (do inglês *Maintenance Planning Document* - MPD) do fabricante, e formulam tarefas de manutenção planejadas. Deve ser constante a busca por novas metodologias de planejamento de manutenção, pois um processo otimizado pode reduzir o tempo e os custos, bem como reduzir a manutenção não programada.

Com um plano otimizado de manutenção preventiva as companhias aéreas podem ter uma garantia maior das atividades de uma aeronave durante seu ciclo de vida, aumentando sua confiabilidade, economizando tempos de parada e custo. Os objetivos dessa otimização são: o custo de manutenção, o tempo máximo de conclusão da tarefa, o tempo total ponderado de conclusão e o tempo total ponderado de atraso.

Através do desenvolvimento da tecnologia de sensores e de monitoramento de sistemas e estruturas complexas, as estratégias de manutenção tendem a se atualizarem. Nesse contexto, estratégias modernas de monitoramento e planejamento dos processos de manutenção introduzem o conceito da manutenção baseada em condições (CBM), que

acompanha as condições em tempo real das estruturas em um monitoramento constante. Pode-se destacar o conceito de PHM (Prognostics and Health Management) (TEIXEIRA et al., 2012) que é um método de detecção inteligente de possíveis falhas no sistema e uma estimativa atualizada em tempo real das resistências residuais e dos tempos de operação para falhar de cada componente, reduzindo assim os custos operacionais.

Dados os conceitos e argumentos que foram aqui apresentados, os artigos desenvolvem avaliações quantitativas através de modelagens matemáticas, pelas quais diversos indicadores operacionais e financeiros sejam transcritos em forma de variáveis, possibilitando a análise.

Em cada artigo as variáveis possuíam nomenclaturas diferentes, porém foi analisado o conteúdo a que ela se refere, como pode ser visto na Tabela 1:

**Tabela 1: Relação de variáveis entre Artigo I e II**

<i>Indicadores</i>	<i>Categorias</i>	<i>Artigo I</i>	<i>Artigo II</i>
Manutenção Programada (MP)	Custo	Sim	Sim
Manutenção Não Programada (MNP)	Custo	Sim	Sim
Em Solo	Custo	Sim	Sim
Operação - Implementação	Tempo	Sim	Não
Armazenamento - Implementação	Tempo	Sim	Não
Manutenção Programada	Tempo	Sim	Sim
Em Solo	Tempo	Sim	Sim
Intervalo Entre Manutenção	Tempo	Sim	Sim
Hora/homem MP	Operacional	Não	Sim
Hora/homem MNP	Operacional	Não	Sim
Número de Ciclos	Operacional	Sim	Sim
Fabricação	Taxa Falhas	Sim	Não
Implementação	Taxa Falhas	Sim	Não
Armazenamento	Taxa Falhas	Sim	Não
Operação	Taxa Falhas	Sim	Sim
Confiabilidade	Outras	Sim	Não
Parâmetros de sistemas avaliados	Outras	Não	Sim

Elaborado pelo autor (2020).

Foi necessária a simplificação de algumas variáveis, com o intuito de associar indicadores de mesma natureza. Assim a categorização dos indicadores poderia ser feita de forma mais simples.

Realizando uma análise da Tabela 1 podemos observar alguns pontos com relação as categorias e os artigos.

### ***Custo***

Em ambos os artigos o aspecto financeiro foi abordado em todos os indicadores associados a essa categoria, mostrando o quão importante esse aspecto está relacionado com a manutenção aeronáutica. Mesmo que o Artigo I seja mais focado na confiabilidade, a parcela econômica não pode ser negligenciada e precisa ser estudada de forma relevante, mesmo que não necessariamente profunda, pois a manutenção interfere de forma direta e indireta na operação financeira de uma aeronave, devido aos custos diretos e indiretos, esses últimos relacionados a não-disponibilidade da aeronave, causando assim perda de receita para a companhia aérea.

### ***Tempo***

Com relação ao tempo, pode ser dividido em dois momentos, o período de implementação do programa de manutenção e o de operação. Para a confiabilidade, se faz necessária a análise dos tempos em que a aeronave passou por ensaios em solo e em voo, pois isso contribui para a sua redução. Já no período operacional, o tempo que uma aeronave passa em solo, seja ele ocioso ou realizando um procedimento de manutenção ou inspeção, são fatores que necessitam ser abordados e otimizados, de modo que se evite tempo inativo enquanto poderia estar operando e

gerando renda. Dessa forma, o intervalo de tempo entre procedimentos de manutenção e inspeções sucessivos se mostra um ponto chave para o planejamento de manutenção. Ao encontrar o ponto ótimo entre esses intervalos, o operador terá uma aeronave por mais tempo em operação entre um processo e outro, garantindo a confiabilidade da mesma.

### ***Operacional***

Indicadores operacionais, como a mão-de-obra, se mostraram mais relevantes para avaliar os custos de engenharia do processo do que a confiabilidade dele, entretanto a atividade operacional, que é o voo, necessita também ser avaliada para a estimativa das condições, funcionalidade residual e da vida dos componentes.

### ***Taxas de Falhas***

Desde o início da fabricação até os últimos momentos do Ciclo de Vida, uma aeronave é submetida a diversos teste, e assim é possível estimar algumas taxas de compatibilidade de eficiência. Para a operação, é necessário o acompanhamento dos componentes e sistemas desde seu início. Porém ao analisar a aeronave, taxas de erro já existem em seus sistemas e isso afeta diretamente a confiabilidade futura.

## Outras

Mesmo com grandes correlações nos indicadores nos dois artigos, alguns não foram abordados simultaneamente. Como a Confiabilidade, que se mostra ser o enfoque do estudo do Artigo I, que sucintamente pode ser tratada como baixa taxa de erro. E no Artigo II, alguns parâmetros que denotam a abrangência dos sistemas que foram avaliados pelo método, bem como parâmetro para sistemas de redundância.

## Conclusões

Confrontando as temáticas dos dois artigos estudados, fica evidente que o Artigo I trata da confiabilidade de uma aeronave, evidenciando uma baixa taxa de falhas dos sistemas da aeronave. Já o Artigo II, trata do custo de engenharia que a manutenção de uma aeronave pode gerar para uma companhia aérea. Mas apesar dos temas serem distintos, ambos desenvolvem o conceito da Manutenção Preventiva.

Assim com a metodologia de Revisão Bibliográfica Sistemática, após ser realizada uma análise dos artigos, com desenvolvimento de conceitos e métodos avaliativos, pode ser estabelecida uma relação complementar entre os dois artigos estudados para a fundamentação dessa pesquisa, pois aeronaves com boa confiabilidade proporcionarão à companhia aérea uma alta disponibilidade da sua frota para

executar as missões. E com um planejamento de manutenção otimizado, será possível uma redução nos custos de manutenção. Unindo assim esses dois fatores, haverá um ganho operacional e econômico, dado que, quanto maior o número de aeronaves disponíveis, maior a oportunidade de receita e consequentemente menor o tempo das mesmas paradas para manutenção, reduzindo assim esses custos.

## Agradecimentos

Em agradecimento a Pró Reitoria de Pesquisa (PROPe) da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – UNESP, que através do processo 52440 Edital 04/2019, financia o desenvolvimento dessa pesquisa.

## Referências bibliográficas

Artigo I: Zheng Li; Jingcheng Zhang; Long Chen; Xiaoyan Tong; Based on the Reliability of Life Cycle to Determine Optimal Testing Cycles of Aircraft. IEEE DOI: 10.1109/ICMTMA.2011.159

Artigo II: Yan, HS; Zuo, HF; Sun, JZ; Lv, Z; Cost Effectiveness Evaluation Model for Civil Aircraft Maintenance Based on Prognostics and Health Management; Web of Science DOI: 10.1109/SDPC.2017.39

ANDRADE JÚNIOR, J. V. Avaliação econômica do programa de manutenção de aeronaves comerciais por meio de escalonamento dos intervalos de inspeções. Dissertação de Mestrado. Faculdade Ietec. 2017.

BLANCHARD, B. S.; VERMA D.; PETERSON, E. P. Maintainability: A key to effective serviceability and maintenance management, Nova Iorque: John Wiley & Sons, Inc., 1995.

CONFORTO, E. C.; AMARAL, D. C.; SILVA, S. L. D. Roteiro para revisão bibliográfica sistemática: aplicação no desenvolvimento de produtos e gerenciamento de projetos. 8o Congresso Brasileiro de Gestão de Desenvolvimento de Produto - CBGDP. Anais, p.1–12, 2011. Porto Alegre.

DE FLORIO, F. Airworthiness: An Introduction to Aircraft Certification. A Guide to Understanding JAA, EASA and FAA Standards. Butterworth-Heinemann, 2006.

DUEK, C. Reliability Analysis on Maintenance of Aircraft Mechanical Component. 2005. 119 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.

KINNISON, H. A.; SIDDIQUI, T. Aviation Maintenance Management, 2. ed. Nova Iorque: McGraw-Hill, 2013.

SUWONDO, E. Life cycle costing in aircraft maintenance: life cycle cost models development and implementation. Saarbrücken: VDM Verlag Dr. Muller, 2008.

TEIXEIRA, E.L.S.; TJAHJONO, B.; ALFARO, S.C.A.; A novel framework to link prognostics and health management and product service systems using online simulation; <https://doi.org/10.1016/j.compind.2012.03.0>

## Avaliação do Ciclo de Vida em Fibras Ópticas

Letícia Barbosa Fidanza<sup>1</sup>

Marcelo Luís Francisco Abbade<sup>1</sup>

Ivan Aritz Aldaya Garde<sup>1</sup>

Mirian Paula dos Santos<sup>1</sup>

José Augusto de Oliveira<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” - UNESP  
[leticia.fidanza@unesp.br](mailto:leticia.fidanza@unesp.br)

### Resumo

As telecomunicações exercem um papel fundamental em diversos setores, sendo ela essencial à economia mundial. Por outro lado, também contribuem para a degradação ambiental, ao passo que o desenvolvimento de novas tecnologias, geram grande impacto ambiental. Dessa forma, este artigo visa realizar um levantamento do estado da arte relativo ao processo de fabricação das fibras ópticas, além do uso de técnicas para avaliar o impacto ambiental do processo produtivo desta tecnologia. Para isso, foi utilizada a técnica de Revisão Bibliográfica Sistemática (RBS) de forma a padronizar as etapas, relacionando o uso de ferramentas de medição ambiental e tecnológica de comunicações ópticas. Foram encontrados e analisados dois artigos com a temática sobre o uso da ACV (Avaliação do Ciclo de Vida) e o cálculo da Pegada de Carbono, medida que calcula a emissão de **carbono** equivalente emitida na atmosfera na fabricação das fibras ópticas e dos impactos ambientais associados às mesmas. Portanto, a ACV associada ao desenvolvimento de produtos tecnológicos ainda se mostra com uma lacuna de estudos a serem realizados neste sentido para a sustentabilidade na produção tecnológica e alternativas para a minimização ou até mesmo a mitigação de impactos ambientais em seus processos produtivos.

**Palavras-chaves:** Avaliação do Ciclo de Vida, Fibras ópticas, Sustentável.

### Introdução

As redes ópticas constituem a principal infraestrutura física que promove o escoamento do tráfego de informações IP (*Internet Protocol*), ou seja, constitui uma infraestrutura de comunicação, *backbone* (espinha dorsal), das telecomunicações. Trata-se principalmente da evolução das comunicações a longas distâncias, constituindo principalmente as redes de transporte metropolitanas, com grande capacidade de cobertura de enlaces, desde redes de infraestrutura local (*Local Area Networks* – LANs) até as redes de infraestrutura metropolitanas (*Metropolitan Area Networks* – MANs) (KOIKE, 2009; KOIKE, 2010; RASHED, et al. 2016; SIMOVIĆ, 2018).

As fibras ópticas formam o canal pelo qual os dados são transmitidos nas redes ópticas. Estas fibras são constituídas de materiais dielétricos, geralmente compostos por sílica ou polímeros, em uma estrutura cilíndrica de diâmetros comparáveis às de um fio de cabelo humano. No entanto, as fibras ópticas apresentam potenciais significativos de impactos ambientais, já que sua constituição física (capa, revestimento, casca), utiliza uma variedade de compostos químicos, sendo alguns derivados do petróleo. Sua implementação também pode causar diversos impactos ambientais, pois mesmo com diâmetro e peso relativamente menores, quando comparados aos cabos elétricos, seus impactos ainda são significativos, por isso o setor tem sido responsabilizado pelos seu potencial de impacto. Dessa maneira, leis e diretivas são aplicadas em

âmbito nacional e internacional para a gestão dos resíduos sólidos, dentre eles os resíduos eletrônicos. A Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS) (BRASIL, 2010), e o Acordo Setorial firmado entre o Ministério do Meio Ambiente e empresas do setor nacional de eletroeletrônicos (MMA, 2019) determinam a responsabilidade compartilhada dos agentes envolvidos: fabricantes, importadores, distribuidores, comerciantes e consumidores. Outro exemplo, é a diretiva da União Europeia aplicada à equipamentos eletrônicos *Waste Electrical and Electronic Directive* (WEEE) que juntamente com a RoHS (*Restriction of Certain Hazardous Substances*) orientam a gestão dos resíduos eletrônicos e o uso de substâncias perigosas nos processos de fabricação de produtos. Ao mesmo tempo que se observa a importância da temática, há uma quantidade pequena de trabalhos que evidenciam o desempenho ambiental deste produto. Sendo a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) a principal técnica para a medição do desempenho ambiental, este trabalho tem como objetivo identificar o estado da arte, por meio de uma Revisão Bibliográfica Sistemática (RBS) sobre a aplicação da ACV em fibras ópticas, realizando uma varredura de todos os estudos direcionados sobre o tema e fazendo comparações entre o que já foi evidenciado até o presente momento, de maneira criteriosa e replicável.

### Método de Pesquisa

O método de pesquisa empregado neste artigo baseou-se em adaptações do roteiro para a

condução de uma revisão bibliográfica segundo Conforto *et al.* (2011) de uma busca relacionada aos temas ambientais e de desenvolvimento tecnológico. Tratando-se assim de sistematização visa englobar toda a bibliografia da área de sistemas de comunicações ópticas e ACV.

Aplicando-se um rigor científico metodológico com o intuito de buscar referências bibliográficas, os resultados definidos serão representativos o suficiente para evidenciar o ineditismo e a necessidade de estudos relacionados à temática.

Para o desenvolvimento desta RBS foram estabelecidas “Fases” e “Etapas” subsequentes que serão descritas a seguir. Cada fase está fragmentada nas etapas demonstradas pela Figura 1.

**FASE 1 – Entradas:** Nesta fase são estabelecidas as entradas, que são os dados fornecidos para que seja direcionada a pesquisa bibliográfica, restringido assim o problema de pesquisa e principais bases de dados e *Strings* de buscas.

**Etapa I – Problema:** Nesta etapa restringe-se o problema de pesquisa. Para esta RBS busca-se responder quais os estudos relacionados com o uso da ferramenta de ACV (Avaliação do Ciclo de Vida) em fibras ópticas.

**Etapa II – Objetivos:** Esta etapa busca o estabelecimento dos objetivos específicos da

pesquisa bibliográfica. Para a pesquisa em questão os objetivos são caracterizados da seguinte forma:

- a) Identificar e analisar estudos sobre impactos ambientais causados por fibras ópticas;
- b) Identificar e analisar estudos que apresentam as práticas, técnicas e ferramentas para o estudo de ACV;
- c) Identificar e analisar os principais modelos de alternativas para os impactos causados.

**Etapa III – Fontes primárias:** Esta etapa relaciona os principais bancos de dados para o desenvolvimento das buscas por artigos. Foi estabelecida, de maneira arbitrária as seguintes bases de dados: *Web of Science*, *IEEE Xplore Digital Library* e *Portal Periódicos Capes*.

**Etapa IV – Strings de busca:** Os termos de pesquisa foram estabelecidos dentro da temática de análise ambiental, com as principais palavras de interesse: “*Life Cycle Assessment*”, “*Ecofriendly*”, “*Sustainable*”, “*Ecodesign*”, “*Design for Environment*”. No quesito de análise tecnológica, os principais termos selecionados foram: “*Optical Fiber*” e “*Optical Communication Systems*”.

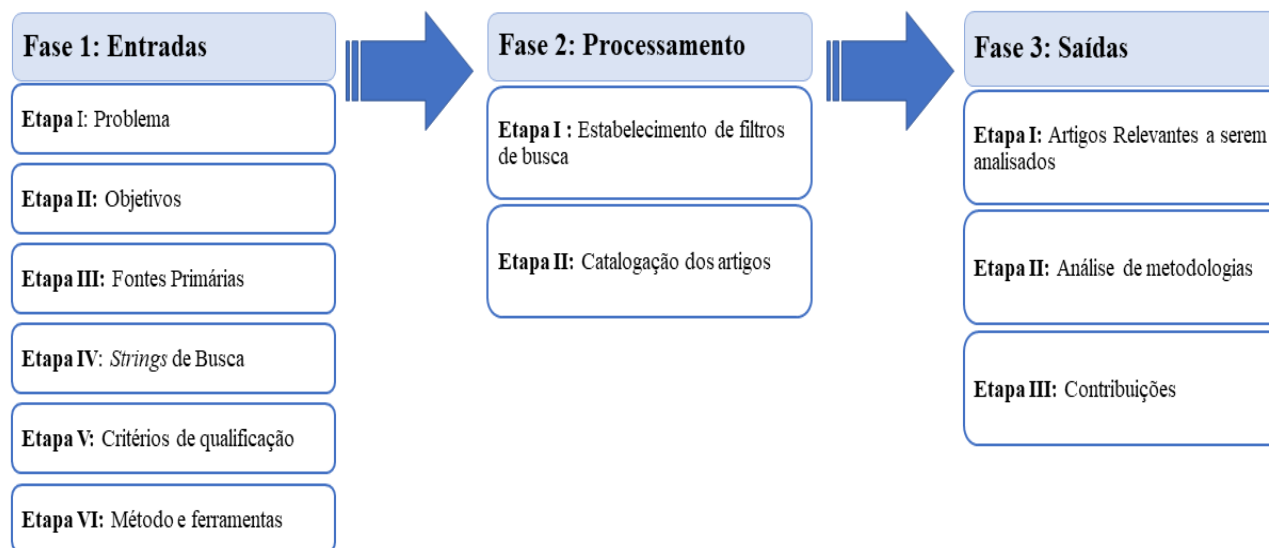
**Etapa V – Critérios de qualificação:** Esta etapa estabelece qual o critério de inclusão de um artigo como aceitável para a pesquisa. Trata-se da delimitação prévia associada a quais artigos respondem à questão da problemática da pesquisa realizada referente às palavras-chave estabelecidas na Etapa IV.

**Etapa VI – Métodos e ferramentas:** Trata-se da determinação da metodologia de buscas sucessivas, utilizando associação entre os termos tecnológicos e ambientais de forma que o resultado de pesquisa seja uma intersecção entre os dois temas. Tais termos foram combinados nas buscas avançadas nas bases de dados escolhidas, com o uso de operadores booleanos de inclusão como o operador “*and*” nas diferentes bases de dados. Os registros das variações de buscas relativas a cada conjunto de *Strings* foram realizados na planilha de controle “*Strings* adaptadas para cada busca”, como mostra na Figura 2. As *Strings* combinadas de forma cruzada proporcionaram um número de artigos a serem analisados para a fase 2 de processamento dos resultados de pesquisa.

**FASE 2 – Processamento dos dados:** Trata-se de fase que determina uma sequência de procedimentos para filtragem e leitura do texto.

**Etapa I – Estabelecimento de filtros de busca:** corresponde a determinação de filtros de leitura provenientes das buscas realizadas a fim de limitar e selecionar artigos pertinentes aos temas selecionados. Os filtros seguem uma ordem sequencial dos seguintes critérios de leitura:

Figura 1: Fases e etapas da RBS



Fonte: Autores.

- a) **Filtro 1** = Leitura do “Título” + Leitura de “Palavras chave” dos artigos selecionados em cada uma das buscas com as diferentes *Strings*. Neste filtro buscou-se identificar a mínima similaridade com a temática, além das palavras chaves relacionadas ao estudo das técnicas de ACV relacionadas com as comunicações ópticas.
- b) **Filtro 2** = Leitura do “Resumo”. Com este filtro buscou-se identificar quais as especificidades dos estudos encontrados.

c) **Filtro 3** = Leitura da “Introdução” + Leitura da “Conclusão”. Neste filtro buscou-se avaliar as técnicas utilizadas relacionadas a temática.

- d) **Filtro 4** = Leitura completa do artigo. Neste filtro buscou-se identificar os conceitos e métricas utilizadas. A cada filtro de leitura, o número de artigos da busca em questão foi restringido, restando apenas aqueles resultados especificamente associados à pesquisa.

**Etapa II – Catalogação dos Artigos:** Após cada busca e submissão dos artigos aos filtros determinados, os que atendiam a temática eram armazenados em “repositório” para leitura e posterior discussão.

**FASE 3 – Saídas:** Nesta fase foram efetuadas as análises em relação aos artigos armazenados no repositório (artigos para análise).

**Etapa I – Artigos Relevantes a serem analisados:** A primeira saída que esta RBS evidencia são os artigos selecionados diretamente relacionados à temática estabelecida de ACV aplicada às fibras ópticas.

**Etapa II – Análise de metodologias aplicadas:** Trata-se da etapa posterior que avaliará as ferramentas utilizadas em cada um deles e as metodologias de análise de resultados.

**Etapa III – Contribuições:** Trata-se da última etapa do levantamento das principais contribuições da RBS realizada, a fim de evidenciar padrões de indicadores e análises em artigos direcionados à temática.

Figura 2: *Strings* associadas a cada busca realizada pela RBS

Strings adaptadas para cada busca		
Busca	String	Base de Dados
1	"Life Cycle Assessment" and "Optical Fiber"	Web of Science
2	"Life Cycle Assessment" and "Optical Fiber"	IEEE Xplore Digital Library
3	"Life Cycle Assessment" and "Optical Fiber"	Portal Periodicos Capes
4	"Optical Fiber" and "Ecofriendly"	Web of Science
5	"Optical Fiber" and "Ecofriendly"	IEEE Xplore Digital Library
6	"Optical Fiber" and "Ecofriendly"	Portal Periodicos Capes
7	"Optical Fiber" and "Sustainable" and "Life Cycle Assessment"	Web of Science
8	"Optical Fiber" and "Sustainable" and "Life Cycle Assessment"	IEEE Xplore Digital Library
9	Avaliação do Ciclo de Vida and Sustentável	Portal Periodicos Capes
10	"Optical Fiber" and "Eco*" and Life Cycle Assessment	web of Science



Figura 3: Formulário 1 de registro de buscas nas bases de dados

FORM 1 - REGISTRO DAS BUSCAS NAS BASES DE DADOS E PERIÓDICOS										
Fonte	Data da Busca	Busca	Total Bruto	Filtro 1	Filtro 2	Tempo 1	Filtro 3	Filtro 3	Tempo 2	Repositório
Web of Science	26/11/2019	1	15	4	2	13/12/2019	2	2	21/01/2020	2
IEEE Xplore Digital Library	13/12/2019	2	4	1	0	-	-	-	-	-
Periodicos Capes	13/12/2019	3	12	1	0	19/01/2020	0	0	21/01/2020	0
Web of Science	13/12/2019	4	6	0	0	-	-	-	-	-
IEEE Xplore Digital Library	18/01/2020	5	7	1	0	-	-	-	-	-
Periodicos Capes	18/01/2020	6	25	0	0	-	-	-	-	-
Web of Science	18/01/2020	7	4	0	0	-	-	-	-	-
IEEE Xplore Digital Library	19/01/2020	8	1	0	0	-	-	-	-	-
Periodicos Capes	20/01/2020	9	30	1	0	-	-	-	-	-
Web of Science	21/01/2020	10	12	0	0	-	-	-	-	-

Fonte: Autores.

## Resultados e Discussão

O uso de ferramentas de controle de busca, considerando a metodologia da RBS, para o levantamento detalhado de artigos relacionados à área otimizou o processamento dos resultados. A seleção das bases de dados foi uma alternativa ao levantamento dos principais periódicos segundo a metodologia de Conforto et al. (2011). O “Form 1”, como mostra a Figura 3, evidencia o número restrito de estudos encontrados em cada etapa da pesquisa e subsequente quantidade de artigos encontrados. Cada busca foi enumerada com base nos termos de pesquisa utilizados. Buscou-se replicar as mesmas *Strings* em cada base de dados a fim de uma varredura completa. Nesta pesquisa, o número de buscas e

as associações entre as *Strings* foram limitadas à medida que a associação entre os termos tecnológicos (“*Optical Fiber*” e “*Optical Communication Systems*”) e os termos ambientais (“*Life Cycle Assessment*”, “*Ecofriendly*”, “*Sustainable*”, “*Ecodesign*”, “*Design for Environment*”) combinados começaram a produzir resultados muito genéricos. Isso se deve principalmente, ao uso excessivo de expressões que sofreram a alteração de seu conceito fundamental dado o uso recorrente. A busca sistematizada, com aplicação dos filtros e critérios resultou na análise de dois artigos que compreendiam o escopo da RBS. O “Artigo 1” PINTO et al. (2017) e “Artigo 2” INAKOLLU et al. (2017), ambos englobando os

impactos causados pelo processo de fabricação de fibras ópticas vítreas.

A abordagem do Artigo 1 foi feita principalmente em relação ao uso da técnica de ACV na avaliação dos impactos ambientais causados pelo processo de fabricação da fibra óptica vítrea. Tal análise foi fundamentada no mapeamento dos principais impactos ambientais como: Potencial de aquecimento global, depleção de metais, mudanças climáticas, materiais particulados e toxicidade humana. Além da proposição de cenários do uso de fontes de energia e matérias primas alternativas, com melhor desempenho ambiental e com propriedades ópticas semelhantes. A principal contribuição desse estudo é o uso da técnica de ACV atrelada a avaliações de produtos tecnológicos como a fibra óptica. Utilizando softwares para avaliação ambiental da fibra, este estudo analisa a fibra óptica desde a extração de matéria prima, que contribui para os impactos ambientais até sua fase efetiva de produção.

Já a análise do Artigo 2 é focada no cálculo da Pegada de Carbono, ou seja, a conversão dos elementos em relação ao carbono equivalente, avaliando os impactos causados na fabricação de fibra óptica relacionados com a emissão de gases do efeito estufa.

Tabela 1: Critérios comparativos dos artigos resultantes da RBS

<b>Requisitos Avaliados</b>	<b>Artigo 1 – “Reducing the environmental impacts of vitreous optical fiber production - A Life Cycle Impact Assessment”</b>	<b>Artigo 2 – “Carbon Footprint Estimation in Fiber Optics Industry: A Case Study of OFS Fitel, LLC”</b>
<b>Nome do Periódico</b>	Journal of Cleaner Production	Sustainability MDPI
<b>Autores</b>	Julian T.M. Pinto, Karen J. Amaral, Susanne Hartard, Paulo R. Janissek, Klaus Helling	Suresh Inakollu, Randy Morin, Ryan Keefe
<b>Ano de Publicação</b>	2017	2017
<b>Instituição do Autor Principal</b>	Université Clermont- Auvergne	ORS Fitel, LLC, Norcross, GA
<b>País</b>	França	Estados Unidos
<b>Objetivos/Resultados Relevantes ao estudo</b>	Evidencia a lacuna de estudos científicos e técnicos sobre o meio ambiente sobre os aspectos ambientais das fibras ópticas	Evidencia informações sobre a variedade de GEE (Gases do Efeito Estufa) nas fibras ópticas vítreas, e fases do processo em que ocorrem as emissões.
<b>Unidade de Análise</b>	Impactos ambientais na produção de fibra óptica vítrea por Deposição de Vapor Químico Modificado (do inglês, MCVD) de 1 km de fibra óptica vítrea.	Quantidade de emissões de carbono equivalente, kg de CO <sub>2</sub> emitido por quilômetro de fibra produzida
<b>Abordagem do ciclo de vida</b>	<i>Cradle -to -gate</i> (do berço ao portão)	<i>Gate-to-gate</i> (do portão ao portão)
<b>Fator de emissão de CO<sub>2</sub></b>	4,81 kg de CO <sub>2</sub> eq. por km de fibra produzida (72,92 kg CO <sub>2</sub> eq. por kg de fibra produzida)	8,02 kg CO <sub>2</sub> eq. por km de fibra óptica
<b>Software para a ACV</b>	Umberto NXT	Não aplicável ao estudo de caso
<b>Métodos de AICV</b>	IPCC e ReCiPe	Não aplicável ao estudo de caso
<b>Principais Impactos Ambientais</b>	Potencial de aquecimento global; Depleção de metais; Mudanças climáticas; materiais particulados; Toxicidade humana	Aspectos ambientais em relação a emissão de gases do efeito estufa
<b>Técnica de ECV</b>	ACV (Avaliação do Ciclo de Vida)	Pegada de Carbono
<b>Observações Relevantes</b>	Avaliação dos impactos de diferentes matérias primas e fontes de energia.	Propões o uso da ACV para uma ampliação da avaliação dos impactos ambientais.

Fonte: Autores.

A contribuição do estudo em questão é em relação a quantidade de emissões de carbono equivalente, emitido por quilômetro de fibra produzida em uma abordagem *gate-to-gate*, ou seja, no processo de fabricação industrial do produto. Os artigos avaliados são complementares, uma vez que a Pegada de Carbono é a metodologia para medição de gases do efeito estufa, enquanto que a ACV uma técnica ampla de avaliação dos potenciais de impactos ambientais, avaliando inclusive a responsabilidade dos fornecedores, através de uma análise *cradle-to-gate*, do berço ao portão, ou seja, desde ao fornecimento até a produção da fibra óptica. Portanto, o uso da ACV para avaliação, não só dos impactos causados pela emissão de CO<sub>2</sub> como também dos impactos causados pelo uso de matérias primas e energia na fabricação das fibras. De maneira comparativa, os resultados relativos às análises dos dois arquivos estão dispostos na Tabela 1. No artigo 1, para a ACV foi utilizado o software Umberto utilizando a base de dados *Ecoinvent* 3.0 para fins de modelagem ambiental, consolidada e verificada com base no Sistema Internacional de Referência do Ciclo de Vida de Referência (ILCD)

## Conclusões

O presente estudo permitiu o uso de uma metodologia, RBS, que possibilitou grande

abrangência e uma otimização dos resultados orientados à temática. Após, o gerenciamento de buscas proporcionou um processamento dos artigos direcionados às evidências de estudos de ACV aplicados às fibras ópticas e uso de ferramentas e indicadores para levantamento dos impactos ambientais causados por essa tecnologia. A análise do material permitiu observar particularidades e lacunas que precisam ainda ser preenchidas em relação a estudos nessas áreas principalmente devido a multidisciplinaridade. Os filtros utilizados foram organizados de forma a varrer estudos específicos que associam comunicações ópticas e desempenho ambiental com o uso técnica de ACV. A quantidade restrita de arquivos evidenciou que o desenvolvimento tecnológico muitas vezes está dissociado do desempenho ambiental dos produtos, como é o caso da produção de fibras ópticas, ou seja, a necessidade de estudos que avaliem tanto a viabilidade técnica quanto a viabilidade ambiental, por isso estudos com tal abrangência multidisciplinar se tornam fundamentais. Observou-se ainda que estudos estão se desenvolvendo para fibras ópticas vítreas, no entanto em relação aos impactos ambientais na fabricação de fibras ópticas plásticas não há ainda estudo de ACV. Assim como, existe a necessidade de estudos direcionados para uma análise

econômica detalhada para avaliação de custos de matérias primas alternativas sem o comprometimento de propriedades ópticas e com maior desempenho ambiental.

## Agradecimentos

De antemão, agradecemos a todos os revisores dos artigos do GCV 2020. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES).

## Referências bibliográficas

- BRASIL, 2010. **LEI nº 12.305, de 2 de Agosto de 2010.** Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos.
- CONFORTO, E. C.; AMARAL, D. C.; SILVA, S. L. D. Roteiro para revisão bibliográfica sistemática: aplicação no desenvolvimento de produtos e gerenciamento de projetos. 8o Congresso Brasileiro de Gestão de Desenvolvimento de Produto - CBGDP. Anais, p.1–12, 2011. Porto Alegre.
- INAKOLLU, S.; MORIN, R.; KEEFE, R. Carbon Footprint Estimation in Fiber Optics Industry: A Case Study of OFS Fitel, LLC. Sustainability, 2017.
- KOIKE, Y.; ASAI, M. The future of plastic optical fiber. NPG Asia Materials, 2009
- KOIKE, Y.; KOIKE K. Progress in Low-Loss and High-Bandwidth Plastic Optical Fibers.
- 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 19 nov 2019.
- PINTO, J.; AMARAL, K.; HARTARD, S.; JANISSEK, P.; HELLING K. Reducing the environmental impacts of vitreous optical fiber production – A Life Cycle Impact Assessment. *Journal of Cleaner Production*, Elsevier, 2017, 165, pp.762-776. [10.1016/j.jclepro.2017.07.141](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.07.141). [hal-02136437](https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02136437)
- RASHED, A. N. Z.; MOHAMED, A. E. A. E. G.; HANAFY, S. A. E. R. S.; ALY, M. H. A comparative study of the performance of graded index perfluorinated plastic and alumino silicate optical fibers in internal optical interconnections. *Optik*, v. 127, p. 9259-9263, 2016. SIMOVIĆ, A.; SAVOVIĆ, S.; DRLJAČA, B.; DJORDJEVIĆ, A. Enhancement of the bandwidth of W-type glass optical fibers in the infrared wavelength region. *Optical Fiber Technology*, v. 45, p. 325–329, 2018.

## ***O Estado da Arte da Avaliação do Ciclo de Vida Aplicada a Baterias de Íon de Lítio***

Marco Aurelio Marcon de Donato<sup>1</sup>

Marcelo Luís Francisco Abbade<sup>1</sup>

José Augusto de Oliveira<sup>1</sup>

Mirian Paula dos Santos<sup>1</sup>

Ivan Aritz Aldaya Garde<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP), São João da Boa Vista  
marco.donato@unesp.br

### **Resumo**

*A presença crescente das baterias de íon de lítio (LIB) em aplicações móveis e estacionárias de armazenamento de energia desperta um grande interesse sobre os impactos ambientais associados à sua produção. Estudos sobre os possíveis impactos ambientais da manufatura de LIBs estão disponíveis na literatura na forma de Avaliações do Ciclo de Vida (ACV), entretanto, estes trabalhos são heterogêneos e seus resultados são de difícil comparabilidade. Além disso, a fonte de dados de Inventário de Ciclo de Vida (ICV), que é essencial para o resultado de pesquisas com este enfoque, geralmente é de origem incerta. Este artigo fornece uma Revisão Bibliográfica Sistemática (RBS) de estudos de ACV em LIBs, com foco no processo de manufatura. Os estudos encontrados com a revisão literária que avaliam explicitamente a produção de LIBs são resumidos; as fontes de dados de inventário são rastreadas; e os principais parâmetros técnicos utilizados em cada estudo são extraídos. Dentre as metodologias de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) adotadas pelos estudos revisados, as que se destacam são ReCiPe, CML, EI99 e ILCD. Já as categorias de impacto mais avaliadas são Potencial de Aquecimento Global (GWP) e Demanda Acumulada de Energia (CED). Em média, a produção de 1 Wh de capacidade de armazenamento de energia está associada a um CED de 328 Wh e causa emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) de 0,11 kgCO<sub>2</sub>-eq. Em*

*consideração à importância dos parâmetros-chave para o desempenho ambiental das LIBs, pesquisas futuras deverão se concentrar em parâmetros como densidade de energia, eficiência interna e vida útil da bateria.*

**Palavras-chaves:** *Bateria de Íon de Lítio, Avaliação do Ciclo de Vida, Inventário do Ciclo de Vida, Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida, Estado da Arte.*

### **I. Introdução**

A eletrificação do setor de transportes e o amortecimento da flutuação na produção de energia elétrica são considerados elementos-chave para uma futura economia de baixo carbono que se baseia principalmente em energias renováveis (Ministerial, 2013). As Baterias de Íon de Lítio (LIB) demonstraram um progresso tecnológico significativo na última década, tornando-se uma tecnologia confiável e ainda com potencial de melhoria (Van Noorden, 2014).

Em aplicações móveis, a LIB já é a tecnologia dominante e sua participação nos sistemas de energia estacionária aumenta constantemente (Strategen Consulting, 2016). LIBs de composições químicas variadas estão amplamente estabelecidas, cada qual com suas vantagens e desvantagens inerentes à sua composição.

A presença crescente das LIBs no cotidiano direcionou atenção a possíveis preocupações ambientais relacionadas à sua produção e descarte (Ritthoff e Schallaböck, 2012).

Esta questão foi abordada repetidamente por pesquisadores e estudos sobre os possíveis

impactos ambientais relacionados a manufatura de LIBs estão disponíveis na literatura.

Para identificar e quantificar o potencial de impacto ambiental, estes estudos aplicaram a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). A ACV é uma metodologia padronizada que quantifica os impactos ambientais de produtos ou processos, levando em consideração todo o ciclo de vida de tal produto ou processo (ISO, 2014).

Os estudos existentes, majoritariamente, concentram-se apenas em tipos específicos de químicas de LIB e todos aplicam, separadamente, seu próprio método de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV).

Estes estudos, geralmente, se baseiam em dados de Inventário do Ciclo de Vida (ICV) de publicações anteriores, além de diferirem significativamente em escopo e nos limites do sistema avaliado. Os resultados de ACV disponíveis na literatura, portanto, diferem significativamente, tornando-se impossível obter uma estimativa confiável do desempenho ambiental de cada química de LIB.

Revisões foram publicadas a esse respeito, entretanto, são comparativamente antigas ou se concentram em veículos elétricos.

O presente artigo realizou uma Revisão Bibliográfica Sistemática (Conforto, Amaral e Silva, 2011) na literatura que aborda os impactos ambientais relacionados a manufatura de LIBs, a fim de fornecer uma visão geral de todos os estudos relevantes nesta área e auxiliar possíveis estudos futuros.

## II. Metodologia de revisão literária

Conduziu-se uma extensa revisão literária para identificar estudos que abordem os impactos ambientais provenientes da manufatura de LIBs. A pesquisa foi realizada nos portais “*Science Direct*” (Elsevier), “*Scopus*” (Elsevier) e “*Google Scholar*” (Google). Foram consideradas as publicações datadas de 2000 a 2019.

Estudos focados apenas em materiais catódicos ou células não comerciais foram excluídos, a fim de preservar a comparabilidade. Para todos os estudos, os resultados publicados são extraídos para o equivalente a manufatura de 1 Wh de capacidade de armazenamento de energia; o que permite a comparação entre estudos que utilizam diferentes unidades funcionais, além do cálculo do valor médio de todos os resultados como uma média genérica para uma determinada química.

Como a revisão proposta se concentra, principalmente, no impacto da manufatura de LIBs, a reciclagem não é considerada, embora isto possa ter uma influência considerável nos resultados.

Os impactos associados à mineração e extração de recursos para os materiais ativos das LIBs são reduzidos pela reciclagem, uma vez que a demanda por novos materiais virgens é reduzida (Nordelöf et al., 2014).

No entanto, o processo de reciclagem está associado, também, a processos específicos

(tratamentos térmico e químico) que podem superar seus efeitos ambientais positivos (Oliveira et al., 2015).

Como nenhuma tecnologia de reciclagem ainda está estabelecida em escala industrial (Weil e Ziemann, 2014) e os benefícios ambientais de tal processo variam fortemente para diferentes tecnologias e diferentes químicas de LIB, a inclusão do processo de reciclagem nesta revisão introduziria incertezas adicionais e, portanto, não contribuiria para o objetivo principal deste estudo.

## III. Resultados da revisão literária

### A. Estudos disponíveis

Um total de 79 publicações foram identificadas com a pesquisa bibliográfica. Destas, 36 fornecem resultados detalhados sobre o processo de manufatura avaliado.

Os 14 estudos que mencionados neste trabalho, bem como os parâmetros mais relevantes utilizados em cada um deles, estão resumidos na Tabela 1. Como pode ser observado, diferentes estudos avaliam diferentes químicas de LIB e adotam diferentes limites de sistema. Além disso, métodos variados de AICV são utilizados, mesmo para uma categoria de impacto semelhante.

Dos estudos listados, 6 avaliam tecnologias avançadas de LIB; 3 incluem o uso de nanomateriais em eletrodos (Kushnir e Sandén, 2011;

Amarakoon, Smith e Segal, 2013; Li et al., 2014), 2 avaliam LIBs de estado sólido (SS) (Lastoskie e Dai, 2015; Troy et al., 2016) e 1 avalia uma LIB com ânodo de lítio (Zackrisson, 2017).

### B. Estrutura de ACV dos estudos revisados

#### i. Objetivo e escopo

Dos 36 estudos contidos na Tabela 1, 16 adotam o limite de sistema *well-to-wheel* (WTW) para a ACV de veículos elétricos, tendo a produção de LIBs apenas como parte do sistema avaliado. Os demais estudos concentram-se explicitamente na manufatura de LIBs.

Estudos sobre LIBs de energia estacionária que incluem a fase de produção como um processo individual são raros (Rydh e Sandén, 2005; McManus, 2012) e classificados como *cradle-to-grave* (CTGr).

Químicas avaliadas para o cátodo incluem Fosfato de Lítio Ferro (LFP), Óxido de Lítio Cobalto (LCO), Óxido de Lítio Manganês (LMO) e óxidos compostos como LCN, NMC e NCA que incluem Níquel, Cobalto, Alumínio e Manganês.

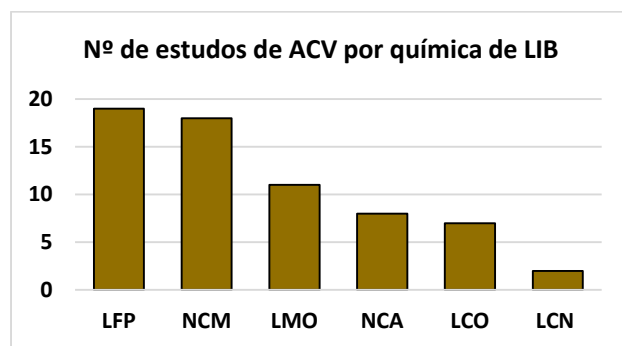
As químicas mais avaliadas, em ordem decrescente, são: LFP, 19 estudos; NMC, 18 estudos; LMO, 11 estudos; NCA, 8 estudos; LCO, 7 estudos; e LCN, 2 estudos. Estes números são ilustrados na Figura 1.

**Tabela 1: Estudos de ACV identificados na revisão bibliográfica.**

<i>Autor</i>	<i>Categoria de Impacto</i>	<i>Química de LIB</i>	<i>AM</i>	<i>LS</i>
Zackrisson et al. (2017)	GWP, ADP; ILCD	LFP-Li	T-D	WTW
Troy et al. (2016)	CED; ILCD <i>Midpoint</i>	LCO-Li (SS)	N/A	CTG
Lastoskie, Dai (2015)	CED, GWP, HTP, PMF, POF, FE, MDP; ReCiPe <i>Midpoint</i>	LCO-C LMO-C NCM-C LCO-C (SS) LMO-C (SS) NCM-C (SS) NCA-C (SS)	B-U	CTG
Dunn et al. (2015)	CED	LNCM-SiC NCM-C LCO-C (SS) LCO-C LFP-C (SS) LFP-C LMO-C	B-U	CTG
Li et al. (2014)	CED; GREET <i>Midpoint</i>	NCM-Si (n)	N/A	CTG
Amarakoon et al. (2013)	CED, ADP, AP, EP, GWP, ODP, ETP, HTP; AICV próprio	LMO-C NCM-C LFP-C	B-U	CTG
McManus (2012)	CED; ReCiPe <i>Midpoint</i>	LFP-C	N/A	CTGr
Majeau-Bettez et al. (2011)	CED; ReCiPe <i>Midpoint</i>	NCM-C LFP-C	T-D	WTW
Kushnir, Sandén (2011)	CED	LCO-C LCN-C LFP-C (n) LCN-LTO (n) LFP-LTO (n)	N/A	CTG
Notter et al. (2010)	CED, GWP, ADP; EI99 <i>Endpoint</i>	LMO-C	B-U	WTW
Zackrisson et al. (2010)	GWP, AP, EP, ODP, POF; CML	LFP-C	T-D	WTW
Hischier et al. (2007)	N/A	LMO-C	T-D	CTG
Rydh, Sandén (2005)	CED	NCA-C	T-D	CTGr
Gaines, Cuenca (2000)	Custo	LMO-C	T-D	CTG

OBS: AM: Abordagem de Manufatura; T-D: *Top-down*; B-U: *Bottom-up*; N/A: Não atribuído; LS: Limite do Sistema; WTW: *Well-to-wheel*; CTG: *Cradle-to-gate*; CTGr: *Cradle-to-grave*; SS: Estado sólido; n: nano-materiais.

**Figura 1: Número de estudos de ACV disponíveis para diferentes químicas de LIB.**



O Carbono (C) é estabelecido, quase exclusivamente, como material do ânodo, normalmente na forma de grafite.

Apenas 3 estudos avaliam ânodos baseados em Titanato de Lítio (LTO), sendo 2 em combinação com cátodos LFP e um com LCN.

Outros três estudos tratam de ânodos de Carbono-Silício (SiC), todos em combinação com cátodos NCM. Por fim, um único estudo se concentra em um ânodo de Lítio (Li).

### ii. Fonte de dados de ICV

A qualidade dos dados de ICV é um fator chave para a confiabilidade dos resultados. Neste sentido, é digna de observação a quantidade limitada de dados originais de ICV dos estudos revisados.

Um total de 15 estudos que utilizam dados próprios de ICV foram identificados. Destes, 7 se baseiam exclusivamente em ICVs originais, os outros 8 reutilizam estes ICVs parcialmente, com anexo de dados próprios.

Os 22 estudos restantes são baseados completamente em ICVs de estudos anteriores. Oito publicações foram identificadas como as principais fontes de dados de ICV para ACVs que avaliam LIBs, são elas: Gaines e Cuenca (2000); Rydh e Sandén (2005); Hischer et al. (2007); Zackrisson, Avellán e Orlenius (2010); Notter et al. (2010); Majeau-Bettez, Hawkins e Strømman (2011); Amarakoon, Smith e Segal (2013); e Dunn et al. (2015).

### iii. Modelagem da demanda de energia de manufatura

Entre os estudos revisados, há uma diferença na modelagem da demanda de energia do processo de manufatura de LIBs. Basicamente, na literatura, duas abordagens diferentes são adotadas.

A abordagem *top-down* (T-D) utiliza dados da concessionária elétrica para uma determinada fábrica de manufatura e depois divide a demanda bruta de energia desta fábrica pela quantidade de produtos produzidos por ela.

A abordagem *bottom-up* (B-U), além dos dados da concessionária, utiliza considerações teóricas para certos processos-chave da linha de produção e extrapola todo o consumo de energia da fábrica com base nesses processos.

Ambas as abordagens afetam o cálculo da demanda de energia do processo de manufatura de LIBs. A discrepância entre as abordagens atinge até uma ordem de magnitude, esta discordância, ainda, é propagada por estudos que se baseiam em dados dos ICVs correspondentes.

### iv. Metodologias de AICV aplicadas

Os estudos revisados concentram-se, principalmente, na demanda de energia e nas emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE).

O Potencial de Aquecimento Global (GWP) é a categoria mais avaliada; em 24 estudos. Em seguida, a Demanda Acumulada de Energia (CED) aparece em 19 publicações.

Categorias adicionais estão presentes em 16 estudos, as que mais se destacam são Depleção Abiótica (ADP), Acidificação (AP), Eutrofização (EP), Toxicidade Humana (HTP) e Depleção de Ozônio (ODP).

Outras categorias de impacto são usadas apenas ocasionalmente e consideradas em menor frequência.

As metodologias de AICV adotadas para quantificar estes impactos são ReCiPe, 4 estudos; CML, 3 estudos; EI99, 3 estudos; e ILCD, 2 estudos. Além de 4 estudos que utilizaram métodos próprios e 1 estudos que combina CML e EI99.

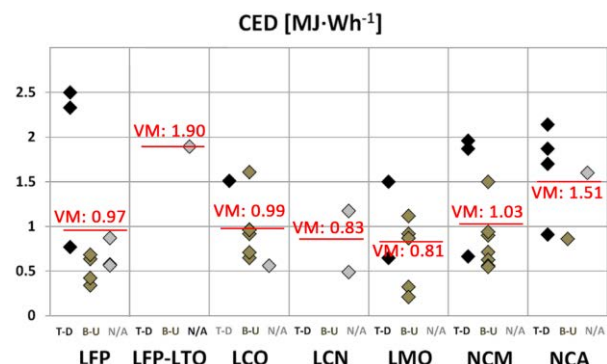
Exceto pelos 3 estudos de EI99 que adotaram indicadores *endpoint*, todos os estudos revisados adotaram indicadores *midpoint*.

### C. Resultados de ACV dos estudos revisados

#### i. Demanda de energia da manufatura de LIBs

A Figura 2 mostra os resultados de CED para diferentes químicas de LIB, divididos entre as abordagens de demanda de energia do processo de manufatura.

**Figura 2: CED para diferentes químicas de LIB (Peters et al., 2017).**



OBS: T-D: *Top-down*; B-U: *Bottom-up*; N/A: Não atribuído; VM: Valor médio; Figura adaptada (tradução).

O CED médio geral para produzir 1 Wh de capacidade de armazenamento é de 1,182 MJ (328 Wh), embora o CED varie em até uma ordem de magnitude em diferentes estudos que avaliam uma mesma química.

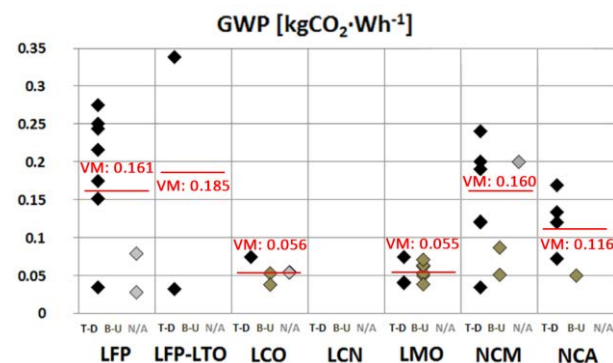
Esta variação é fruto das altas incertezas associadas às abordagens T-D e B-U; a abordagem T-D tende a resultar em valores maiores de CED, já a abordagem B-U resulta em valores menores.

## ii. Impactos ambientais da manufatura de LIBs

Como alguns estudos adotam diferentes metodologias de AICV, seus resultados são fornecidos em unidades de medida diferentes para determinadas categorias de impacto; e não podem ser comparados prontamente. Portanto, são ilustrados apenas os resultados de estudos que utilizam a mesma unidade de medida que a maioria.

GWP (Figura 3) é a categoria de impacto mais avaliada. As emissões médias de GEE associadas à produção de 1 Wh de capacidade de armazenamento são 0,11 kgCO<sub>2</sub>-eq.

**Figura 3: GWP para diferentes químicas de LIB (Peters et al., 2017).**



OBS: T-D: *Top-down*; B-U: *Bottom-up*; N/A: Não atribuído; VM: Valor médio; Figura adaptada (tradução).

O quadro geral obtido para as categorias ADP e AP é semelhante aos de CED e GWP. Para estas categorias, LIBs do tipo LFP e NCM causam impactos comparativamente maiores, já as LMO são responsáveis por impactos menores.

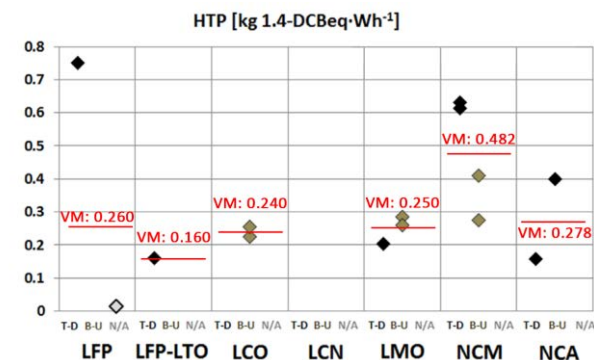
Nestes casos, a demanda por energia fóssil é o principal fator para os impactos ambientais. Ou seja, os impactos destas categorias dependem fortemente da matriz energética considerada na avaliação; e em quase todos os estudos, o *mix* de eletricidade mostra uma parcela de energia fóssil de 50% a 70%.

A influência da abordagem escolhida para modelar o processo de manufatura, também, deve ser considerada. Para LIBs de LFP e NCA, por exemplo, estudos que adotam a abordagem

T-D elevam o valor médio dos resultados de CED e GWP; já estudos com abordagem B-U obtêm valores significativamente menores.

Para categorias de toxicidade, como HTP (Figura 4), o modelo de manufatura é menos relevante, pois a extração de matéria-prima e a produção de recursos desempenham um papel mais significativo nesta categoria. Aqui, LFP tem seu melhor resultado, atribuível à ausência de materiais como Níquel ou Cobalto em sua composição; materiais cuja mineração e produção causam impactos significativos de toxicidade.

**Figura 4: HTP para diferentes químicas de LIB (Peters et al., 2017).**



OBS: T-D: *Top-down*; B-U: *Bottom-up*; N/A: Não atribuído; VM: Valor médio; Figura adaptada (tradução).

## IV. Considerações finais

O presente trabalho identificou um total de 79 ACVs que identificam e quantificam os impactos ambientais associados à manufatura de LIBs. Destas, 36 fornecem informações suficientes para representar seus resultados em função da



produção de 1 Wh de capacidade de armazenamento de energia elétrica.

Os estudos revisados, em sua maioria, não fornecem ICVs próprios e se baseiam em dados de trabalhos anteriores. Desta forma, a base de dados originais de ICV é comparativamente limitada, com apenas algumas publicações fornecendo dados de inventário para todos os estudos existentes.

Para todas as químicas de LIB, as emissões médias de CED são da ordem de 328 kWh, já as emissões médias de GEE são 110 kgCO<sub>2</sub>eq; ambas considerando a produção de 1 kWh de capacidade de armazenamento. Estas são as categorias de impacto ambiental que concentram o maior número de estudos, outras categorias são quantificadas em menor frequência, apesar de possuírem alta importância relativa; destacam-se as categorias de toxicidade, acidificação e aspectos de esgotamento de recursos.

Parâmetros de desempenho das LIBs como ciclo de vida, eficiência interna e densidade de energia são igualmente relevantes para o desempenho ambiental do ciclo de vida das baterias, embora muitas vezes sejam modelados de maneira muito simplificada ou até desconsiderados.

Curiosamente, o modelo da demanda de energia de manufatura tem a maior influência no desempenho ambiental final da produção de LIBs. Consequentemente, futuros estudos de ACV sobre LIBs deverão considerar detalhadamente a modelagem da demanda de

energia de fabricação, a eficiência interna da bateria e sua vida útil.

## Agradecimentos

De antemão, agradecemos a todos os revisores dos artigos do GCV 2020.

## Referências bibliográficas

MINISTERIAL, Clean Energy. Electric Vehicle Initiative and International Energy Agency, "Global EV Outlook-Understanding the Electric Vehicle Landscape to 2020", April 2013. 2013.

VAN NOORDEN, Richard. The rechargeable revolution: A better battery. *Nature News*, v. 507, n. 7490, p. 26, 2014.

STRATEGEN CONSULTING, L. L. C. DOE Global Energy Storage Database. Sandia National Laboratories: Livermore, CA, USA, 2016.

RITTHOFF, Michael; SCHALLABÖCK, Karl Otto. Ökobilanzierung der Elektromobilität Themen und Stand der Forschung. Teilbericht Ökobilanzierung, Wuppertal, 2012.

ISO. ISO/TS 14072: Environmental management—Life cycle assessment—Requirements and guidelines for organizational life cycle assessment. 2014.

CONFORTO, Edivandro Carlos; AMARAL, Daniel Capaldo; SILVA, SL da. Roteiro para revisão bibliográfica sistemática: aplicação no desenvolvimento de produtos e gerenciamento de projetos. Trabalho apresentado, v. 8, 2011.

OLIVEIRA, Luis et al. Key issues of lithium-ion batteries—from resource depletion to environmental performance indicators. *Journal of cleaner production*, v. 108, p. 354-362, 2015.

WEIL, Marcel; ZIEMANN, Saskia. Recycling of traction batteries as a challenge and chance for future lithium availability. In: *Lithium-Ion Batteries*. Elsevier, 2014. p. 509-528.

KUSHNIR, Duncan; SANDÉN, Björn A. Multi-level energy analysis of emerging technologies: a case study in new materials for lithium ion batteries. *Journal of Cleaner Production*, v. 19, n. 13, p. 1405-1416, 2011.

AMARAKOON, Shanika; SMITH, Jay; SEGAL, Brian. Application of life-cycle assessment to nanoscale technology: Lithium-ion batteries for electric vehicles. 2013.

LI, Bingbing et al. Life cycle environmental impact of high-capacity lithium ion battery with silicon nanowires anode for electric vehicles. *Environmental science & technology*, v. 48, n. 5, p. 3047-3055, 2014.

LASTOSKIE, Christian M.; DAL, Qiang. Comparative life cycle assessment of laminated and vacuum vapor-deposited thin film solid-state batteries. *Journal of Cleaner Production*, v. 91, p. 158-169, 2015.

TROY, Stefanie et al. Life Cycle Assessment and resource analysis of all-solid-state batteries. *Applied energy*, v. 169, p. 757-767, 2016.

ZACKRISSON, Mats. Life cycle assessment of long life lithium electrode for electric vehicle batteries: cells for Leaf, Tesla and Volvo bus. 2017.

DUNN, J. B. et al. Material and energy flows in the production of cathode and anode materials for lithium ion batteries. Argonne National Lab.(ANL), Argonne, IL (United States), 2015.

PETERS, Jens F. et al. The environmental impact of Li-Ion batteries and the role of key parameters—A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 67, p. 491-506, 2017.

MCMANUS, Marcelle C. Environmental consequences of the use of batteries in low carbon systems: The impact of battery production. *Applied Energy*, v. 93, p. 288-295, 2012.

MAJEAU-BETTEZ, Guillaume; HAWKINS, Troy R.; STRØMMAN, Anders Hammer. Life cycle environmental assessment of lithium-ion and nickel metal hydride batteries for plug-in hybrid and battery electric vehicles. *Environmental science & technology*, v. 45, n. 10, p. 4548-4554, 2011.

NOTTER, Dominic A. et al. Contribution of Li-ion batteries to the environmental impact of electric vehicles. 2010.

ZACKRISSON, Mats; AVELLÁN, Lars; ORLENIUS, Jessica. Life cycle assessment of lithium-ion batteries for plug-in hybrid electric vehicles—Critical issues. *Journal of Cleaner Production*, v. 18, n. 15, p. 1519-1529, 2010.

SAMARAS, Constantine; MEISTERLING, Kyle. Life cycle assessment of greenhouse gas emissions from plug-in hybrid vehicles: implications for policy. 2008.

HISCHIER, Roland et al. Life cycle inventories of electric and electronic equipment: production, use and disposal. Final reportecoinvent Data v2. 0, v. 18, 2007.

RYDH, Carl Johan; SANDÉN, Björn A. Energy analysis of batteries in photovoltaic systems. Part I: Performance and energy requirements. *Energy conversion and management*, v. 46, n. 11-12, p. 1957-1979, 2005.

GAINES, Linda; CUENCA, Roy. Costs of lithium-ion batteries for vehicles. Argonne National Lab., IL (US), 2000.

## Revisão Bibliográfica sobre a Avaliação do Ciclo de Vida dos Eletrônicos no Brasil

Ana Letícia Coradi<sup>1</sup>

José Augusto de Oliveira<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”(UNESP), São João da Boa Vista. [alcoradi@gmail.com](mailto:alcoradi@gmail.com)

### Resumo

*As tecnologias e os produtos eletrônicos demandam ações e medidas para a prevenção e redução de seus impactos ambientais, o que por sua vez, requer pesquisas aprofundadas e aplicadas. A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) possibilita a identificação dos pontos com principais impactos ambientais e permite tomadas de decisão para melhoria do desempenho ambiental dos produtos. No entanto, nota-se uma quantidade relativamente baixa e pouco detalhada de estudos de ACV aplicados aos eletrônicos. Assim, este artigo teve como objetivo geral identificar as barreiras observadas na implantação da ACV no setor produtivo eletrônico brasileiro, classificando-se como uma pesquisa exploratória e descritiva. Para isso foi levantado o estado da arte sobre a aplicação da ACV no setor eletrônico por meio de uma Revisão Bibliográfica Sistemática (RBS). Com este estudo espera-se identificar: as barreiras e dificuldades para a aplicação de ACV em produtos eletrônicos; os principais Inventários do Ciclo de Vida (ICV) destes produtos encontrados na literatura; os principais sistemas de produto e seus processos envolvidos; os métodos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV); os principais hotspots identificados e analisados; e quais as principais técnicas e ferramentas de EGCV aplicadas à este setor produtivo e quais foram os principais resultados obtidos, como os principais hotspots e técnicas de Engenharia e Gestão do Ciclo de Vida (EGCV).*

**Palavras-chaves:** ACV, eletrônicos, estado-da-arte, AICV.

### Introdução

Com a demanda de produção de eletrônicos e, por conseguinte seu descarte há uma área vasta a ser estudada sobre a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), já que seu ciclo vem diminuindo por conta da evolução tecnológica. O progresso da conscientização ambiental e as exigências legais têm aumentado a procura por técnicas que lidem com impactos associados aos produtos. Pode-se levar em conta o lado econômico também, onde se nota uma grande transformação em que torna os eletrônicos um elemento impulsionador para tal.

A ACV tem o papel de contribuir na identificação dos pontos com principais impactos ambientais e permite tomadas de decisão para a implementação de técnicas e ferramentas de Engenharia e Gestão do Ciclo de Vida (EGCV). As suas diretrizes são especificadas na norma 14044(2009). É importante ressaltar que a abrangência da ACV pode variar consideravelmente dependendo do objetivo a ser estudado. Quando se depara com o setor eletrônico, a aplicação da técnica se torna mais complexa por ainda se tratar de produtos com limitações de dados fornecidos e limitações em parcerias, e por ser uma cadeia produtiva complexa e de muitos e diferentes níveis.

Pode-se dizer que a ACV é a compilação e avaliação das entradas, das saídas e dos potenciais impactos ambientais de um sistema de produto ao longo de seu ciclo de vida (ABNT, 2009). A ACV é composta por quatro fases, definição de objetivo e escopo, análise de inventário, avaliação de impacto e por fim a interpretação.

Na terceira fase da ACV, mais conhecida como Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV), tem-se como objetivo avaliar a importância ambiental dos resultados do inventário através de modelos e fatores. Segundo Mendes, Bueno e Ometto (2013). Os principais métodos de AICV foram destacados na Tabela 1.

Esses métodos estão integrados as bases de dados e implementados aos softwares de ACV (PIZZOL, 2011). A inexistência de um método de AICV específico para o Brasil implica em dificuldades para elaboração da ACV (Piekarski, 2013).

**Tabela 1: Métodos AICV. (Mendes, Bueno e Ometto, 2013).**

Método	Nível de Avaliação
CML 2002	<i>Midpoint</i>
Eco-Indicator 99	<i>Endpoint</i>
Ecological Scarcity	Combinado
EDIP 1997	<i>Midpoint</i>
EDIP 2003	<i>Midpoint</i>
ESP 2000	<i>Endpoint</i>
IMPACT 2002+	Combinado
LIME	Combinado
LUCAS	<i>Midpoint</i>
MEEuP	<i>Midpoint</i>
ReCiPe	Combinado
TRACI	<i>Midpoint</i>
USEtox	<i>Midpoint</i>
IMPACT World +	Combinado

### Objetivos

Este artigo tem como objetivo geral identificar as barreiras observadas na implantação da ACV no setor produtivo eletrônico classificando-se como uma pesquisa exploratória e descritiva.

A realização desta pesquisa irá colaborar com a identificação de pontos potenciais de melhoria, tornando possível a melhoria de certas limitações para assim dar maior respaldo aos

resultados encontrados e por consequência as tomadas de decisão.

Como objetivos específicos deste estudo espera-se identificar:

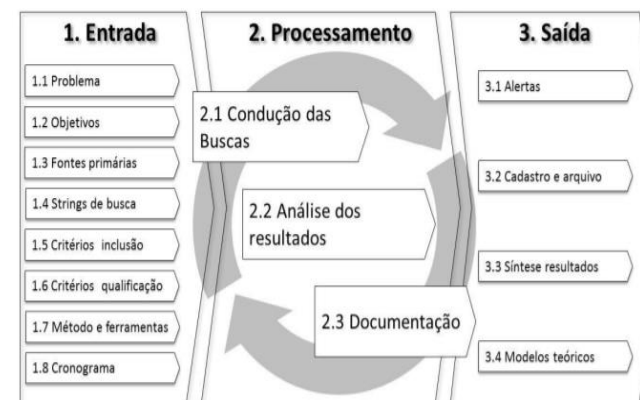
- As barreiras e dificuldades para a aplicação de ACV em produtos eletrônicos;
- Os principais Inventários do Ciclo de Vida (ICV) de tais produtos encontrados na literatura;
- Os principais sistemas de produto e seus processos envolvidos;
- Os métodos de AICV;
- Os principais *hostspots* identificados e analisados; e
- Quais as principais técnicas e ferramentas de EGCV aplicadas a este setor produtivo.

### Método de pesquisa

Foi realizada uma Revisão Bibliográfica Sistemática (RBS) para levantar o estado da arte sobre aplicação da ACV no setor eletrônico. De onde foi absorvido os dados como suas dificuldades para aplicação da técnica, ICV utilizados, métodos de AICV, os principais *hostposts* e as técnicas e ferramentas de EGCV aplicadas.

A RBS está organizada em fases e etapas e possui 15 etapas distribuídas em 3 fases (Entrada, Processamento e Saída), como ilustrado na Figura 2.

**Figura 2: Modelo para a condução da RBS de Conforto e Amaral. (Conforto e Amaral, 2011)**



Na primeira fase, foi definida inicialmente como problema para essa revisão bibliográfica a quantidade relativamente baixa e detalhada de estudos de ACV na área de eletrônicos. Como fonte de dados foram utilizadas as bases de dados CAPES e Scielo, após a elaboração da *string*, foi-se utilizado como palavras-chave finais: *ACV, eletrônicos, telecomunicações, AICV*. Deve-se destacar que os critérios de inclusão foram o método e a abordagem de ACV.

A segunda fase se dá através de um processo iterativo:

- 1º Busca por periódico;
- 2º Leitura do título, resumo e palavras-chave;

- 3° Leitura introdução e conclusão;
- 4° Leitura completa;
- 5° Catalogação de artigos.

A terceira fase é um processo para arquivo, estudo passo a passo, gerenciamento e resumo dos materiais encontrados. Isso é apresentado, à seguir, em resultados e discussões.

### Resultados e Discussões

A Tabela 2 apresenta a população inicial de artigos encontrada e a amostra final após a aplicação do método de RBS informado. **Tabela 2: Relação entre buscas de artigo.**

Artigos	Número de Artigos
Total de artigos encontrados	57
Classificação de artigos	32
Artigos que se enquadram	7

Na Tabela 3 pode-se notar qual o artigo, seu método, o país e a abordagem aplicada.

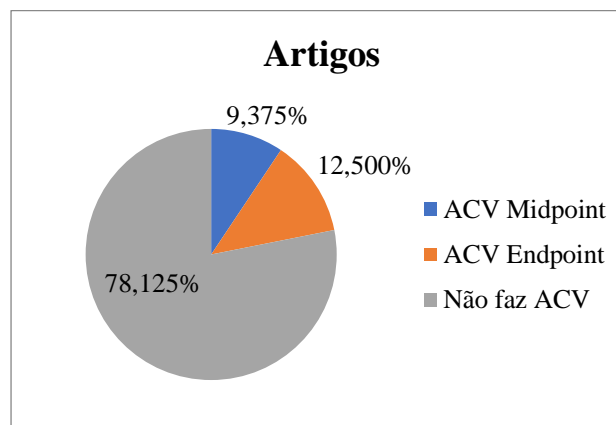
**Tabela 3: Métodos e abordagens.**

Artigo	Método	País	Abordagem
Silva, Estrela. (2011).	Ecoindicator 99	Europa	Endpoint
Yang et al. (2019).	ReCiPe	China	Midpoint
Ochoa et al (2019).	CHA	EUA	Midpoint
Ziemińska-Stolarska, Barecka, Zbiciński. (2017).	ReCiPe	GLO	Endpoint

Ma, Zhu, Chan. (2017).	ReCiPe	GLO	Endpoint
Cruz-Sotelo, et al.	CML2000	GLO	Endpoint
Hicks (2018).	EIO-LCA	GLO	Midpoint

Em complemento com a Tabela 1 e a Tabela 2, pode-se analisar através da Figura 3, que apesar da técnica de ACV ter origem próxima à década de 1960, encontrando-se difundida em muitos países, como é destacado por Willers, Rodrigues e Silva (2013), na área de eletrônicos ainda é pouco aplicada.

**Figura 3: Gráfico dos artigos encontrados.**



Ao fazer uma análise cuidadosa de cada artigo que se enquadrou na proposta buscada inicialmente, pôde-se perceber a grande lacuna referente à aplicação da ACV em eletrônicos e principalmente de artigos desse tipo no Brasil, já que não foram encontrados.

Outra situação perceptível através da Tabela 3, é que o método mais utilizado por tais artigos é o ReCiPe, método que integra as abordagens *midpoint* e *endpoint*, abordando mudança climática, depleção de ozônio, acidificação terrestre, eutrofização aquática de água doce, eutrofização aquática marinha, toxicidade humana, formação de oxidantes fotoquímicos, formação de matéria particulada, ecotoxicidade terrestre, ecotoxicidade aquática de água doce, ecotoxicidade aquática marinha, radiação ionizante, uso de solo agrícola, uso do solo urbano, transformação de terra natural, esgotamento de recursos fósseis, esgotamento de recursos minerais e esgotamento de recursos de água doce (Mendes, Bueno, Ometto, 2013).

Ao atentar-se aos artigos enquadrados de forma separada e única, pôde-se dividi-los em dois grupos, os que fazem ACV com abordagem *endpoint* e os *midpoint*. É de grande ressalva que nem sempre a abordagem *midpoint* é uma escolha e sim uma necessidade, já que como cita Schinella (2013), para multitarefas, comum na função de eletrônicos, é difícil alocar impactos corretamente para cada tarefa.

Silva e Estrela (2011) citam que há dificuldade em alcançar níveis de confiança aceitáveis para

os consumidores. Seus estudos permitem concluir que a reutilização de componentes elétricos e eletrônicos (CEE) apresentam benefícios ambientais, contudo, ainda há impactos significantes na saúde humana.

Yang et al. (2019) destacam a disponibilidade limitada do banco de dados, ainda que, a pesquisa é feita no âmbito chinês. Este estudo avalia os impactos ambientais do ciclo de vida do *mobile power bank*, comparando o desempenho ambiental em dois tipos de baterias, a de íon lítio (LIB) e a de polímero de íon lítio (LIPB), destacando que a produção de baterias é o maior contribuinte para os impactos ambientais e a análise de sensibilidade mostra que descobrir um ponto ideal de aposentadoria de tal reduz a utilização de eletricidade e o potencial de mudança climática.

No artigo de Nordelöf, Atalo e Söderman (2019), que representa um LCI completo de uma unidade inversora eletrônica de potência automotiva típica destinada ao controle do motor de tração ressalta que a dificuldade é de se obter a relação entre a composição de massa, conjunto de dados adicionais para requisitos elétricos básicos e a real função do componente

eletrônico, e portanto, a definição de sua unidade funcional.

De forma semelhante os autores do terceiro artigo apresentado na Tabela 3, observam uma limitação em 20% da massa dos produtos químicos, o que poderia representar uma fonte potencialmente significativa de impacto. O artigo de Ochoa et al. (2019), ao utilizar o método abordagem analítica da avaliação do risco químico avalia sistematicamente uma gama completa de saúde humana e traços de risco físico associados a produtos químicos. Esta análise mostrou que é importante explorar não só o uso da eletricidade nas instalações para componentes, mas o uso da água e produtos químicos, já que também são áreas de proteção ambiental.

Ziemińska-Stolarska, Barecka, Zbiciński. (2017), cita que na maioria dos métodos de avaliação de impacto de ciclo de vida, há três principais áreas: qualidade do ecossistema, saúde humana e esgotamento dos recursos naturais, por esse motivo a escolha do método ReCiPe.

Ma, Zhu, Chan. (2017), comprovam através da ACV que o *smartwatch* é um produto ecológico, que cumpre os requisitos ambientais,

já que os impactos ambientais encontrados são baixos durante todo o ciclo de vida. Por outro lado causam diminuição significativa de matais e fósseis.

As características propostas pelo método CML (2000), utilizado por Cruz-Sotelo, et al. (2014), são esgotamento abiótico, acidificação, aquecimento global (pegada de carbono), destruição da camada de ozônio, eutrofização e oxidação fotoquímica. Através do estudo realizado, chegaram a conclusão que os componentes que mais impactam o ambiente é a bateria e a placa de circuito impresso (PCI).

O método utilizado em Hicks (2018), recebe insumos em termos econômicos e no setor da indústria considerado, fazendo com que os impactos sejam feitos setorialmente. Este trabalho encontrou que existe um potencial econômico significativo de energia para multifuncionalidade dos dispositivos, ilustrando, assim, o potencial das funções dos dispositivos multifuncionais para reduzir o impacto ambiental geral de um serviço.

Ao analisar os objetivos específicos propostos, pôde-se perceber que foram identificadas as barreiras e dificuldades da aplicação de ACV em eletrônicos destacando-se a limitação de

dados dos componentes e das próprias bases de dados, bem como, os métodos de AICV, já que não existe um método próprio de AICV no Brasil, os principais *hostpots*, dado que apesar dos estudos serem feitos regionalmente, a região utilizada é global, posto que a cadeia produtiva de eletrônicos é global. e as principais técnicas e ferramentas de EGCV. Porém, ainda fica para próximos estudos a pesquisa aprofundada dos principais ICVs dos produtos eletrônicos.

### Conclusões

Este artigo foi desenvolvido com o objetivo de identificar as barreiras observadas na implantação da ACV no setor produtivo eletrônico brasileiro, porém ao levantar o estado da arte sobre a aplicação da ACV no setor eletrônico foi perceptível a imensa lacuna no setor em todo o mundo, mas principalmente no Brasil, por não possuir uma base de dados inteiramente brasileira. Deste modo, o objetivo da pesquisa foi alcançado, tendo sido encontrados poucos artigos enquadrados no objetivo desta pesquisa.

Outra barreira observada foi o comportamento “caixa-preta” dos processos, fluxos e dados dos ICVs, já que o banco de dados não foi diretamente aparente e/ou disponibilizado,

indicando a necessidade de publicação de ICVs para a cadeia produtiva de eletrônicos, que em sua maioria tem abrangência global.

A maioria dos artigos classificados aponta que os principais *hotspots* são atribuídos à fase de produção industrial. Esta constatação pode ser consequência de mais destaque feito à etapa de manufatura pelas pesquisas analisadas, seguindo uma tendência geral de outros tipos de produtos e setores produtivos. Por outro lado, há poucas técnicas de EGCV apresentadas, entre elas está a reutilização de componentes eletrônicos através da reciclagem e ecoinovação de produtos.

Independentemente disso, há grandes contribuições para a pesquisa da ACV sobretudo em eletrônicos, como ajuda no entendimento de AICVs, e as limitações de ACV para eletrônicos. Para futuras pesquisas relacionadas a esse tema é recomendado maior aprofundamento nas bases de dados utilizadas e suas limitações e a aplicação de ACV em componentes eletrônicos para alimentação dos bancos de dados internacionais e nacionais.

### Agradecimentos

Agradecemos à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP)

pelo apoio financeiro ao projeto regular Processo 2017/06535-4 e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ) pela bolsa ofertada para pesquisa.

### Referências bibliográficas

- Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT. (2009a). NBR ISO 14040: Gestão Ambiental - Avaliação do Ciclo de Vida - Princípios e Estrutura. Rio de Janeiro.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT. (2009b). NBR ISO 14044: Gestão Ambiental - Avaliação do Ciclo de Vida - Requisitos e Orientações. Rio de Janeiro.
- Braga, T. E. N., Simeão, E. L. M. S. A informação tecnológica no Brasil. *Inf. & Soc.:Est.*, João Pessoa, v.28, n.3, p. 287-304, set./dez. 2018.
- CONFORTO, E.C., AMARAL, D.C., SILVA, S.L., 2011. Roteiro para revisão bibliográfica sistemática: aplicação no desenvolvimento de produtos e gerenciamento de projetos. 8º Congresso Brasileiro de Gestão de Desenvolvimento de Produto.
- Cruz-Sotelo, S. E., Ojeda-Benitez, S., Aguilar-Virgen, Q., Taboada-González, P. A., Santillán-Soto, N., García-Cueto, O. R., Aguilar-Villanvicencio, O. La huella del carbono durante el ciclo de vida del teléfono celular. 2014.
- Hamdoun, H., Alzubi, J. A., Alzubi, O. A., Mangeni, S. Key Economic and Environmental Perspectives on Sustainability in the ICT Sector. *Middle-East Journal of Scientific Research*. 2014.
- Hicks, A. L. Saving energy through multifunctional consumer products: an analysis utilizing current literature and life cycle assessment methodology. *Int J Life Cycle Assess.* 2018.
- Ma, M.M.M., Zhu, Z., Chan, Y. C. Environmental Impact Analysis of Smartwatch Using SimaPro8 Tools and Energy Dispersive X-Ray Spectroscopy (EDX) Technique. *Electronics Packaging Technology Conference*. 2017
- Makkar, H. Green telecom layered framework for calculating carbon footprint of telecom network. *IJRET: International Journal of Research in Engineering and Technology*. 2013

- Mendes, N. C., Bueno, C., Ometto, A. R. Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: revisão dos principais métodos. *Production*, xx(x), xx-xx. 2013.
- Nordelöf, A., Alatalo, M., Söderman, M. L. A scalable life cycle inventory of an automotive power electronic inverter unit—part I: design and composition. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 2019.
- Nordelöf, A., Alatalo, M., Söderman, M. L. A scalable life cycle inventory of an automotive power electronic inverter unit—part II: manufacturing processes. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 2019.
- Ochoa, M. L. A., He, H., Schoenung, J. M., Helminen, E., Okrasinski, T., Schaeffer, B., Smith, B., Davignon, J., Marcanti, L., Olivetti, E.A. Design parameters and environmental impact of printed wiring board manufacture. *Journal of Cleaner Production*. 2019.
- Pereira, D. L. A gestão ambiental como diferencial de competitividade para as organizações empresariais modernas..
- Pereira, L. A. P. Sempre disponível: a sustentabilidade da comunicação por telefonia celular. 10º Interprogramas de mestrado faculdade Cásper Líbero.
- PIEKARSKI, C. M. Proposta de melhoria do desempenho ambiental associado ao ciclo de vida da produção do painel de madeira MDF. 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia de produção), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Ponta Grossa, 2013.
- Schinella, S. Telecommunications et économies d'énergie. 24èmes Journées Scientifiques de l'Environnement - La transition écologique des mégapoles, Feb 2013, Créteil, France.
- Silva, D. A. L. Filleti, R. A. P., Pavan, A. L. R., Silva, E. J., Ometto, A. R. Avaliação do ciclo de vida com foco na melhoria ambiental de processos de manufatura. IV CONGRESSO BRASILEIRO SOBRE GESTÃO PELO CICLO DE VIDA. 2014
- Silva, E. J., Estrela, M. A. Alternativas para a valorização de resíduos de equipamentos eléctricos e electrónicos – A reutilização de componentes electrónicos segundo uma abordagem de avaliação de ciclo de vida. Conference paper, 2011.
- Trimí, S., Park, S. H., Green IT: practices of leading firms and NGOs. *Serv Bus*. 2013.
- Uddin, M., Rahman, A. A., Memon, J. Carbon sustainability framework to reduce CO2 emissions in data centres. *Int. J. Green Economics*, Vol. 5, No. 4, 2011
- Willers, C. D., Rodrigues, L. B., Silva, C. A. Avaliação do ciclo de vida no Brasil: uma investigação nas principais bases científicas nacionais. *Produção*, v. 23, n. 2, p. 436-447, abr./jun. 2013
- Yang, J., Gu, F., Guo, J., Chen, B. Comparative Life Cycle Assessment of Mobile Power Banks with Lithium-Ion Battery and Lithium-Ion Polymer Battery. *Sustainability*, 2019.
- Ylä-Mella, J. Pongrácz, E., Tanskanen, P., Keiski, R. L. Environmental Impact of Mobile Phones: Material Content. Conference Paper · March 2007
- Ziemińska-Stolarska, A., Barecka, M., Zbiciński, I. Effect of replacement of tin doped indium oxide (ITO) by ZnO: analysis of environmental impact categories. *Web of Conferences*. 2017
- Zocche, L. Identificação das limitações da ACV sob a ótica de pesquisas acadêmicas. 2014.

## **Simulação e Avaliação de impactos ambientais de processos de extração de amido da amêndoa da manga**

Ednaldo Benício de Sá Filho<sup>1</sup>

Anne Karolyne Pereira da Silva<sup>1</sup>

Maria Cléa Brito de Figueirêdo<sup>2</sup>

Alexandre Nunes Cardoso<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Universidade Federal do Ceará  
ednaldo-bsf@hotmail.com

<sup>2</sup> Embrapa Agroindústria Tropical

<sup>3</sup> Embrapa Agroenergia

### **Resumo**

Visando agregar valor à amêndoa da manga, resíduo do processamento dessa fruta, foram definidos, em escala laboratorial, dois métodos alternativos para extração de amido, gordura vegetal e compostos fenólicos. O objetivo desse trabalho foi simular esses dois métodos em escala industrial e identificar o de melhor desempenho ambiental. O método A visa apenas extrair amido a partir da amêndoa, enquanto o método B extrai compostos fenólicos e gordura vegetal, além do amido. Inicialmente foram elaborados os inventários dos métodos A e B em escala laboratorial com dados coletados entre jul/18 e jan/19. Esses inventários serviram de base para a simulação dos métodos em escala industrial utilizando-se o software SuperPro Designer. Essa simulação gerou inventários ambientais em escala industrial que foram utilizados na avaliação de desempenho ambiental. A avaliação ambiental foi relativa à produção de 1 tonelada de amido e foi calculada seguindo a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), com base nas normas ISO 14040 e 14044. Foi necessário a realização do procedimento de alocação nos processos de despolpa da manga, separação do caroço e no método B, este procedimento foi realizado por critérios mássicos e econômicos. As seguintes categorias de impactos e métodos de avaliação foram consideradas nesse estudo: i) ILCD midpoint 2011: mudanças climáticas, toxicidade humana câncer, toxicidade humana não-câncer, acidificação, eutrofização marinha, eutrofização de água doce e ecotoxicidade; e ii)

*AWARE: escassez hídrica. Observou-se que a produção de amido purificado por ciclo no método A foi 1,4 vezes maior do que no B. Ademais o tempo do ciclo no método A (22,52 h/batelada) foi menor que o do método B (83,92h/batelada). Os resultados mostram que o método A apresenta menor consumo de água e de energia, cerca de 1,5x e 5x, respectivamente, fazendo com que o impacto ambiental por tonelada de amido produzido seja menor que o do método B. Como o foco é a obtenção do amido, indica-se o método A como o mais eficaz, considerando critérios ambientais.*

**Palavras-chaves:** Amêndoa da Manga, Extração de Amido, Avaliação do Ciclo de Vida.

### **Introdução**

O amido é um biopolímero estruturado em cadeias de glicose, geralmente derivado de cereais como milho, trigo e arroz, mas também da batata e mandioca. É usado em uma ampla gama de aplicações alimentícias e não alimentícias, incluindo detergentes, produtos de higiene pessoal, agroquímico, purificação de água, adesivo, farmacêutico, têxtil, fabricação de papel, tintas, cosméticos e bioplásticos (Mengistu et al., 2012).

Houve interesse considerável em substituir os plásticos à base de petróleo por aqueles a base de amido nas últimas décadas (Laftah, 2017; Probhu e Prashantha, 2016). No entanto, as principais fontes são oriundas da cadeia alimentar (milho, arroz, trigo e batata), o que fomenta uma competição de interesses com a indústria alimentícia. Para atender a uma demanda crescente por bioplásticos, é necessário identificar e disponibilizar fontes alternativas.

A indústria agroalimentar gera grande quantidade de resíduos, com potencial para ser usada como matéria-prima para atender a uma demanda crescente de produtos à base de amido. O uso de resíduos agroindustriais pode beneficiar o meio ambiente, favorecendo sua transformação em compostos de interesse, como o amido, e evitar impactos na disponibilidade de amido para a indústria de alimentos.

A produção anual de manga no Brasil provavelmente crescerá em 1,4 milhão de toneladas até 2024, e os resíduos de processamento podem representar mais de 40%. A polpa de manga é o principal produto do processamento de manga para a agroindústria. Em contrapartida, a semente da manga é atualmente descartada em aterros sanitários no Brasil, podendo conter até 66% de amido em sua composição. (Tesfaye, 2017).

Diferentes métodos podem ser usados para extrair amido da amêndoa da manga. Considerando que a concentração lipídica é de cerca de 10% do resíduo trabalhado, uma das abordagens inclui a extração de gordura antes da obtenção do amido (processo desengordurante), o que resulta também na extração de compostos fenólicos. Ferraz et al. (2014), aplicando a metodologia proposta por Kaur et al. (2004) para extração de amido, compararam os resultados, obtendo maiores rendimentos sem o processo de desengorduramento. Melo et al. (2019), aplicando um processo de extração sequencial, incluindo o desengorduramento da farinha de manga, recuperou quase todo o teor de lipídios e



fenólicos, mas apenas 60% do teor total de amido.

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) pode ser empregada para identificar caminhos que melhoram o desempenho ambiental dos nanomateriais (Nascimento et al., 2016; Bartolozzi et al. 2019). Hetherington et al. (2014) consideraram o uso da ACV para o objetivo mencionado, o mais importante, permitindo a combinação de baixos impactos ambientais potenciais, com potenciais atributos funcionais desejáveis ao longo do design de produtos inovadores.

A ACV foi realizada anteriormente para polímeros de base biológica utilizando amido de milho (Patel et al., 2005). No entanto, nenhum estudo anterior avaliou o desempenho ambiental de processos alternativos para a extração de amido de caroço de manga, no estágio inicial de desenvolvimento. Portanto, o objetivo deste estudo é selecionar o processo de melhor desempenho, para extrair amido da amêndoa de mangas, comparando duas alternativas. Esses processos alternativos foram definidos como as melhores escolhas técnicas em escala laboratorial. O desempenho ambiental compara esses processos aplicando a ACV em escalas industriais modeladas.

### Metodologia

Escolheram-se dois processos de extração de amido da amêndoa de manga para serem simulados em escala industrial e depois

avaliados e comparados por avaliação do ciclo de vida.

O método A extrai somente amido (Cordeiro *et al.*, 2014; Oliveira *et al.*, 2018; Silva *et al.*, 2019), e o método B extrai além do amido, gordura e compostos fenólicos (Melo *et al.*, 2019).

O trabalho foi desenvolvido em duas etapas. Inicialmente, houve o escalonamento dos processos (método A e B) por meio do software SuperPro Designer. Os critérios de simulação para a obtenção do balanço de massa final corresponderam aos utilizados em escala laboratorial. Os dados do balanço de energia foram baseados na operação padrão dos equipamentos oferecidos pelo software. Em seguida, a ACV foi realizada de acordo com as normas ISO 14040 e 14044.

### Escalonamento

Inicialmente a elaboração do fluxograma industrial de um processo químico foi feita a partir de escalas de laboratório. Essas escalas anteriores foram projetadas para garantir maior assertividade no processo final da operação. A implementação dessas etapas requer amplo conhecimento do processo em escala laboratorial e industrial para que problemas inesperados sejam superados, antecipando alternativas aos gargalos observados durante a fase de escalonamento (Efara, Marquis e Tremblay, 2019). Portanto, o estudo de escalonamento consiste em elaborar fluxogramas de tamanho

ampliado sucessivamente até a aplicação dos dados no fluxograma final de escala industrial.

O método de modelagem escolhido neste trabalho foi baseado em modelos empíricos de um simulador de processos como o SuperPro Designer. Esse simulador tem como objetivo ajudar a descrição do processo global em diferentes escalas através de propriedades armazenadas do comportamento físico real de compostos químicos e equipamentos (Julien e Whitford, 2007).

O conceito de biorrefinaria utilizado neste trabalho partiu da despolpa da manga até a planta industrial, onde ocorre a obtenção do amido seco e purificado para os dois métodos laboratoriais apresentados.

A construção do processo no simulador foi elaborada a partir da produção de manga na região do Vale do São Francisco, localizada entre os estados da Bahia e Pernambuco, de acordo com dados obtidos pela Associação Brasileira dos Produtores e Exportadores de Frutas (ABRAFRUTAS). De acordo com a associação, 600.000 toneladas de manga foram produzidas em 2018, correspondendo a 132.000 toneladas de sementes de frutas. Como 25% da colheita foi destinada à exportação, o restante abasteceu os compradores do mercado interno brasileiro. Assim, aproximadamente 99 mil toneladas de sementes de manga têm potencial para constituir resíduos agroindustriais. Portanto, o fluxograma do processo partiu de uma reutilização inicial anual de aproximadamente 10% da manga inserida no ciclo operacional anualizado,

correspondendo a 330 dias. A tabela 1 apresenta um resumo dos principais dados operacionais.

**Tabela 1: Dados operacionais (Autor, 2020)**

Dados operacionais	Método A	Método B
Caroço de manga (ton/ano)	10.000	10.000
Tempo por ciclo (h)	22,52	83,92
Ciclos por ano	1.975	649
Produção de amido (ton/ano)	1.297	911

### *Avaliação do Ciclo de Vida - ACV*

O escopo do estudo foi do berço ao portão, sendo considerados os processos de produção agrícola e transporte da manga, produção e transporte dos insumos (reagentes químicos, energia e água), despolpa da manga, extração do amido a partir da amêndoa da manga, e tratamento dos efluentes e dos resíduos dos processos de extração. No caso dos efluentes líquidos foi considerado um tratamento genérico, visto que, não foi possível fazer a análise desses efluentes. Para os resíduos sólidos, por serem orgânicos, considerou-se como tratamento a compostagem.

Os dados primários foram coletados para os processos de extração do amido e para a despolpa da manga em escala laboratorial no período de jul/2018 a jan/2019, nos laboratórios e na Planta Piloto da Embrapa agroindústria Tropical. Já os dados secundários foram coletados para os seguintes processos: produção agrícola e transporte da manga, produção e transporte dos insumos que são usados nos processos de

extração (água, energia e produtos químicos) do amido, e tratamento de efluentes e resíduos. O inventário agrícola da manga foi obtido em Carneiro et al., 2019, enquanto os demais, na base de dados ecoinvent 3.1 (Frischknecht et al., 2007).

A unidade funcional escolhida foi 1ton de amido. Essa unidade funcional permite focar no bioproduto, avaliando os impactos de forma relativa à quantidade de bioproduto gerado em um processo.

Em ambos processos foi necessário realizar alocação na etapa de despolpa da manga, uma vez que nessa etapa são obtidos a polpa e os coprodutos (cascas e caroços), e na abertura do caroço, em que são separadas as amêndoas do tegumento. Já o método B necessitou ainda alocar os impactos ambientais entre a gordura, os compostos fenólicos e o amido.

Os seguintes impactos ambientais do beneficiamento dos coprodutos da manga foram analisados pelo método ILCD Midpoint 2011: mudanças climáticas (MC), acidificação (A), eutrofização de água doce (EAD) e marinha (EM), ecotoxicidade (ECT), toxicidade humana cancerígena (THC) e não cancerígena (THNC). O impacto na escassez hídrica (EH) foi avaliado pelo método AWARE (Boulay et al., 2018). Foi utilizado o software SimaPro versão 9.0.0.35.

Após o cálculo dos impactos ambientais realizou-se a análise de incerteza pelo método de Monte Carlo na avaliação comparativa dos processos alternativos para geração de um

bioproduto. Para gerar o desvio-padrão requerido pelo método de Monte Carlo utilizou-se a Matriz Pedigree (Frischknecht et al., 2005). Considerou-se que todas as variáveis seguem distribuição log-normal de probabilidade (Goedkoop et al., 2008).

### **Resultados**

Uma importante diferença observada entre os métodos A e B é o número de bateladas por ano, isto é, a quantidade de vezes que o processo de extração de amido pode ser realizado em um ano. O número de bateladas do método A (1527) é 2,35 vezes maior que o do método B (649) em um ano. Isso pode ser explicado pela quantidade de etapas anteriores à extração de amido requeridas no método B para extração de gordura e compostos fenólicos. Em seguida, notou-se que os métodos se diferenciam também no uso de alguns reagentes químicos como o hexano e o metanol utilizados apenas no método B para extração de gordura e compostos fenólicos, respectivamente. O uso do peróxido de hidrogênio também é particular ao método B, sendo este é utilizado (junto ao hidróxido de sódio) para branquear o amido, uma vez que esse método não utiliza o metabissulfito de sódio para evitar o escurecimento da amêndoa da manga como o método A utiliza. Apesar do método A não precisar branquear o amido, é necessário purificá-lo, sendo utilizados álcool e ácido clorídrico. Contudo, pode-se notar semelhanças entre os métodos, como o uso em comum de manga, caroço e amêndoa da manga, água, hipoclorito de sódio, hidróxido de sódio, energia,

e emissão de efluentes, vapores e resíduos. Por tonelada de amido, o método A demanda/gera esses aspectos em menor quantidade, comparando ao método B.

Os inventários dos métodos A e B simulados em escala industrial foram comparados com os inventários desses métodos em escala laboratorial, a fim de investigar as principais mudanças ao simular o escalonamento dos processos. Assim, verificou-se que o principal ganho com o escalonamento foi a redução do consumo de energia elétrica por quilograma de amido produzido. No método A o consumo elétrico no laboratório era de 36KWh/Kg de amido e com o escalonamento reduziu para 10KWh/Kg de amido, e no método B o consumo elétrico foi reduzido de 2052KWh/Kg de amido para 49KWh/Kg de amido. Houve também redução no consumo de água por quilograma de amido produzido. No método A, a redução do consumo de água foi de 0,7 m<sup>3</sup>/Kg de amido no laboratório para 0,2 m<sup>3</sup>/Kg de amido para o escalonado, enquanto no método B foi de 0,8 m<sup>3</sup>/Kg de amido no laboratório para 0,24 m<sup>3</sup>/Kg de amido. Hetherington et al. (2014) explica que processos em nível de laboratório apresentam menor eficiência por não terem complexidade equivalente à de um processo em escala industrial, devido à produção que é bem menor. Assim, os impactos ambientais de processos ainda em laboratório podem ser superestimados.

A tabela 2 mostra um resumo dos valores médios dos potenciais impactos ambientais dos métodos A e B, por categoria de impacto, bem como, os

resultados das análises de incerteza que foram realizadas nas avaliações comparativas, em ambos critérios de alocação. Tanto com alocação mássica quanto com econômica, o método A tem menor potencial de impacto ambiental com 95% de confiança em cinco das oito categorias de impacto avaliadas: MC, THC, A, EAD e ECT.

No método A, a produção agrícola foi a principal etapa responsável pela carga ambiental na categoria EM, com alocação mássica e econômica, devido às emissões de fertilizantes nitrogenados (Carneiro et al., 2019); a despolpa da manga foi a principal responsável pelo potencial de impacto nas categorias MC, THNC, THC, A e EAD, apenas com alocação mássica, devido à cadeia produtiva do hipoclorito de sódio; a extração de amido foi mais impactante nas categorias ECT e EH, com alocação mássica, e nas categorias MC, THNC, THC, A, EAD, ECT e EH, com alocação econômica. Na extração de amido as etapas mais impactantes foram: i) inibição da oxidação em todas as categorias, exceto ECT, com alocação mássica e econômica, devido a cadeia produtiva do álcool etílico; ii) inibição da oxidação na categoria ECT devido à emissão de ácido sulfúrico decorrente do uso do metabissulfito de sódio.

No método B, com alocação mássica e econômica, o principal aspecto responsável pelo potencial de impacto em todas as categorias foi a extração de amido. Dentro das etapas de extração as mais impactantes foram: i) tratamento com peróxido de hidrogênio nas categorias THC, THNC, A, EAD, EM e EH devido à cadeia

produtiva do peróxido de hidrogênio; ii) extração de fenólicos devido a energia requerida nessa etapa.

A partir da identificação das etapas com maior potencial de impacto ambiental dos métodos A e B foram propostos cenários com melhorias para ambos os métodos. No método A, O hipoclorito de sódio, o metabissulfito de sódio e o etanol se destacaram como os principais aspectos responsáveis pelo impacto ambiental na extração de amido. Contudo, o hipoclorito de sódio é a alternativa com menor impacto se comparado com outros produtos similares (ex.: dióxido de cloro). O uso do metabissulfito de sódio já foi otimizado nos trabalhos de Silva et al. (2017) e Oliveira et al. (2018), reduzindo a concentração da solução desse químico de 0,5% (Cordeiro et al., 2014) para 0,2%. Para o etanol, a quantidade utilizada está de acordo com o reportado na literatura que é na proporção de 1:2 de solução com amido e etanol. No método B, verificou-se que a quantidade de peróxido de hidrogênio poderia ser reduzida pela metade sem prejuízo para essa etapa.

Ao se comparar o método A com o B após a redução do peróxido de hidrogênio, notou-se que o método A continuou apresentando o menor potencial de impacto ambiental.

Tabela 2: Análise de incerteza

Categorias de impacto	Unidade	Alocação mássica		Análise de incerteza		Alocação econômica		Análise de incerteza	
		Processo A	Processo B	A < B	A ≥ B	Processo A	Processo B	A < B	A ≥ B
<b>MC</b>	kg CO2 eq	4898	18001	100	1	2915	13026	100	0
<b>THC</b>	CTUh	0,0004	0,002	100	0	0,0002	0,002	100	0
<b>THNC</b>	CTUh	0,003	0,01	54	46	0,002	0,004	52	49
<b>A</b>	molc H+ eq	49	112	98	3	26	79	100	0
<b>EAD</b>	kg P eq	2	5	98	2	1	4	100	1
<b>EM</b>	kg N eq	25	40	88	12	11	27	99	1
<b>ECT</b>	CTUe	135825	446914	98	2	105471	316490	99	2
<b>EH</b>	m3	13186	27723	59	41	11392	23875	57	43
Legenda:		Diferença significativa entre processos em 95% das comparações com Monte Carlo							
		Diferença não significativa entre processos em 95% das comparações com Monte Carlo							

## Conclusões

Portanto, o método A apresentou menor potencial de impacto que o método B em todas as categorias, com alocação mássica e econômica.

No método A, o principal aspecto responsável pela carga ambiental foi a extração de amido devido uso do álcool e do metabissulfito de sódio. No método B, a cadeia produtiva do peróxido de hidrogênio foi o principal aspecto responsável pela carga ambiental da extração de amido.

## Agradecimentos

De antemão, agradecemos a todos os revisores dos artigos do GCV 2020.

Agradecemos também à Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP) e à Embrapa Agroindústria Tropical pelo suporte à pesquisa.

## Referências bibliográficas

ABNT NBR ISO 14040 (2009) – Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura.

ABNT NBR ISO 14044 (2009) – Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações.

ABRAFRUTAS – Associação Brasileira de Produtores e Exportadores de Frutas e Derivados (2018).

Boulay, A., Bare, J., Benine, L., et al. (2018). The WULCA consensus characterization model for water scarcity footprints: assessing impacts of water consumption based on available water remaining (AWARE). DOI: 10.1007/s11367-017-1333-8

Carneiro, J. M., Dias, A. F., Barros, V. S., et al. (2018). Carbon and water footprints of Brazilian mango produced in the semiarid region. <https://doi.org/10.1007/s11367-018-1527-8>

Cordeiro, E. M. S., Nunes, Y. L., Mattos, A. L. A. et al. (2014). Polymer Biocomposites and Nanobiocomposites Obtained from Mango Seeds. <https://doi.org/10.1002/masy.201300217>

Efara, E., Marquis, F., Tremblay, A. *Industrial Biotechnology*. Jun 2019. 157-161. <http://doi.org/10.1089/ind.2019.29173.eef>

Emire, Shimelis. (2012). Evaluation of the physico-chemical properties of Ethiopian maize variety (BH-660) for dextrose production. 12.

FERRAZ C. A.; SILVA. R. L.; FONTES G. C.; ROCHA-LEÃO, M. H. M. Modificação química do amido extraído do resíduo do processamento agroindustrial da manga (*Mangifera indica* L.) Var. Ubá. Área temática: Engenharia e Tecnologia de Alimentos- XX Congresso Brasileiro de Química. Anais... Florianópolis SC, 2014.

Frischknecht, R. et al. (2007). Overview and Methodology. *ecoinvent Centre*, n. 1, p. 1–77. Disponível em: <[http://www.ecoinvent.org/fileadmin/documents/en/01\\_OverviewAndMethodology.pdf](http://www.ecoinvent.org/fileadmin/documents/en/01_OverviewAndMethodology.pdf)>.

Goedkoop, M. (2008). *SimaPro 7 - Introduction into LCA*. p. 88.

Julien, C., Whitford, W. (2007). *Bioreactor Monitoring, Modeling and Simulation*. Bioprocess International. Chapter one.

Hetherington, A. C., Borrion, A. L., Griffiths, O. g., et al. (2013). Use of LCA as a development tool within early research: challenges and issues across different sectors. DOI: 10.1007/s11367-013-0627-8

KAUR, M.; SINGH, N.; SANDHU, K. S.; GURAYA, H. S. Physicochemical, morphological, thermal, and rheological properties of starches separated from kernels of some Indian mango cultivars (*Mangifera indica* L.). *Food Chemistry*, v.85, p.131-140, 2004.

Laftah, W. A., Rahman, W. A. W. (2019). The influence of polyvinyl acetate and rice starch binders molded rice straw bran: comparative study. <https://doi.org/10.1088/2053-1591/ab0f7d>

Meginstu, S. L., Shimelis, A. E. (2012) Evaluation of the physico-chemical properties of Ethiopian maize variety (BH-660) for dextrose production. *Afr J Food Nutr Dev* 12(5):6503-6516.

Melo, P. E. F., Silva, A. P. M., Marques, F. P. et al. (2019). Antioxidant Films from Mango Kernel Components. <https://doi.org/10.1016/j.foodhyd.2019.04.061>

Noor, F., Rahman, Md. J., Mahomoud, Md. S., Talukder, Md. A., Akter, S., Ahmed, M. (2014). Physicochemical properties of flour and extraction of starch from jackfruit seed. *International Journal of Nutrition and Food Sciences*. Vol. 3, No. 4, 2014, pp. 347-354. doi: 10.11648/j.ijnfs.20140304.27

Oliveira, A. V., Silva, A. P. M., Barros, M. et al. (2018). Nanocomposite Films from Mango Kernel or Corn Starch with Starch Nanocrystals. <https://doi.org/10.1002/star.201800028>

Tesfaye, T. (2017). Valorisation of Mango Fruit By-products: Physicochemical Characterisation and Future Prospect. *Chemical and Process Engineering Research*. 50.

Prabhu, T., Prashantha, K. (2016). A review on present status and future challenges of starch based polymer films and their composites in food packaging applications. *Polymer Composites*. 39. 10.1002/pc.24236.

Silva, A. P. M., Oliveira, A. V., Pontes, S. M. A. et al. (2019). Mango kernel starch films as affected by starch nanocrystals and cellulose nanocrystals. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2019.02.013>

## ***Impactos ambientais de amplificadores ópticos EDFAs por meio da ACV: estudo sobre a fase de uso e consumo energético***

Amanda Belchior Pereira<sup>1</sup>

Ivan Ariz Aldaya Garde<sup>1</sup>

José Augusto de Oliveira<sup>1</sup>

Daniel de Paiva Mucin<sup>1</sup>

<sup>1</sup>UNESP - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho"  
[amanda.belchior@unesp.br](mailto:amanda.belchior@unesp.br)

### **Resumo**

*Este trabalho tem como foco o estudo sobre o consumo energético de amplificadores ópticos com fibras dopadas com érbio (Erbium Doped Fiber Amplifiers, EDFA), bem como a avaliação dos impactos ambientais causados durante a sua fase de uso. Neste estudo foram obtidos impactos ambientais derivados de dados obtidos de distintos amplificadores encontrados no mercado. O conhecimento sobre o consumo energético dos EDFAs pode ajudar a direcionar estudos sobre os seus impactos ambientais e propor soluções para esses problemas da indústria nacional e mundial de telecomunicações. Neste trabalho, obteve-se uma métrica dependente da potência de consumo que impacta o desempenho do sistema com o intuito de comparar os diferentes EDFAs. Existem poucos trabalhos na literatura sobre Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) no setor de telecomunicações, o que demonstra necessidade no conhecimento sobre esses dados. Utilizando a técnica do ACV, é possível avaliar o desempenho ambiental do produto ao longo das fases de seu ciclo de vida. Deste modo, pela definição do sistema de produto com a fase de uso dos amplificadores EDFAs será possível utilizar a ACV para identificar os impactos ambientais em relação à matriz energética brasileira. Com tais informações, as empresas poderão realizar análises e estudos a fim de propor soluções para a diminuição de tais impactos ambientais decorrentes do alto consumo energético dos EDFAs, considerando os impactos tanto na etapa de projeto do produto como em operações de redes.*

**Palavras-chaves:** *Amplificadores EDFA, ACV, Consumo energético, ACV telecomunicações.*

### **Introdução**

O setor de telecomunicações é responsável por uma crescente produção e estímulo de consumo de tecnologia a cada ano no mundo (PICKAVET, et al., 2008). É importante que se tenha conhecimento dos impactos ambientais causados por estes produtos em sua fase de uso na qual concentra-se o maior período de sua vida útil. Pereira (2018) realizou uma revisão bibliográfica sistemática, a fim de encontrar pesquisas e artigos sobre a técnica da ACV (Avaliação do Ciclo de Vida) que estivessem relacionados com o setor de telecomunicações. Poucos artigos foram encontrados nesta área durante a pesquisa, o que reforça a importância deste atual trabalho, bem como a introdução cada vez mais frequente da ACV neste setor.

Deste modo, técnicas como a ACV tem potencial de se tornar uma aliada da indústria e de cientistas que buscam descobrir os impactos ambientais causados pelos produtos e serviços no setor de telecomunicações para assim, prover melhorias, inovações e soluções que sejam menos nocivos ao planeta e ao mesmo tempo economicamente viáveis. Faz-se uso comumente de amplificadores que são utilizados principalmente em enlaces de média e longa distância compensando as perdas ao longo de um sistema óptico de modo que o sinal possa chegar ao receptor com a qualidade necessária. Os

amplificadores ópticos tem como objetivo regenerar simultaneamente os diferentes sinais transmitidos que sofrem a atenuação das fibras.

Conhecer o consumo energético da fase de uso de um amplificador óptico é relevante, pois será possível conhecer não só as potências consumidas destes aparelhos, mas também descobrir os impactos ambientais causados por eles em sua principal fase de vida, e portanto, propor melhoria para o projeto do produto, bem como das operações de redes de telecomunicações. Silva (2016) apresenta análises realizadas para descobrir quais são os valores de potência consumida para amplificadores híbridos (que constituem mais de um tipo de amplificador) e os amplificadores EDFA, descobrindo que os EDFA consomem menos potência que um híbrido.

Este estudo tem como objetivo avaliar a potência consumida em função do ganho e da potência de saída máxima de amplificadores ópticos EDFA, a fim de propor uma unidade funcional adequada que permita a comparação dos impactos ambientais associados ao consumo energético do mesmo.

### **Revisão Bibliográfica**

#### **A. Amplificadores Ópticos**

Existem diversos tipos de amplificadores ópticos, cada qual com sua particularidade e função, destacando-se os amplificadores semicondutores, Raman e EDFA. O EDFA é o

mais comum de se encontrar em sistemas utilizando enlaces ópticos que serão explicitados nesta revisão.

Comparando as diferentes tecnologias envolvendo os amplificadores ópticos mais comumente usados, sabe-se que nos que se baseiam em semicondutores, mesmo utilizando de técnicas a fim de diminuir as refletividades, sempre haverá algum residual que interferirá em flutuações no ganho, fazendo com que o mesmo aumente de acordo com o aumento da refletividade (RODRIGUES, 2014). Deve-se considerar que o fator de ruído também será alto devido as perdas e refletividades residuais. Os SOAs também são sensíveis a PMD (Dispersão por Modo de Polarização) por ter um guia de onda retangular. Mesmo que SOAs possam ser utilizados em amplificação para diversos canais, os mesmos podem causar problemas como a diafonia inter-canal que interfere na potência do mesmo.

Os amplificadores Raman por sua vez, são bombeados por meio óptico, com luz incidente e apresenta o espalhamento de Rayleigh que pode ser amplificado para distâncias maiores. Seu ganho é relativamente mediano e sua banda é larga. Amplificadores Raman possuem a vantagem da pequena sensibilidade a polarização e são amplificadores que possuem alto custo comparado a outros.

Uma limitação de amplificadores Raman se deve a dispersão espontânea de Raman que apresenta fator de ruído considerável afetando o sinal,

dependendo de sua configuração de como será bombeado. O espalhamento de Rayleigh pode modificar a performance deste amplificador devido ao surgimento da diafonia causada pela amplificação do ruído nos amplificadores Raman, o que causa uma diminuição na potência. Como é analisado por Rodrigues (2014), se o bombeio for realizado por meio de lasers semicondutores, podem surgir flutuações fazendo com que elas sejam amplificadas. Devido ao seu ganho moderado, normalmente são empregados em sistemas ópticos os amplificadores EDFAs.

O terceiro tipo, os amplificadores EDFA são formados por fibra dopada com elementos de terras raras (geralmente érbio), são particularmente interessantes devido ao alto ganho, elevada potência de saturação e baixo ruído (AGRAWAL, 2002). Nos amplificadores EDFA, o ganho está controlado pela concentração de dopagem da fibra e o comprimento assim como a potência de bombeio do laser utilizado para atingir a inversão de portadores. Logo, a potência consumida nos amplificadores varia de acordo com o comprimento da fibra (AGRAWAL, 2002).

Os EDFAs podem ser usados em combinação a amplificadores Raman, pois utilizando-se de um Raman no início do enlace diminui-se o fator de ruído que idealmente é zero dB para o mesmo e assim, não é amplificado. Com um EDFA próximo ao receptor, pode-se aumentar o ganho que é uma vantagem do EDFA sem que haja grande penalidade em relação ao ruído. Os

EDFAs possuem custo moderado devido a sua complexidade e seu fator de ruído é considerado baixo, embora ainda sim seja maior que Raman.

Normalmente a potência de bombeio dos EDFAs são altas, ou seja, requerem muita potência mas ainda sim possuem vantagens que segundo Rodrigues (2014), é o que possui grande largura de banda e é capaz de amplificar um grande número de canais simultaneamente além de serem capazes de operar em faixas onde as perdas são significativamente menores. A tabela 1 apresenta comparações entre as três tecnologias de amplificadores ópticos:

**Tabela 1: Comparações entre os tipos de amplificadores ópticos.**

<i>Amplificadores</i>	<i>EDFA</i>	<i>Raman</i>	<i>SOAs</i>
<b>Ganho</b>	Alto	Moderado	Baixo
<b>Ruído</b>	4-6 dB	0 dB	9 dB
<b>Banda de operação</b>	Depende do dopante	Depende do bombeio	Depende do bombeio
<b>Saturação</b>	Alta	Moderada	Baixa
<b>Polarização</b>	Não sensível	Não sensível	Sensível
<b>Custo</b>	Médio	Alto	Baixo
<b>Mecanismo de ruído</b>	ASE	Dispersão de Raman, Rayleigh	ASE

\* Baseado em Rodrigues. (2014).

Os amplificadores ópticos EDFA são muito utilizados em sistemas ópticos WDM (Wavelength-division Multiplex) muito comuns atualmente. Como destacado na Tabela 1, a combinação de seu alto ganho e baixo ruído são atraentes e amplamente utilizados, tornando-se principal fator deste estudo.

## B. Avaliação do Ciclo de Vida

Com a crescente demanda da população por consumo e o aumento considerável de avanços tecnológicos, fez-se necessário buscar técnicas que sejam destinadas ao conhecimento dos impactos ambientais provocados por produtos e serviços de diversos setores da indústria. A técnica da ACV é uma ferramenta capaz de estudar e analisar todo o ciclo de vida que compreende um produto e/ou serviço. A ACV é caracterizada pelo estudo dos impactos ambientais provenientes desde a extração de matéria prima até seu descarte (UNEP, 2007).

A ACV deve ser realizada com base nas normas da ISO 14040 (2009) e 14044 (2009) no qual o estudo é normalizado e assegura a qualidade da ACV. As normas do ISO 14000 visam avaliar a empresa e o produto de modo a promover a melhoria contínua na produção que regulamenta quesitos no contexto de gestão ambiental. Este estudo terá enfoque na **fase de uso** de um amplificador óptico EDFA. Conforme a norma 14040:2009 um estudo da ACV é composto por quatro fases, composta pela definição do escopo e objetivo, análise do inventário, avaliação de impactos e interpretação dos dados obtidos.

Segundo o Manual ILCD (ECJRC, 2010), para a definição do escopo deve-se estabelecer qual é o objetivo a se alcançar na ACV, bem como suas limitações, dificuldades, escolha dos métodos, etc. É necessário identificar os principais atores que realizarão este projeto, bem como a razão da escolha do mesmo e o porquê de realizá-lo, assim

como as contribuições que surgirão através deste estudo.

É importante um nível alto de detalhamento para a definição dos fluxos, das unidades funcionais e da delimitação de fronteira. Os fluxos consideram as entradas e saídas dentro de processos, onde, são especificados as unidades funcionais que serão escolhidas e a delimitação de fronteira é a prática de limitar de onde começa o estudo da ACV até o seu término (ECJRC, 2010). Neste caso, a delimitação da fronteira é a que compõe a fase de uso do produto.

A parte importante de uma ACV é a elaboração do Inventário do Ciclo de Vida (ICV), pois nele serão contidas todas as informações que compreendem o projeto. São inclusos todos os processos necessários para avaliar os impactos ambientais daquele produto/processo a ser estudado, bem como a delimitação de fronteira, sendo necessário a realização de revisões do mesmo, pois todos os dados importantes da ACV estão nessa parte (ECJRC, 2010).

Após a elaboração minuciosa do ICV, pode-se realizar os primeiros calculos para descobrir os impactos ambientais existentes. Também inicia-se os primeiros calculos do AICV (Avaliação dos Impactos do Ciclo de Vida). Posteriormente na segunda iteração, serão identificados questões relevantes, como os principais aspectos ambientais que são os causadores dos impactos ambientais e selecionar aqueles que tem maior contribuição, os principais impactos ambientais. Nesta fase, é importante verificar se os resultados

encontrados estão de acordo com os propostos nos objetivos (European Commission - Joint Research Centre, 2010).

A interpretação dos dados também é algo fundamental no ACV. Nessa fase é fundamental a identificação dos impactos, a elaboração de documentos e relatórios, bem como a identificação das contribuições desta ACV e suas limitações que são descobertas ao longo do levantamento sobre as conclusões. Uma revisão crítica deve ser feita para atender o público-alvo que está sendo direcionado e a qualidade das informações (European Commission - Joint Research Centre, 2010).

### Metodologia

Foi realizado um levantamento de distintas fichas de dados (*datasheets*) de amplificadores EDFA disponibilizados publicamente pelos fabricantes presentes no mercado a fim de comparar seus respectivos ganhos e as potências de saída máximas. Por meio destes dados, realizou-se a ACV da fase de uso destes amplificadores no programa (*software*) GABI Education (2019), visando identificar e analisar os impactos ambientais relacionados ao consumo energético dos EDFA assumindo a matriz energética brasileira. A unidade funcional é expressa pela potência agregada ( $P_{agg}$ ). Em trabalhos futuros, utilizar potência agregada por canal é uma forma mais adequada para realizar o estudo. Assim, valores de potência consumida em W são informados nas fichas de dados mas valores como ganho às vezes não são



encontrados diretamente, de forma que seja necessário calculá-los utilizando os valores de potência de entrada e potência de saída. Esta relação é dada por:

$$G[dB] = P_{saída} - P_{entrada} \quad (1)$$

A equação (1) permite encontrar o valor do ganho a partir das relações de potências de entrada e de saída dos dispositivos. Para a realização da ACV, introduziu-se os valores de potência consumida que são dados em Watt [W] como entradas e utilizou-se dos valores de potência de saída máxima que é expresso em dBm como saída nos processos.

Foi necessário realizar algumas conversões para realizar a ACV. Consideraram-se que os amplificadores estivessem num regime de funcionamento de 24 horas para realizar a conversão de W para kWh que era a unidade apresentada pelo programa. A equação (2) expressa a relação calculada:

$$E[kWh] = \frac{P_{cons} \cdot 3600}{1000} \quad (2)$$

onde  $P_{cons}$  é a potência consumida em W. Para a potência de saída máxima que é expressa em dBm, também foi necessária a conversão para W e posteriormente, utilizou-se da equação (2) para que fossem colocadas as mesmas unidades no GABI uma vez que o mesmo não apresenta valores de potência em dBm. A equação (3) mostra como converter potências em dBm para W:

$$P[W] = \frac{1 [W] 10^{\left(\frac{P_{dBm}}{10}\right)}}{1000} \quad (3)$$

onde  $P_{dBm}$  são valores referentes a potência de saída máxima expressos em dBm. Um parâmetro importante para a análise do funcionamento de amplificadores é a eficiência energética, dada por:

$$E_{eff} = \frac{P_{saída} - \frac{P_{entrada}}{G}}{P_{cons}} \quad (4)$$

Em que a relação entre  $\frac{P_{saída}}{G}$  é a potência de entrada  $P_{entrada}$ , valor que foi calculado quando não fornecido pelas fichas de dados. É importante ressaltar que a potência agregada ( $P_{agg}$ ) é dada pela subtração da potência de saída e potência de entrada em linear e foi utilizada como saídas no processo de fase de uso elaborado no GABI. Para valores elevados de ganho, a potência agregada pode ser aproximada pela potência de saída, mantendo a forma exata. A equação (5) mostra esta relação:

$$P_{agg} = P_{saída} - \frac{P_{saída}}{G} \quad (5)$$

Realizadas as conversões, são introduzidas em um único processo suas respectivas entradas e saídas. Realizou-se a ACV para quatro amplificadores, dois que apresentaram maiores valores de potências consumidas, outro com valor médio entre todos que foram pesquisados e um com menor valor e assim, foram analisados os respectivos impactos para a fase de uso destes.

## Resultados

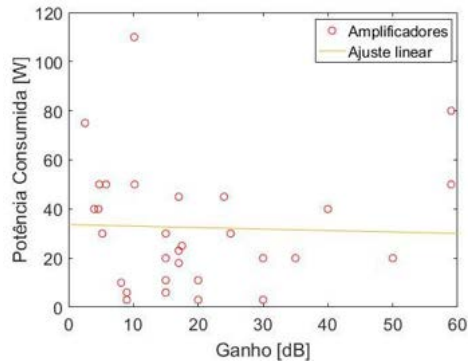
Nesta seção, utiliza-se de exemplos ilustrativos para avaliar a eficiência energética dos amplificadores estudados, assim como os impactos ambientais gerados pela fase de uso destes. A eficiência energética pode ser calculada por meio das Figuras 2 e 3, em que o ganho e as potências consumida e de saída são analisados a partir dos respectivos dados obtidos nas fichas de dados de cada um dos 38 amplificadores analisados.

A Figura 2 apresenta a potência consumida de cada amplificador pelo seu respectivo ganho (marcadores em vermelho). A fim de auxiliar na compreensão dos dados, foi necessário traçar uma linha de tendência linear. Note que alguns pontos estão fora e portanto acima da linha de tendência traçada. Porém, observando a Figura e, em particular a linha de tendência, pode-se deduzir que o ganho não apresenta uma correlação com a potência consumida.

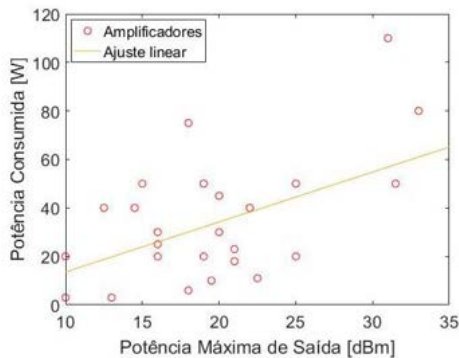
A Figura 3 apresenta a potência consumida em termos de potência máxima de saída para cada amplificador. Tal como na Figura 2, foi necessário gerar uma linha de tendência linear para auxiliar na compreensão dos dados gerados. Note que a linha traçada é crescente, de forma que seja possível perceber que quanto maior a potência de saída maior a potência consumida dos amplificadores estudados. Na região entre 15 W a 40 W de potência consumida, percebe-se maior concentração de pontos e a partir daí, a inclinação da reta é

percebida. De fato, a potência de saída está relacionada ao ganho, pois quanto maior o ganho maior a potência de saída para mesma potência de entrada, conforme observado nas fichas de dados e vide (1). Mas quanto maior a potência de saída, maior a potência consumida. Observa-se que para se obter um valor de eficiência energética considerável, vide (4), seria necessário que quanto maior a potência agregada (que é aproximadamente a potência de saída), menor deveria ser o valor para potência consumida, o que não é observado na Figura 3.

**Figura 2: Potência consumida e Ganho de EDFAs.**



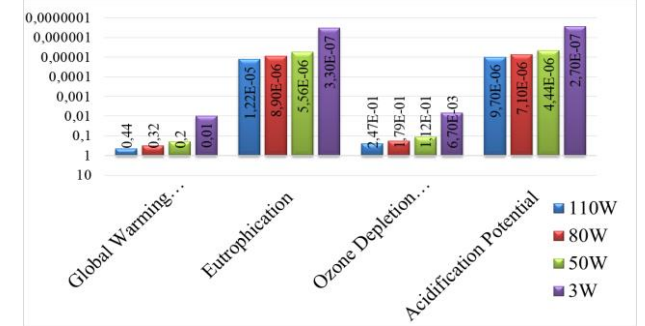
**Figura 3: Relação entre potência consumida e potência de saída de EDFAs.**



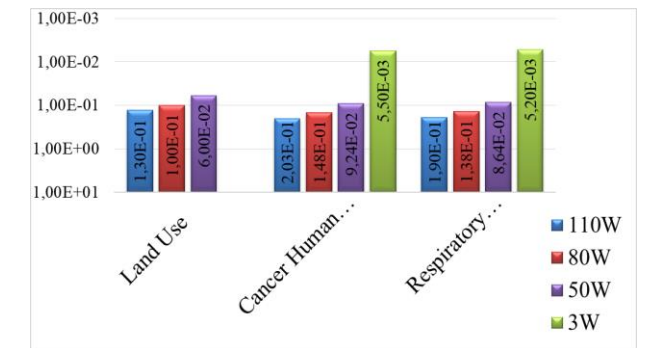
Os métodos de Avaliação de Impactos Ambientais utilizados foram: CML 2001, Environmental Footprint 2.0, ReCiPe 2016 v1.1 Midpoint e TRACI 2.1. O aspecto ambiental identificado e analisado nesta pesquisa limitou-se ao consumo energético dos amplificadores EDFAs durante a sua fase de uso. Desta forma, os impactos ambientais decorrentes desta análise são provenientes da produção e geração de energia elétrica, considerando-se a matriz energética brasileira de hidroeletricidade de reservatório.

Foram obtidos impactos ambientais de quatro amplificadores que apresentaram potências de consumo de 110 W, 80 W, 50 W e 3W a fim de realizar comparações. Observou-se grande convergência e homogeneidade entre as categorias de impactos ambientais identificadas e analisadas pelos quatro métodos de AICV. Assim, foram apresentadas figuras que apresentam os potenciais de impactos para cada método e ao final, as categorias foram discutidas. A Figura 4 apresenta os potenciais de impactos ambientais calculados segundo o método CML 2001. A Figura 5 sintetiza os principais impactos segundo o método Environmental Footprint 2.0. Por sua vez, a Figura 6 sumariza os impactos ambientais segundo o método ReCiPe 2016. E a Figura 7 resume os impactos ambientais identificados e calculados pelo método TRACI.

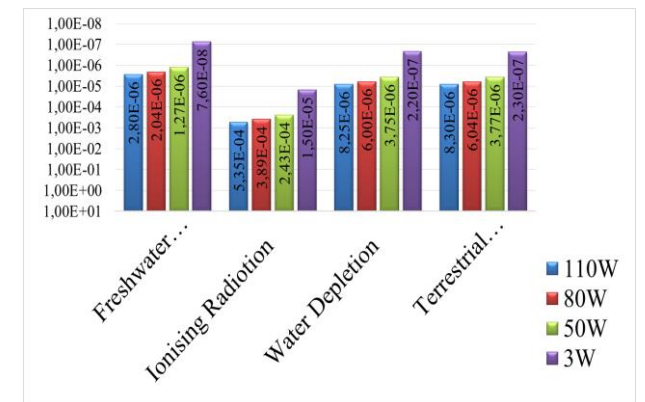
**Figura 4: Potenciais de Impacto segundo CML 2001.**



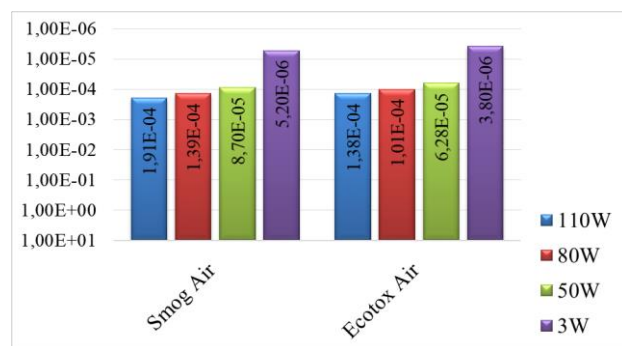
**Figura 5: Potenciais de Impacto segundo Environmental Footprint 2.0.**



**Figura 6: Potenciais de Impacto segundo ReCiPe 2016.**



**Figura 7: Potenciais de Impacto segundo TRACI.**



Como eram esperados, os potenciais de impactos segundo CML 2001 convergiram para a geração de energia elétrica que fornece a energia para a etapa de uso dos Amplificadores Ópticos, decorrentes do aspecto consumo energético. O represamento e os alagamentos decorrentes da construção de reservatórios de pressão acarretam em alterações nos regimes pluviiais, que fomentados pelo desmatamento e suas consequentes alterações atmosféricas ocasionam impactos de ponto médio (*midpoint*), cabendo destacar nesta pesquisa o Aquecimento Global (GWP), a Depleção da Camada de Ozônio (ODP), bem como impactos de ponto final (*endpoint*), dentre eles a contribuição para o câncer humano, toxicidade humana e problemas respiratórios causados por partículas sólidas suspensas no ar.

Embora a aplicação da ACV na etapa de uso delimite os impactos ambientais causados pelo consumo energético, estes resultados sugerem a necessidade de proposições de melhorias tanto no projeto do produto, por meio de Ecodesign,

ou mesmo nas operações de redes de Telecomunicações, visando o aumento da eficiência energética destes, bem como no uso integrados de fontes de outras energias renováveis, como solar e eólica, por exemplos.

### Conclusões

Neste trabalho, foram avaliadas as características energéticas de 38 amplificadores ópticos EDFA tendo como base suas potências de saída e potências consumidas. Com base nas curvas obtidas, foi possível concluir que quanto maior a potência de saída do amplificador, maior sua potência consumida, tornando essa relação uma métrica importante para encontrar os impactos ambientais dos EDFAs avaliados. Para a realização deste trabalho desenvolveu-se este método, no qual utilizou-se da relação entre a potência de saída e a potência consumida de cada amplificador para analisar os impactos ambientais provenientes da fase de consumo do EDFA por meio da matriz energética brasileira com um regime de funcionamento de 24 horas.

Como conclusão importante dos resultados obtidos, destaca-se o aquecimento global como principal impacto ambiental dos amplificadores avaliados. Em trabalhos futuros, pretende-se analisar os potenciais de impactos de EDFAs em sua fase de uso para diferentes matrizes energéticas no mundo todo e assim, compará-los.

Serão analisados também amplificadores EDFA em enlaced ponto a ponto, a fim de obter os impactos ambientais em que hajam matrizes

energéticas distintas a cada região que o mesmo se encontra.

### Agradecimentos

Agradeço ao PIBIC da UNESP pela bolsa concedida.

### Referências bibliográficas

- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR ISO14040 - Gestão Ambiental - Avaliação do Ciclo de vida - Princípios e estruturas. Rio de Janeiro, 2009.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR ISO14044 - Gestão Ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida - Requisitos e orientações. Rio de Janeiro, 2009.
- AGRAWAL, G. P.; Fiber-Optic Communication Systems – John Wiley & Sons, Inc. 3ª edição, 2002.
- European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. First edition March 2010. Traduzido por Luiz Marcos Vasconcelos. EUR 24708EN. Luxembourg. Publications Office of the European Union; 2010.
- PEREIRA, A. B.; AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA E PRODUÇÃO MAIS LIMPA EM PROCESSOS DE MANUFATURA: UMA REVISÃO BIBLIOGRÁFICA SISTEMÁTICA NO SETOR DE TELECOMUNICAÇÕES. In: GCV – Congresso Brasileiro de Gestão do Ciclo de Vida, 6., 2018, Brasília – DF. *Anais...* Brasília: Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia – Ibcit, 2018. P. 878-883.
- M. PICKAVET et al., “Worldwide Energy Needs for ICT: The Rise of Power-Aware Networking,” 2nd Int’l. Symp. ANTS ’08, Dec. 2008, pp. 1-3.
- RODRIGUES, A. M. C.; Análise Comparativa do Desempenho de Amplificadores Ópticos com Bombeamento e Injeção. 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia Electrotécnica e de Computadores) – Técnico Lisboa, Lisboa.
- SILVA, M. J.; Avaliação Experimental de Desempenho e Consumo de Potência Elétrica de Amplificadores EDFA e Híbrido Raman/EDFA para Redes Ópticas Reconfiguráveis. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Elétrica) - Universidade Federal de Pernambuco, Pernambuco.
- UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. Life Cycle Management: A Business Guide to Sustainability. 2007.

## ***Impacto de diferentes modelos de caracterização na escassez hídrica: estudo de caso do coco verde***

Ana Paula Coelho Sampaio <sup>1</sup>

Anne Karolyne Silva <sup>2</sup>

Mateus de Alencar Costa <sup>2</sup>

Renata de Araújo e Silva <sup>1</sup>

Pollyana Monte <sup>2</sup>

Maria Cléa Brito de Figueirêdo<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Universidade Estadual do Ceará (UECE)

<sup>2</sup>Universidade Federal do Ceará (UFC)

<sup>3</sup>Embrapa Agroindústria Tropical  
anapaulacsampaio@gmail.com

### **Resumo**

*Esse trabalho avalia o efeito de diferentes modelos de caracterização de escassez hídrica na comparação entre diferentes processos de produção de coco verde, na magnitude dos impactos, e na identificação de processos críticos. O escopo do estudo foi do portão ao portão, sendo a avaliação relativa a 1kg coco verde. Utilizaram-se os seguintes modelos, com diferentes escalas e apresentando fatores de caracterização apenas anuais ou mensais e anuais: i) de 0,01 a 1, Pfister e Bayer (2014), Pfister e Bayer (2014) regionalizado para o Nordeste brasileiro, e Berger et al. (2014); ii) de 0,1 a 100, Boulay et al. (2018) e Boulay et al., (2018) regionalizado para o Nordeste; iii) 0 e 1, Boulay et al. (2011). Todos os modelos utilizam m<sup>3</sup> como unidade de medida. Observou-se que a magnitude de impacto foi próxima quando calculada pelos modelos Pfister e Bayer (2014), Pfister e Bayer (2014) regionalizado, Boulay et al. (2011) e Berger (2014). No entanto, quando calculada pelos modelos Boulay et al. (2018) e Boulay et al. (2018) regionalizado as magnitudes foram bastante superiores aos demais modelos, principalmente a do modelo regionalizado. A ordem de impacto das quatro fazendas avaliadas variou*

*conforme o modelo adotado e o uso de fatores mensais ou anuais. A produção em campo foi o processo mais impactante em todas as fazendas, exceto quando utilizado o modelo Boulay et al. (2011), que não identifica escassez de água no Brasil. Com esse modelo, a produção de fertilizantes foi o processo mais impactante nos diferentes locais de produção de coco verde. Assim, conclui-se que modelos diferentes e o uso de fatores mensais ou anuais alteram a magnitude do impacto e a indicação de processos críticos.*

**Palavras-chaves:** *avaliação do ciclo de vida, pegada de escassez hídrica, fatores de caracterização.*

### **Introdução**

A escassez hídrica tornou-se uma preocupação global por causa do aumento da demanda humana, em especial para a agricultura irrigada e áreas urbanas (Andrade et al., 2019). Nos últimos anos, as empresas conscientes quanto a essa problemática começaram a incluir indicadores de escassez hídrica, ou estresse hídrico, para avaliar possíveis impactos do consumo de água (Boulay et al., 2016). Ugaya et al. (2019) explicam, com base na FAO (2012) e na ISO 14046, que a escassez hídrica é um desequilíbrio entre a disponibilidade de água e a sua demanda, os quais variam por região. No desequilíbrio entre demanda e disponibilidade pode-se considerar apenas o aspecto quantitativo (escassez física), ou abranger aspectos de qualidade (uso degradativo) e acesso da população à água.

A avaliação do impacto de um produto na escassez hídrica necessita da investigação do consumo de água nos processos relacionados com o ciclo de vida do produto em estudo (Andrade et al., 2019). Nesse contexto da Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV), diversos modelos de caracterização já foram propostos, objetivando o desenvolvimento de formas abrangentes e eficazes para a avaliação dos impactos de produtos e/ou processos no aumento da escassez hídrica regional (Ugaya et al., 2019). Tem-se como exemplo os modelos desenvolvidos por Pfister e Bayer (2014), Boulay et al. (2011), Berger et al. (2014) e Boulay et al. (2018). Esses modelos geram Fatores de Caracterização (FC) de escassez hídrica para as diversas regiões do mundo, a partir de conjuntos de equações, dependentes das considerações feitas quanto aos parâmetros adotados em cada modelo (Ugaya et al., 2019).

Andrade et al. (2019) ressaltam a importância da geração de FC em nível regional, ou seja, fatores de escassez calculados para bacia hidrográfica, país ou continente, para melhorar a avaliação de impactos. Nos últimos anos, estudos sobre regionalização de modelos de escassez hídrica vêm sendo realizados por diversos países para obtenção de resultados com maior diferenciação espacial. Ugaya et al. (2019) explicam ainda que para a regionalização de FCs o ideal é utilizar informações geográficas e temporais de bases de dados nacionais no cálculo, tornando esses

fatores mais sensíveis aos problemas de escassez hídrica específicos enfrentados pelas diferentes regiões. No Brasil, o estudo de Andrade et al. (2019) utilizou dados da Agência Nacional de Águas (ANA) para regionalizar o modelo desenvolvido por Boulay et al. (2018). Com essas informações, é estabelecido as condições geográficas e temporais consideradas ideais para a geração de FC no contexto brasileiro, de forma que a realidade da escassez hídrica no país seja evidenciada da forma mais real e pertinente possível.

Nesse contexto, esse trabalho objetiva avaliar e comparar a pegada de escassez hídrica do coco verde produzido nos principais estados produtores do Nordeste: Alagoas, Bahia, Ceará e Sergipe. A finalidade dessa avaliação é identificar pontos críticos e o efeito dos modelos e fatores mensais e anuais, na magnitude dos impactos.

### Metodologia

Para a realização da pegada de escassez hídrica do coco, adotou-se os passos de uma Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), de acordo com as recomendações da ISO 14046 (2014).

### Escopo e unidade funcional

A fronteira do sistema adotada foi do portão ao portão da produção de coco verde em fazendas localizadas nos Estados do CE, BA, AL e SE.

O cálculo da escassez hídrica foi relativo à produção de 1kg de coco verde, considerando um ano médio em 17 anos de produção.

### Coleta de dados

As seguintes etapas da produção agrícola foram consideradas para coleta dos dados de inventário em 17 anos de produção: i) implantação, com o crescimento inicial dos coqueiros, anos 1 e 2; ii) crescimento, com o começo da frutificação, de 3 a 5 anos; e iii) estabilização do pomar, de 6 a 17 anos. Os dados primários referentes às quantidades de insumos como fertilizantes, defensivos agrícolas e água para irrigação foram obtidos em visitas técnicas realizadas em quatro fazendas dos estados de Alagoas, Bahia, Ceará e Sergipe. Existem variações entre os sistemas de produção em cada fazenda, como a densidade de plantio (115 a 205 pl/ha), a quantidade média de coco por planta (135 a 180 coco/planta) e quantidade de água utilizada na irrigação dos pomares (5019 a 9991 m<sup>3</sup>/ha).

Já os inventários referentes à produção dos insumos e as operações agrícolas mecanizadas, foram obtidos da base de dados do *ecoinvent* 3.3 (Frischknecht; Jungbluth, 2007).

### Avaliação de impactos

Para o cálculo do impacto da produção de coco verde *in natura* na escassez hídrica, utilizaram-se os seguintes modelos: Pfister e Bayer (2014),

Boulay et al. (2011), Berger et al. (2014) e Boulay et al. (2018). Foram empregados FC anuais por país, gerados pelos modelos de Boulay et al. (2011) e Berger et al. (2014). Além disso, foram empregados fatores anuais e mensais por bacia hidrográfica disponibilizados pelos modelos de Pfister e Bayer (2014) e Boulay et al. (2018). Buscou-se FC para a produção de coco verde ocorrendo nas seguintes bacias hidrográficas: Piauí (AL), Itapicuru (BA), Acaraú (CE) e São Francisco (SE); por serem as bacias onde estão localizadas as fazendas de cada estado.

O fator de caracterização anual por país utilizado em Boulay et al. (2011) foi 0 (zero), e em Berger et al. (2014) foi 0,079. Na Tabela 1 são apresentados os valores dos FC anual e mensal por bacia hidrográfica utilizados nos modelos de Pfister e Bayer (2014) e Boulay et al. (2018).

**Tabela 1: Fatores de caracterização mensais e anuais por bacia hidrográfica nos estados de AL, BA, CE e SE**

Mês	Alagoas	Bahia	Ceará	Sergipe
<i>Pfister e Bayer (2014)</i>				
Janeiro	0,011	0,037	0,302	0,011
Fevereiro	0,012	0,019	0,015	0,012
Março	0,114	0,015	0,011	0,114
Abril	0,012	0,015	0,011	0,012
Mai	0,014	0,013	0,011	0,014
Junho	0,016	0,013	0,035	0,016
Julho	0,023	0,013	0,016	0,023
Agosto	0,050	0,015	0,023	0,050
Setembro	0,133	0,023	0,053	0,133
Outubro	0,151	0,036	0,166	0,151
Novembro	0,015	0,074	0,287	0,015
Dezembro	0,011	0,022	0,309	0,011
Anual	0,020	0,019	0,312	0,255

<b>Pfister e Bayer (2014) REG</b>				
Janeiro	0,015	0,087	0,989	0,011
Fevereiro	0,014	0,048	0,758	0,011
Março	0,013	0,067	0,060	0,011
Abril	0,012	0,247	0,020	0,011
Mai	0,011	0,293	0,182	0,011
Junho	0,011	0,222	0,996	0,011
Julho	0,011	0,235	0,999	0,011
Agosto	0,013	0,470	1,000	0,011
Setembro	0,016	0,706	1,000	0,011
Outubro	0,018	0,945	1,000	0,012
Novembro	0,019	0,469	1,000	0,012
Dezembro	0,017	0,573	1,000	0,011
Anual	0,014	0,941	1,000	0,011
<b>Boulay et al. (2018)</b>				
Janeiro	1,54	2,91	6,47	1,54
Fevereiro	1,13	2,31	3,32	1,13
Março	1,15	3,76	1,41	1,15
Abril	1,36	4,60	0,58	1,36
Mai	4,32	3,03	0,54	4,32
Junho	7,21	2,64	1,18	7,21
Julho	5,33	2,95	2,20	5,33
Agosto	5,25	4,04	2,95	5,25
Setembro	5,02	6,48	4,10	5,02
Outubro	4,47	7,43	5,44	4,47
Novembro	3,72	6,78	7,46	3,72
Dezembro	2,56	4,72	8,66	2,56
Anual	2,98	3,81	3,14	2,98
<b>Boulay et al. (2018) REG</b>				
Janeiro	3,5	11,6	78,0	4,3
Fevereiro	2,2	7,8	40,5	3,6
Março	2,2	10,4	7,5	3,8
Abril	2,3	23,3	2,4	4,7
Mai	3,2	27,4	5,4	6,9
Junho	4,6	23,8	63,1	9,3
Julho	6,5	27,2	100,0	12,5
Agosto	100,0	48,8	100,0	33,4
Setembro	100,0	85,2	100,0	100,0
Outubro	100,0	100,0	100,0	100,0
Novembro	100,0	28,1	100,0	100,0
Dezembro	100,0	33,1	100,0	9,1
Anual	62,0	43,1	92,0	45,0

Pfister e Bayer (2014) desenvolveram um modelo com o objetivo de avaliar o uso

consuntivo da água doce superficial ou subterrânea. Foi elaborado o Índice de Estresse Hídrico (WSI, em inglês) para indicar a porção do uso consuntivo da água que privaria outros usuários do uso da água. O WSI é o fator de caracterização (FC) desse modelo, sendo calculado por uma função logística, utilizando dados sobre a relação entre retirada e disponibilidade de água anual e a variação na precipitação ao longo dos meses e dos anos. Devido a função logística, os valores dos FCs desse modelo variam de 0,01 a 1.

Para a regionalização dos FCs originais propostos por Pfister e Bayer (2014), foram utilizados dados de disponibilidade e demanda (urbana atendida, rural humana, animal, industrial e irrigação) obtidos da Agência Nacional de Águas do Brasil (ANA). Os fatores de variação foram obtidos a partir de cálculos utilizando os dados pluviométricos das células de 0.5° Latitude x 0.5° Longitude, obtidos em Harris et al. (2014).

O modelo desenvolvido por Boulay et al. (2011) considerou o impacto potencial devido à perda de disponibilidade hídrica ou funcionalidade para usos humanos devido ao uso consuntivo e/ou degradativo. Essa perda na disponibilidade leva a uma competição entre os usuários devido ao estresse físico. Para avaliar essa competição foi elaborado o Índice de Estresse (SI, em inglês), o qual considera variações sazonais e de

qualidade, distinguindo águas superficiais e subterrâneas. O SI varia de 0 a 1.

Berger et al. (2014) introduziram o modelo de contabilização da água e avaliação da vulnerabilidade (WAVE, em inglês). Este modelo propõe que para contabilizar o uso da água superficial ou subterrânea no inventário seja considerado somente a água que não retorna para a bacia hidrográfica original. Para que esse consumo seja convertido em um possível impacto, foi criado um indicador de escassez que avalia a vulnerabilidade de uma bacia hidrográfica à escassez, o Índice de Depleção Hídrica (WDI, em inglês). Este índice é baseado na razão entre o consumo e a disponibilidade modificada para incluir o volume de água em reservatórios superficiais e subterrâneos. O WDI é calculado por uma função logística e varia de 0,01 a 1, estando disponíveis FC anuais por país.

Boulay et al. (2018) criaram um modelo para avaliar a Água Disponível Restante (AWARE, em inglês). O AWARE identifica o potencial que o consumo de água em uma região tem de privar outro usuário a água, sendo diretamente proporcional ao volume de água consumido e inversamente proporcional a disponibilidade de uma região. O cálculo do  $FC_{AWARE}$  é baseado no inverso da disponibilidade menos demanda. O  $FC_{AWARE}$  varia entre 0,01 e 100 e representa um valor relativo do impacto do consumo de água em comparação com uma referência expressa em termos de  $m^3$  mundial equivalente/ $m^3$

consumido em uma dada região. Os valores do  $FC_{AWARE}$  são calculados em nível de sub-bacia hidrográfica e com intervalo de tempo mensal, mas também estão disponíveis valores agregados em nível de país e/ou com intervalo de tempo anual.

O cálculo do impacto na escassez hídrica pelo AWARE foi realizado empregando-se os FC originais e os regionalizados por Andrade et al. (2019), empregando-se duas formas alternativas de análise: i) utilizando-se os FC mensais e ii) os FC anual para agricultura.

## Resultados

Pode-se notar que os valores de escassez hídrica calculados pelos modelos Boulay et al. (2011), Berger et al. (2014) e Pfister e Bayer (2014) foram próximos, porém os valores calculados pelo modelo Boulay et al. (2018), regionalizado ou não, com FC anuais ou mensais, apresentaram as maiores magnitudes para a escassez hídrica (Tabela 2). Essa primeira característica identificada é justificada pela escala dos FC adotada pelos quatro primeiros modelos (0,01 a 1), já a escala empregada por Boulay et al. (2018) é duas ordens de grandeza maior (0,01 a 100).

Com a mudança dos valores de escassez hídrica, a indicação da fazenda com maior potencial de escassez hídrica de cada modelo também mudou.

**Tabela 2: Resultados por diferentes modelos de caracterização de escassez hídrica**

Modelo	Fazenda				Variação (%)
	AL	BA	CE	SE	
Boulay et al. (2011) FC País	0,0021	0,0017	0,0017	0,0017	81
Berger et al. (2014) FC País	0,0101	0,0135	0,0112	0,0118	75
Pfister e Bayer (2014) FC Mensal	0,357	0,208	1,067	0,481	19
Pfister e Bayer (2014) FC Mensal REG	0,122	2,819	7,048	0,102	1,4
Pfister e Bayer (2014) FC Anual	0,012	0,014	0,185	0,160	6,5
Pfister e Bayer (2014) FC Anual REG	0,009	0,606	0,589	0,008	1,3
Boulay et al. (2018) FC Mensal	19,75	34,29	34,97	24,12	56,5
Boulay et al. (2018) FC Mensal REG	408,3	275,1	653,7	330,8	42,1
Boulay et al. (2018) FC Anual	1,60	2,54	1,93	1,93	63
Boulay et al. (2018) FC Anual REG	31,2	27,8	54,1	28,0	51,4

A fazenda do Ceará apresentou o pior desempenho quando o seu impacto foi calculado pelos modelos de Pfister e Bayer (2014) e

Boulay et al. (2018) com os FC mensais originais e regionalizados; e o FC anual original de Pfister e Bayer (2014) e o FC anual regionalizado de Boulay et al. (2018). Contudo, a fazenda Bahia apresentou o menor potencial de causar escassez nos modelos de Boulay et al. (2011), Pfister e Bayer (2014) com FC mensal original e Boulay et al. (2018) com os FC mensal e anual regionalizados.

Outro fator observado foi a variação percentual em cada modelo, isto é, a diferença percentual entre o maior valor de escassez hídrica com o menor valor. Sendo as menores variações encontradas no modelo de Pfister e Bayer (2014), com FC originais e regionalizados e as maiores variações nos modelos de Boulay et al. (2011) e Berger et al. (2014)

A Figuras 1 apresenta, para cada fazenda, o consumo direto de água necessária à produção de 1kg de coco e o potencial de impacto na escassez hídrica calculado por diferentes modelos em uma escala relativa, isto é, os resultados foram normalizados pelo resultado mais alto. Nota-se que a Bahia teve o maior consumo de água, seguido de Sergipe, Alagoas e Ceará, respectivamente. Esses consumos foram avaliados diferentemente pelos modelos de caracterização. Devido ao maior consumo de água na Bahia, os modelos Pfister e Bayer (2014) FC Anual REG, Berger et al. (2014) e Boulay et al. (2016) FC anual indicaram essa fazenda como a de maior potencial de impacto.

Já o modelo Boulay et al. (2011) indicou a fazenda de Alagoas como a de maior potencial de impacto, diferentemente dos outros modelos em que essa fazenda é apresentada como a de menor potencial de impacto, uma vez que esse modelo atribui ao Brasil FC igual a zero (nenhuma escassez), estando o impacto associado à produção de fertilizantes. Por fim, o modelo Boulay et al. (2018), com FC anual regionalizado e FC mensal original e regionalizado, indicou a fazenda do Ceará como a de maior potencial de impacto, apesar de essa fazenda ter o segundo menor consumo de água, indicando alto grau de escassez hídrica nas bacias hidrográficas do Ceará por causa dos altos valores de FC.

As diferentes considerações metodológicas de cada modelo, como escalas geográfica e temporal, levaram aos diversos resultados encontrados nesse estudo. Berger et al. (2014) e Boulay et al. (2011) disponibilizaram FC em nível de país, atribuindo ao Brasil baixa ou nenhuma escassez. Assim, os resultados desses modelos variaram de acordo com o consumo hídrico da fazenda, exceto Boulay (2011) que ao atribuir nenhuma escassez para o Brasil os resultados variaram de acordo com os insumos usados.

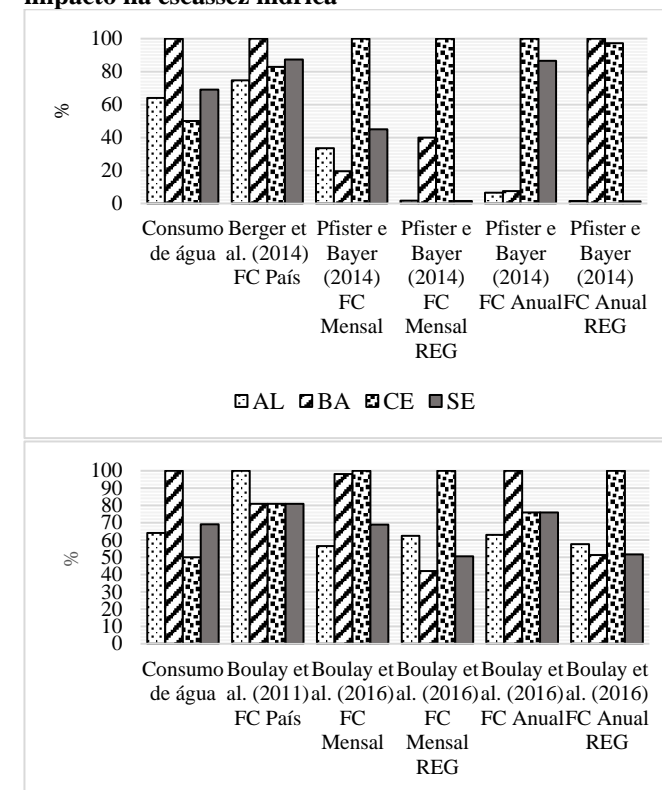
Pfister e Bayer (2014), assim como Boulay et al. (2018), ao disponibilizar FC em nível de bacia hidrográfica, mostrou resultados mais sensíveis às questões hídricas do Nordeste, uma vez que

os resultados conseguiram expressar além do consumo de água e mostraram que o consumo de água no Ceará tem maior potencial de causar escassez hídrica. Esse resultado está melhor associado com a realidade do Nordeste, visto que, o Ceará é um dos Estados que mais sofre com os eventos de seca e atualmente apresenta o menor volume de água armazenado, 19%, em relação a Alagoas (47%), Bahia (43%) e Sergipe (49%) (DNOCS, 2019).

O uso de FC regionalizados no modelo de Pfister e Bayer (2014) e Boulay et al. (2018) não mostrou grandes diferenças em relação ao uso de FC originais, houve apenas uma intensificação do potencial de impacto da fazenda do Ceará com FC mensal, mas seguindo a tendência dos resultados com FC anuais. A regionalização dos FC por informações nacionais é o mais indicado devido a possibilidade de tornar os fatores mais sensíveis às questões hídricas das diferentes bacias hidrográficas brasileiras (Ugaya et al. 2019).

Ainda sobre o modelo de Boulay et al. (2018), notou-se que o uso de FC mensal aumentou o potencial de impacto em relação aos resultados com FC anual, mostrando a importância do uso de informações sobre as variações sazonais das bacias hidrográficas para a avaliação de produtos agrícolas. Principalmente, porque produtos agrícolas são irrigados nos meses em que não há precipitação, aumentando o estresse hídrico das bacias hidrográficas.

**Figura 1: Consumo relativo de água e potencial de impacto na escassez hídrica**



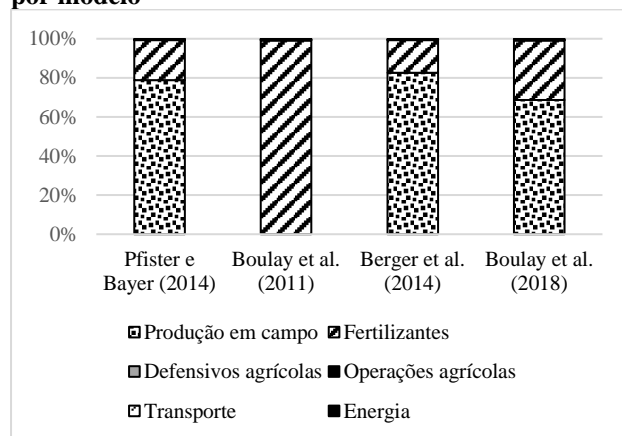
Por fim, os resultados pelo modelo de Pfister e Bayer (2014), assim como Berger et al. (2014) e Boulay et al. (2011), variaram de acordo com o consumo de água das fazendas.

**Contribuição dos processos por modelo de caracterização**



A Figura 2 mostra a contribuição dos processos das fazendas avaliadas pelos diferentes modelos de caracterização. Observa-se que a produção em campo, ou seja, o uso de água para irrigação, foi o processo mais impactante em todas as fazendas e em todos os modelos, exceto Boulay et al. (2011). Como esse modelo considera que não há escassez hídrica no Brasil (FC = 0), o processo mais impactante foi a produção de fertilizantes em todas as fazendas.

**Figura 2: Contribuição dos processos nas fazendas por modelo**



## Conclusões

A magnitude do impacto foi próxima quando calculada pelos modelos de Pfister e Bayer (2014), Berger et al. (2014) e Boulay et al. (2011). No entanto quando calculado pelo modelo Boulay et al. (2018), fazendo uso dos FC originais do modelo e os regionalizados por Andrade et al. (2019), os impactos foram

superiores aos demais, principalmente os regionalizados.

A ordem de impacto das quatro fazendas avaliadas variou conforme o modelo adotado e o uso de FC mensais e anuais. A produção em campo foi o processo mais impactante em todas as fazendas, exceto quanto utilizado o modelo Boulay et al. (2011), onde a produção dos fertilizantes foi o processo mais impactante.

Conclui-se assim, a importância da escolha dos modelos de avaliação, pois modelos diferentes e o uso de FC mensais e anuais alteram a magnitude do impacto e a indicação de processos críticos.

## Referências bibliográficas

- Andrade, E.P., Nunes, A.B.A., Alves, K. F. et al. Int J Life Cycle Assess (2019). <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01643-5>
- Berger M., Van Der Ent R., Eisner S. et al. Environmental Science & Technology (2014). <https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es404994t>
- Boulay A.M., Bulle C., Bayart J.B. et al. Environmental Science & Technology (2011). <https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es1030883>
- Boulay A.M., Bare J., Benini L. et al. Int J Life Cycle Assess (2018). <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1333-8>
- DNOCS (Departamento Nacional de Obras Contra as Secas). Monitoramento dos reservatórios (2019). <https://www.dnocs.gov.br/>
- FAO (Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura). Coping with water scarcity: an action framework for agriculture and food security (2012). <https://www.fao.org/docrep/016/i3015e/i3015e.pdf>
- Freire A.L.F., Júnior C.P.A., Rosa M.F. et al. Jour of Clean Produc (2017). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.100>

Frühknecht R., Jungbluth N. Ecoinvent: overview and methodology. Ecoinvent report No. 1. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, 77p, 2007.

Harris I., Jones P.D., Osborn T.J. et al. Inter Jour of Climatology (2013). <https://doi.org/10.1002/joc.3711>

Hoekstra A.Y., Chapagain A.K., Aladaya M.M. et al. Manual de avaliação da pegada hídrica. Estabelecendo o Padrão Global (2011). <http://ayhoekstra.nl/pubs/Hoekstra-et-al-2013-ManualDeAvaliacaoDaPegadaHidrica.pdf>

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Anuário Estatístico do Brasil 2016. v.76, p.52. ISSN 0100-1299.

International Organization for Standardization (ISO). ISO 14046: 2014 - Environmental management – Water footprint – Principles, requirements and guidelines. Genebra. ISO: 2014.

Martins C.R., Jesus Júnior L.A. Produção e comercialização de coco no Brasil frente ao comércio internacional: panorama 2014 (2013). <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1014433/producao-e-comercializacao-de-coco-no-brasil-frente-ao-comercio-internacional-panorama-2014>

Miller G.T., Spoolman S.E. Ecologia e sustentabilidade. São Paulo: Cengage Learning, 2012. 400 p. ISBN: 9788522111527.

Pfister S., Bayer P. Jour of Clean Produc (2014). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.11.031>

Sindicato Nacional dos Produtores de Coco do Brasil (SINDCOCO). Boletim mensal Setembro 2019 (2019). <https://www.sindcoco.com.br>

Ugaya C.M.L., Neto J.A.A., Figueirêdo M.C.B. Recomendação de modelos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida para o Contexto Brasileiro. Ed. IBICT. 165p. ISBN 978-85-7013-154-6.

## Panorama da implementação das Declarações Ambientais de Produto (DAPs) em países da América Latina

Flávia Bittencourt Moré<sup>1</sup>

Bruno Menezes Galindro<sup>2</sup>

Sebastião Roberto Soares<sup>1</sup>

<sup>1</sup>UFSC - Universidade Federal de Santa Catarina, Campus Florianópolis, Brasil.

<sup>2</sup>IFSC – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Santa Catarina, Campus Gaspar, Brasil.

flaviabittencourt@hotmail.com

### Resumo

As rotulagens ambientais de tipo III (ISO 14025), também chamadas de Declarações Ambientais de Produto (DAPs), têm sido utilizadas como documentos de apoio à tomada de decisão baseada em critérios ambientais. As DAPs tem ganhado importância como norteadoras de políticas públicas e balizadoras de relações comerciais internacionais. Nesse cenário, os países constituintes da União Europeia têm se destacado no pioneirismo de aplicação das DAPs, de tal modo que a literatura apresenta, diversos levantamentos referentes aos programas europeus. No que se refere ao desenvolvimento dessas iniciativas no Brasil e em outros países da América Latina, percebe-se que ainda é necessário analisar o cenário atual de forma mais aprofundada, sob o ponto de vista de quantidade de programas e DAPs publicadas. Desta forma, esse trabalho visa apresentar um panorama geral e comparativo do desenvolvimento e aplicação das DAPs nos seguintes países: Argentina, Brasil, Chile, Colômbia e México. Para tanto, foram analisadas as DAPs, referentes a cada um desses países a partir de uma busca online nos websites de 37 operadores de programa europeus e na plataforma Google, utilizando-se as palavras-chave em português, espanhol e inglês: “Declaração Ambiental de Produto”, o respectivo acrônimo e o nome de cada país. Foram identificadas

DAPs latino-americanas publicadas por sete programas, sendo seis europeus e um estadunidense. O número de documentos encontrados foi relativamente baixo, sendo 51, 1, 10, 41 e 10, para Brasil, Colômbia, Argentina, México e Chile, respectivamente. Em sua maioria, os documentos identificados se referem à produtos da construção civil, o que pode estar relacionado à busca pela obtenção de certificação internacional. Percebe-se que nos países latino-americanos as iniciativas ainda são pontuais em comparação a programas de países economicamente desenvolvidos, possivelmente relacionado a inexistência de operadores próprios de cada país ou a projetos de implementação estagnados. Futuramente, essa limitação pode prejudicar a percepção dos compradores em relação aos produtos desses países e, conseqüentemente, dificultar o acesso a mercados internacionais. Considerando que as regiões analisadas são potenciais exportadoras de produtos, a promoção das DAPs e o engajamento das partes interessadas em setores estratégicos torna-se uma oportunidade para impulsionar seu poder de mercado.

**Palavras-chaves:** ISO 14025; Declaração Ambiental de Produto; Rotulagem Ambiental do tipo III; Regra de Categoria de Produto; Países Latino Americanos.

### 1 Introdução

Frente à crise ambiental global, diversos países têm revisto suas políticas ambientais. A União Europeia (UE) tornou-se pioneira no desenvolvimento de diretrizes que simplificam a quantificação e comunicação da eficiência ambiental de produtos e organizações (COM 196, 2013). Neste cenário, Ingwersen e Stevenson (2012) apontam que a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) e a Pegada de Carbono amadureceram como metodologias estratégicas

de apoio à tomada de decisão para a gestão ambiental. Isso deve-se especialmente ao fato de que a ACV possui uma abordagem de ciclo de vida que pode ser destinada tanto à comunicação de informações ambientais quanto à análise de diferentes cenários que podem melhorar o desempenho ambiental dos produtos e serviços (Del Borghi *et al.*, 2014).

A fim de aprimorar a comunicação e a comparabilidade dos estudos de ACV, foram estabelecidas as Declarações Ambientais do Tipo III ou Declarações Ambientais de Produto (DAPs), reguladas pela *International Organization for Standardization* (ISO), por meio da NBR ISO 14025 (Fantin *et al.*, 2012). Uma DAP é um rótulo ambiental desenvolvido por operadores de programa e verificado por terceiros que comunica informações quantitativas sobre produtos tanto a fabricantes, quanto a consumidores (Ibáñez-Foréz *et al.*, 2016). Seu desenvolvimento é baseado em um conjunto apropriado de regras específicas, chamado Regra de Categoria de Produto (RCP), que identifica e descreve o processo de preparação de uma DAP, tornando-a comparável e verificável (Butt *et al.*, 2015).

Apesar de ser um instrumento voluntário, a utilização de DAPs tem crescido, devido as vantagens que apresentam, como: capacidade em comunicar informações objetivas, melhorar a imagem corporativa da empresa, comunicar grandes quantidades de informações ambientais

e gerar a oportunidade de aprimoramento e conhecimento dos processos produtivos da empresa (Ibáñez-Forez *et al.*, 2016).

De acordo com Ingwersen e Subramanian (2012), o aumento da globalização e as exigências ambientais de países desenvolvidos tem impulsionado o crescimento da quantidade de DAPs em regiões como Europa, Ásia e América do Norte. O estudo de Toniolo *et al.* (2019) identificou 2934 Declarações Ambientais do Tipo III, aumento considerável quando comparado com a pesquisa de Hunsager, Bach e Breuer (2014) que detectou 1954 itens, 3 anos antes.

Apesar de diferentes estudos explorarem o avanço da utilização deste tipo de rótulo ambiental, os trabalhos sobre a utilização de DAPs em Países da América Latina ainda são insipientes. Arvizu-Piña e Burgos (2017) apontam que o nível de prioridade para a implementação de estratégias de sustentabilidade difere entre países desenvolvidos e emergentes. Neste contexto, o presente estudo pretende elaborar um panorama da utilização de DAPs e desenvolvimento de programas locais nos países latino americanos, Brasil, Argentina, Chile, Colômbia e México, devido a sua relevância econômica na região.

Além da seção de introdução, o presente artigo está organizado da seguinte forma: apresentação dos procedimentos metodológicos na Seção 2;

resultados e discussões desenvolvidos na Seção 3; e conclusão e sugestões para trabalhos futuros serão trabalhados na Seção 4.

## 2 Metodologia

As etapas da metodologia utilizada foram: i) Definição dos países latino americanos; ii) Busca por DAPs das empresas dos países em questão no banco de dados de operadores de programa europeus; iii) Busca por operadores de programa latino americanos e, por fim; iv) Avaliação das DAPs, encontradas nas etapas anteriores.

A primeira etapa se baseou em dados referentes ao comércio exterior entre países emergentes e a União Europeia. De acordo com a European Commission (2019) as participações mais significativas de países latino americanos na importações europeias correspondem à 4,8% do total e são provenientes dos seguintes países: Brasil, México, Chile, Argentina, Peru, Colômbia, Equador, Costa Rica, Uruguai e Venezuela. A busca por DAPs conduzida neste estudo se concentrou no Brasil e nos países que possuem PIB *per capita* semelhante ao brasileiro, sendo estes: Argentina, Chile, Colômbia e México.

A segunda etapa buscou DAPs cujos proprietários encontram-se nos países avaliados. Foram analisados 37 operadores de programa listados por Hunsager, Bach e Breuer (2014) e complementados por Toniolo *et al.* (2019), sendo

todos de origem europeia. A busca foi feita diretamente no banco de dados de cada operador de programa, considerando apenas os *websites* nas línguas inglesa, portuguesa ou espanhola. *Websites* escritos em outras línguas, como o JEMAI (japonês) não foram analisados.

A busca foi feita a partir do banco de dados de cada *website*, primeiramente, foram lidas apenas DAPs em português, inglês e espanhol. Uma vez em concordância com os idiomas descritos, foi avaliada a data de validade de cada documento, a pesquisa foi desenvolvida em fevereiro de 2020. Por fim, foram consideradas apenas DAPs cujo o endereço da empresa proprietária esteja situado em algum dos países avaliados. Esta última etapa objetiva garantir que a unidade da empresa se encontra em algum dos países citados.

Complementarmente, durante a terceira etapa realizou-se então uma busca na plataforma *Google*, por meio das palavras chave em português, inglês e espanhol, “Declaração Ambiental de Produto” e seus respectivos acrônimos, assim como os nomes dos países avaliados, nesta etapa foram considerados os 50 resultados mais relevantes de cada uma das buscas. Este estágio da pesquisa teve como foco a busca por operadores de programa criados a partir de iniciativas locais dos países latino-americanos, porém durante a pesquisa foram encontradas DAPs provenientes de operadores que inicialmente não estavam no escopo do

**Tabela 1: Número de DAPs publicadas por cada operador de programa para cada país.**

	BRASIL	MÉXICO	COLÔMBIA	CHILE	ARGENTINA	TOTAL
<i>International EPD System</i>	12	22	1	4	10	49
<i>UL Environment</i>	-	1	-	-	-	1
<i>National Sanitation Foundation International</i>	-	1	-	-	-	1
<i>Institute for Construction and Environment</i>	4		-	-	-	4
<i>PEP ecopassport</i>	35	12	-	-	-	47
<i>National Ready Mixed Concrete Association</i>	-	2	-	-	-	2
<i>Labeling Sustainability</i>	-	3	-	-	-	3
TOTAL	51	41	1	4	10	107

estudo, tais documentos foram adicionados à avaliação.

As DAPs que atendiam a todos os requisitos previamente descritos foram avaliadas de acordo com sua data de publicação. Neste item, foi observada a relação entre a data de publicação e a quantidade de documentos publicados por país. Por fim, foram listadas todas as categorias de produto correspondentes à cada DAP, esta informação foi obtida a partir da Regra de Categoria de Produto (RCP) utilizada para o desenvolvimento de cada declaração.

### 3 Resultados e Discussão

A Seção de resultados está estruturada em três etapas: a Etapa 1 apresenta uma avaliação das DAPs válidas publicadas, a segunda Etapa explora a linha temporal referente à publicação das declarações enquanto a terceira Etapa identifica as categorias de produto abordadas por cada Declaração Ambiental do Tipo III.

#### *Declarações Ambientais de Produto encomendadas por países latino americanos*

Foram analisados os *websites* de 37 operadores europeus em busca de DAPs publicadas por empresas com sede nos países foco do estudo.

Dentre todos os operadores listados, apenas sete apresentaram alguma menção a atuação em países latino americanos, sendo eles: *International EPD System*, *SCS Global Services*, *UL Environment*, *National Sanitation*, *Institute for Construction and Environment*, *PEP ecopassport* e *National Ready*. Visto que, o operador de programa *SCS Global Services* declara desenvolver DAPs para Brasil e México, porém não disponibiliza os documentos, o mesmo pode ser observado no caso do *UL Environmental*, em relação ao Brasil e à Argentina.

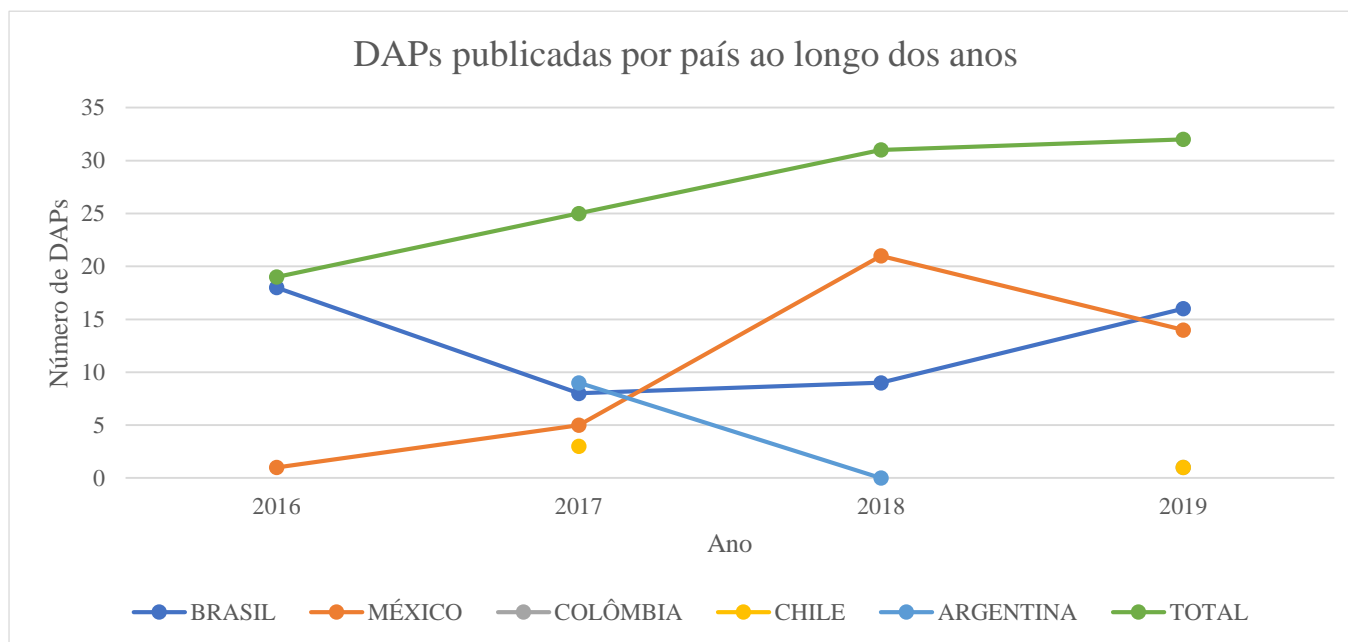
Durante a pesquisa feita pela plataforma *Google* foi encontrado um sétimo operador de programa,

chamado *Labeling Sustainability* com sede nos Estados Unidos responsável por três DAPs publicadas para empresas Mexicanas.

Desta forma, conforme apresentado na Tabela 1, foram encontradas 107 Declarações Ambientais de Produto, sendo, 51 brasileiras, 41 mexicanas, 1 colombiana, 4 chilenas e 10 argentinas. De acordo com European Commission (2019), Brasil e México são os principais exportadores latino americanos para a UE, correspondendo a 1,6% e 1,3% do total no ano de 2019, respectivamente, o que corrobora com a grande diferença de DAPs publicadas por encomenda de indústrias dessas nações, uma vez que esses documentos podem proporcionar vantagens competitivas para as empresas no mercado internacional.

Observa-se que o *PEP ecopassport* e o *EPD System* apresentaram as maiores quantidades de DAPs válidas publicadas. O *PEP ecopassport*, apesar da origem francesa e tem como membros diversas empresas multinacionais, como a Legrand que possui sede em 80 países, dentre eles Brasil e México e é proprietária de DAPs em ambos os países. Já o *International EPD System* foi o primeiro operador de programa em escala mundial, sendo que como operador já dispõe de um programa destinado exclusivamente à países latino americanos, o *EPD Latin America*, além de programas específicos em cada país, como por exemplo o EPD Brasil.

**Figura 1: Declarações Ambientais de Produto publicadas por país, entre os anos de 2016 e 2019.**



Buscaram-se então Sistemas de Declaração Ambiental de Produto desenvolvidos nos países latino americanos. Apenas o Brasil e o Chile apresentaram resultados, sendo que, o programa chileno, “*Declaración Ambiental de Productos de Construcción*” foi pioneiro na América Latina, fundado em 2012 e presente no artigo de Minkov et al. (2015) atualmente está desativado. Já a coordenação do Programa brasileiro de Rotulagem Tipo III, lançado em 2016, foi delegada ao Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia (INMETRO), porém nenhuma DAP foi publicada até janeiro de 2020 (Rocha e Caldeira-Pires, 2019).

#### ***Linha temporal de publicação das Declarações Ambientais de Produto***

A Figura 1 permite uma avaliação temporal do número de DAPs que tem sido publicada pelos países latino americanos.

Observando os números brasileiros, o ano de 2016 obteve a maior quantidade de documentos publicados, o que pode ser relacionado ao ano em que os esforços brasileiros para o estudo e aplicação de DAPs no país culminaram com a publicação da Diretiva Federal nº 100, de 07 de

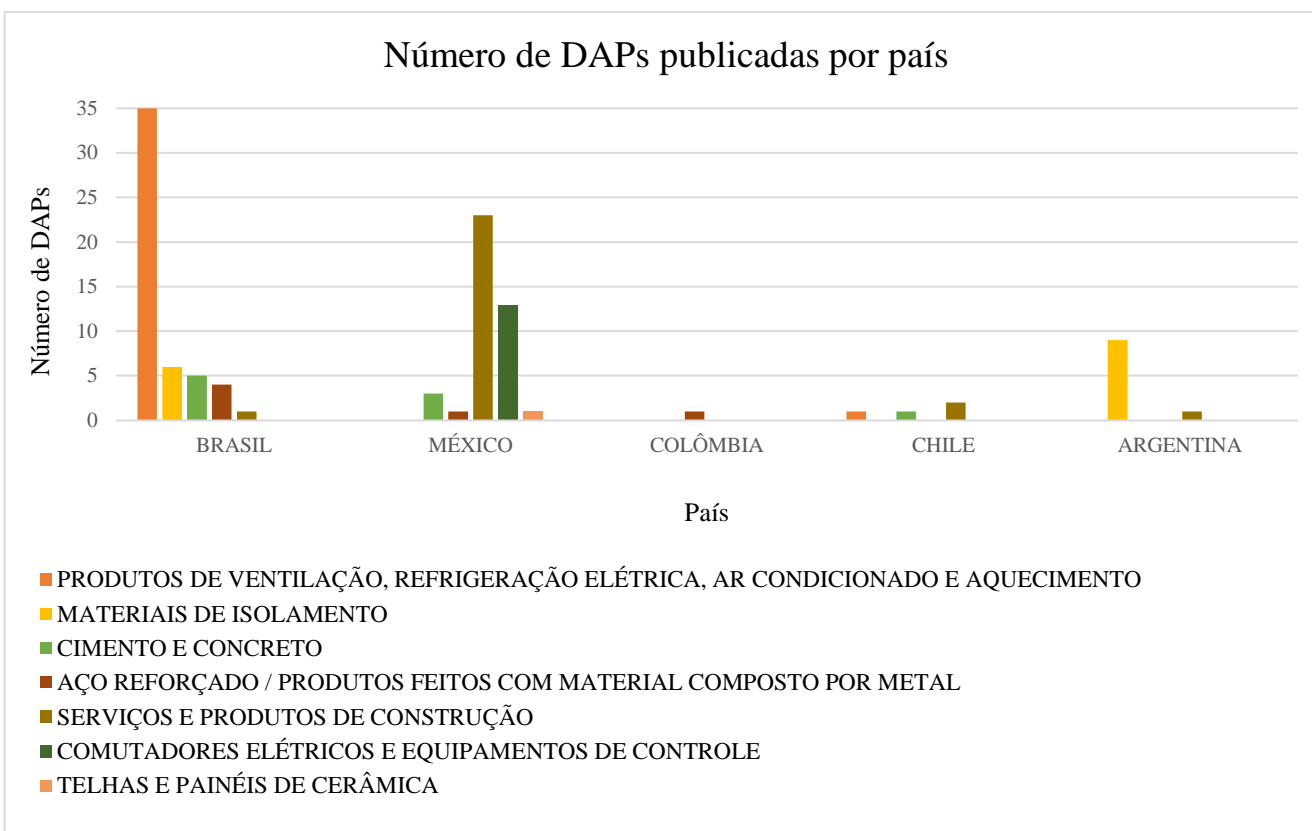
março de 2016 que aprovou os requisitos gerais para a publicação de DAPs e foi criado com o objetivo de incentivar empresas a aumentar não só sua sustentabilidade, como também, sua competitividade ambiental (Maia de Souza *et al.*, 2017).

Já o aumento do número de declarações Mexicanas pode ser reflexo dos incentivos elaborados pelo governo nos últimos anos, visando promover a construção sustentável, baseando-se principalmente em compromissos para combater as mudanças climáticas, com destaque para a o Programa Nacional de Habitação (2014-2018), que busca sustentabilidade, considerando entre outros fatores, a cadeia produtiva associada às construções que promove (Arvizu-Piña e Burgos, 2017).

Não foram encontradas informações sobre o desenvolvimento de DAPs na Colômbia, porém Sonnemann *et al.* (2018) afirma que a política nacional de compras públicas emitida em 2010, visa fornecer critérios baseados em ciclo de vida para compras sustentáveis realizadas por órgãos públicos, porém nenhum banco de dados está em desenvolvimento atualmente.

Já os resultados obtidos para o Chile e Argentina podem estar relacionados às crises populares e econômicas pelas quais os países têm passado. Essa recessão econômica pode reduzir os investimentos em iniciativas voluntárias

Figura 2: Declarações Ambientais de Produto válidas, divididas por país e suas respectivas categorias de produto.



relacionadas às questões ambientais, tais como as DAPs.

Apesar de não ser possível distinguir um padrão de crescimento de publicações de DAPs por país, é possível constatar que de uma maneira geral, a quantidade de DAPs encomendadas pelas empresas latino americanas avaliadas aumentou,

com 19 declarações no ano de 2016 e 32 em 2019.

#### *Declarações Ambientais de Produto e suas Categorias de Produto*

Nesta Seção as DAPs foram avaliadas de acordo com as categorias de produto a que pertencem, como apresentado na Figura 2. As categorias

encontradas foram: serviços e produtos de construção; produtos de ventilação, refrigeração e climatização; materiais de isolamento; cimento e concreto; aço reforçado ou produtos feitos com material composto de metal; computadores elétricos e equipamentos de controle; telhas e painéis de cerâmica.

Essa tendência é consequência de iniciativas europeias como a Diretiva de Eficiência Energética (2012/27/EU), responsável por introduzir práticas ambientais sustentáveis no comércio internacional, por meio do aumento de requisitos técnicos e de padrões ambientais que influenciam a competitividade entre empresas em mercados domésticos e internacionais (Hill, Norton e Dibdiakova, 2018; Juliani, Rodrigues, 2018).

Arvizu-Piña e Burgos (2017) e Gelowitz e McArthur (2017) afirmam que aumento do número de DAPs referentes ao setor da construção civil relaciona-se a sua associação a diferentes programas de certificação de edifícios, destacando o LEED® v4 (Liderança em Energia e Design Ambiental, em português), que promove e estimula o uso desses documentos e é tendência na comunidade europeia.

#### **4 Conclusão**

O presente estudo desenvolveu um panorama das iniciativas relacionadas à publicações de Declarações Ambientais de Produto no Brasil, México, Colômbia, Chile e Argentina.

Os resultados apontam as demandas internacionais norteadoras de políticas ambientais, estimulando a adequação dos exportadores de produtos às suas demandas. Como maiores exportadores da América Latina, Brasil e México apresentaram grande aumento na publicação de DAPs de produtos relacionados à construção civil, a fim de aumentar sua competitividade nos mercados que buscam certificações ambientais, como o LEED v4, direcionado à edificações sustentáveis.

Apesar do aumento gradual de DAPs publicadas na América Latina, observa-se que as iniciativas ainda são dispersas, o único programa ativo encontrado, pertence ao Brasil e não possui declarações publicadas.

Durante a pesquisa, foram encontrados documentos em apenas sete bancos de dados de operadores de programa estrangeiros, em sua quase totalidade europeus. Apesar da grande quantidade de operadores avaliados poucos atuam em escala internacional, como o *PEP ecopassport* e o *EPD System*, que concentram o maior número de publicações.

Independentemente do baixo número de DAPs publicadas no período entre 2016 e 2020, 107 no total, pôde-se observar um aumento gradual no número documentos, principalmente em relação ao Brasil e ao México. Apesar de individualmente tal aumento varie entre os países, em conjunto observa-se uma tendência de

crescimento na utilização de Declarações Ambientais do Tipo III para a América-Latina.

Para estudos futuros, sugere-se um aprofundamento na identificação das relações entre as questões políticas e econômicas dos países e seu reflexo no desenvolvimento de Declarações Ambientais de Produto. Além disso, sugere-se a criação de um banco de dados latino-americano de DAPs e RCPs, independentemente a qual programa pertença. Nesse banco, os documentos poderiam ser alocados e catalogados a fim de facilitar a busca e a consulta às informações.

### Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer à Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) e o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Santa Catarina (IFSC) pelo apoio estrutural para a realização do estudo e à organização do GCV 2020 pela oportunidade. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

### Referências bibliográficas

- Arcizu-Piña, V.A., Burgos, A.C. Int J Life Cycle Assess (2017). <http://doi.org/10.1007/s11367-017-1269-z>
- COM 196 (2013). Disponível em: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A52013DC0196>. Acesso em: 03 dez. 2019.
- Del Borghi, A. et al. Journal of Cleaner Production (2014). <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.04.083>
- Butt, A.A., Toller, S., Birgisson, B. Journal of Cleaner Production (2015). <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.11.068>
- European Commission (2019). Disponível em: [https://trade.ec.europa.eu/doclib/docs/2006/september/tradoc\\_122530.pdf](https://trade.ec.europa.eu/doclib/docs/2006/september/tradoc_122530.pdf). Acesso em: 02 jan. 2020.
- Fantin, V. et al. Journal of Cleaner Production (2012). <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.10.017>
- Gelowitz, M.D.C., McArthur, J.J. Journal of Cleaner Production (2017). <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.04.133>
- Hill, C., Norton, A., Dibdiakova, J. Energy Buildings (2018). <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2017.12.009>
- Hunsager, E.A., Bach, M., Breuer, L. Int J Life Cycle Assess (2014). <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0711-8>
- Ingwersen, W.W., Stevenson, M.J. Journal of Cleaner Production (2012). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.10.040>
- Ingwersen, W.W., Subramanian, V. Int J Life Cycle Assess (2014). <http://doi.org/10.1007/s11367-013-0659-0>
- Juliani, A.J., Rodrigues, T.O. Uso de ferramentas da ACV no comércio internacional: Estudo de caso sobre rotulagem ambiental. In: GCV, v.6, pp 185-191 (2018).
- Maia de Souza, D. et al. Int J Life Cycle Assess (2017). <http://doi.org/10.1007/s11367-016-1234-2>
- Minkov et al. Journal of Cleaner Production (2015). <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.02.012>
- Rocha, M.S.R., Caldeira-Pires, A. Journal of Cleaner Production (2019). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.06.266>
- Toniolo, S. et al. Sustainable Production and Consumption (2019). <https://doi.org/10.1016/j.spc.2018.09.00>

## Ciclo de vida de painel fotovoltaico em cenário brasileiro

Bárbara Anne Dalla Vechia Konzen<sup>1</sup>

Andrea Franco Pereira<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidade Federal de Minas Gerais  
barbaradvk@gmail.com

### Resumo

O setor de energia solar cresce exponencialmente no Brasil graças a alta insolação no país, que garante a eficiência do sistema, e ao progresso tecnológico do setor, que facilita e incentiva o acesso da população à aquisição do sistema. Por utilizar de fonte renovável e não emitir gases de efeito estufa em etapa de uso, os sistemas fotovoltaicos são considerados uma alternativa de geração e energia limpa. Contudo, apesar destes benefícios, observa-se que os impactos gerados nas demais etapas, como produção e pós-uso, vêm sendo negligenciados. Estudos de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) desses sistemas são desenvolvidos mundialmente, porém, ainda cabem pesquisas acerca do impacto ambiental de produção e, especialmente, fim de vida desses sistemas em âmbito nacional, para que seja possível conhecer o cenário geral da sustentabilidade dessa alternativa, as implicações de seu fim de vida e obter fundamentação para propor alternativas que mitiguem os possíveis impactos dessas etapas no Brasil. Este artigo aborda resultados parciais investigação realizada em mestrado acadêmico e tem como objetivo aplicar a metodologia de Pereira (2012) para elaborar o inventário do ciclo de vida (ICV). Fundamenta-se na NBR ISO 14040 e revisão bibliográfica para desenvolvimento do ICV e obtenção de dados referentes aos processos, entradas e saídas de material, energia e resíduos em sistemas de produto industriais. Resultados prévios demonstram que grande parte dos materiais utilizados no processo produtivo são importados, e que a reciclagem do sistema depende de tratamentos complexos que ainda demandam maior desenvolvimento. Sendo assim, este trabalho resulta em análise crítica e

inventário do ciclo de vida de sistema de geração e energia solar fotovoltaica, produzido e reciclado no Brasil, com ênfase nas etapas de fim de vida.

**Palavras-chaves:** Energia solar, Painel fotovoltaico, Avaliação do ciclo de vida, Inventário do ciclo de vida, Impacto ambiental.

### Introdução

Na matriz brasileira de capacidade instalada de energia de dezembro de 2019, 2,6% da capacidade total já era de fonte solar. Isso demonstra o crescimento do setor de energia solar, principalmente ao se comparar aos 1,4% de dezembro de 2018 (BRASIL, 2019b). Ainda que a produção de energia solar fotovoltaica utilize de fonte livre de combustíveis fósseis e não emita gases de efeito estufa em período de uso (RAHMAN; ALAM; AHSAN, 2019), etapas de produção, transportes, manutenção, reciclagem ou descarte, podem causar impactos ambientais como qualquer outro produto.

Estudos sobre a vida útil dos painéis solares, preveem grande número de painéis obsoletos na próxima década (PADOAN; ALTIMARI; PAGNANELLI, 2019; MAHMOUDI; HUDA; BEHNIA, 2019). Isso se dá devido a obsolescência do sistema e ao rápido avanço tecnológico do setor, que produz modelos cada vez mais eficientes. Ademais, de modo geral, os painéis possuem 25 anos de vida útil (PADOAN; ALTIMARI; PAGNANELLI, 2019), equivalente ao usual período de garantia (PORTAL SOLAR, 2020a). Independentemente

disso, geralmente, o sistema continua gerando energia por muito mais tempo, o que demonstra e efemeridade do produto.

O Acordo Setorial de Eletroeletrônicos brasileiro obriga a implementação de sistemas de logística reversa a fabricantes, distribuidores e comerciantes de Produtos Eletroeletrônicos, considerando a participação do consumidor para o retorno dos produtos após o uso (BRASIL, 2019a). Em seu Anexo V, especifica os painéis fotovoltaicos, incluindo-os em sua área de abrangência. O Acordo foi assinado em 31 de outubro de 2019, o que evidencia a relevância da recente discussão e a pertinência de desenvolvimento de pesquisas acerca do fim de vida desses sistemas de geração de energia.

O objetivo deste trabalho é comunicar resultados parciais de dissertação de mestrado, que englobam o inventário do ciclo de vida do sistema e a metodologia empregada. Neste trabalho, utiliza-se do método proposto por Pereira (2012) para a elaboração do inventário, devido a afinidade com a pesquisa e a eficiência da diagramação quanto a organização de informações para a manipulação dos dados.

Assim, considerando-se o avanço do mercado de energia solar fotovoltaica e o potencial energético para emprego do sistema no Brasil, justifica-se a pesquisa acerca dos impactos ambientais do ciclo de vida do sistema, especialmente em cenário pós-uso e as implicações de seu fim de vida.



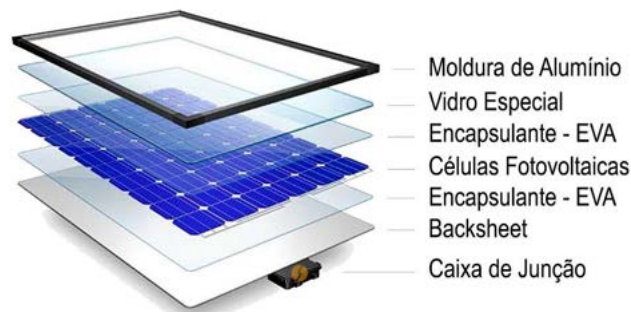
## Fundamentação Teórica

### Composição do Painel fotovoltaico

No Brasil, ainda muitos dos painéis fotovoltaicos instalados são importados (AMBIENTE ENERGIA, 2018). Porém, nos últimos anos, o Governo vem incentivando a produção nacional por meio de financiamentos para produtos produzidos no país (FARIELLO, 2015). Contudo, vale destacar, que para a produção em cadeia nacional, ainda muito dos componentes são importados.

Grande parte dos painéis fotovoltaicos são compostos por um mesmo padrão de materiais, como ilustrado pela Figura 1 a seguir.

**Figura 1: Representação da composição de um modelo genérico de painel fotovoltaico (PORTAL SOLAR, 2020b).**



Sendo assim, este trabalho fundamenta-se na lista de materiais do modelo para o processo produtivo de painel fotovoltaico: vidro solar, EVA (acetato-vinilo etileno), célula fotovoltaica, backsheet, caixa de junção (PORTAL SOLAR, 2020b).

### Revisão Bibliográfica

A partir de revisão bibliográfica englobando estudos recentes, pode-se conhecer o estado da arte das produções acadêmicas referentes a avaliação do ciclo de vida e a reciclagem desse tipo de sistema de geração de energia.

Considerando a especificidade de cada caso, diferentes estudos sobre ACV de sistemas fotovoltaicos demonstram contrastes quanto aos resultados de impacto ambiental. Daqueles que englobam da produção ao fim de vida do sistema (CONSTANTINO *et al.*, 2018; ESKEW *et al.*, 2018; LI, ROSKILLY, WANG, 2018; MAHMUD *et al.*, 2018; OLIVEIRA, TRIGOSO, GASI, 2018; SOULIOTIS *et al.*, 2018; TANNOUS *et al.*, 2018; XU *et al.*, 2018), os impactos ambientais que mais aparecem são a depleção e recursos naturais, em especial em etapa de produção.

Estudos sobre o pós-uso do sistema, permitem perceber que a reciclagem de painéis fotovoltaicos obsoletos influencia diretamente na redução do impacto ambiental na categoria de depleção de recursos naturais quando comparada ao descarte em aterro. De modo específico, outros estudos tratam principalmente de métodos de separação dos materiais, alguns da separação manual dos materiais que compõem o painel (DUFLOU *et al.*, 2018), e outros da separação química (PRADO, 2018; AZEUMO *et al.*, 2019; NEVALA *et al.*, 2019; ZHANG *et al.*, 2018; PESTALOZZI; EISERT; WOIDASKY, 2018) dos materiais que compõem a célula de silício. Outros estudos

abordam as alternativas de fim de vida (FAIRCLOTH *et al.*, 2019) ou ainda diferentes estratégias de reciclagem (YANG *et al.*, 2019; PRADO, 2018, DIAS, 2015).

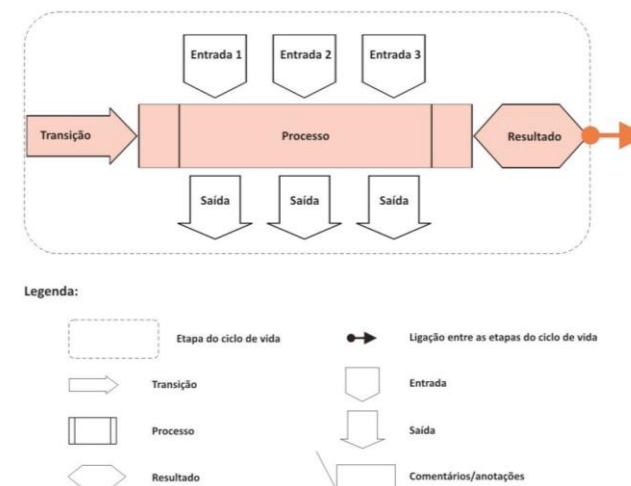
### Metodologia

O método para elaboração do inventário é fundamentado no proposto por Pereira (2012) e pelas orientações da ABNT NBR 14040 (2014).

### Modelo de Sistema Geral

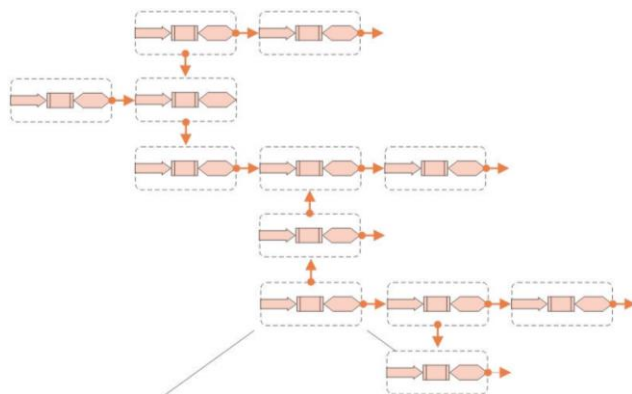
De acordo com orientações propostas por Pereira (2012), o inventário do sistema pode ser organizado a partir de dados gerais para dados mais específicos, em três principais elementos que se repetem: transição, processo e resultado, como representado no Figura 2.

**Figura 2: Modelo de sistema geral de inventário do ciclo de vida: fluxo de entradas e saídas (PEREIRA, 2012).**



Em adição a isso, são determinadas as entradas e saídas de cada processo, onde cada um desses elementos compõe um sistema mais complexo, como demonstrado pela Figura 3 a seguir.

**Figura 3: Modelo de sistema geral de inventário do ciclo de vida (PEREIRA, 2012).**



Deste modo, o inventário do ciclo de vida organiza-se de modo escalonado, podendo ser mais detalhado conforme os objetivos da ACV.

### **Limites do Sistema**

A partir da análise de estudos recentes na área, foi possível identificar a lacuna de pesquisa quanto aos impactos das etapas de fim de vida dos painéis fotovoltaicos. Sendo assim, algumas variáveis foram levadas em consideração para a determinação dos limites do sistema e dos dados a serem coletados para a elaboração do inventário:

- produção nacional, porém com componentes importados da China. Ou seja, montagem do painel no Brasil, e importação dos elementos como vidro, EVA, célula fotovoltaica,

backsheet, caixa de junção, pois tais elementos ainda não são produzidos no Brasil. A moldura de alumínio é o único elemento de produção nacional;

- considera-se que a fase de uso não emite gases de efeito estufa (RAHMAN; ALAM; AHSAN, 2019) e que o sistema não demandará manutenção ao longo dos 25 anos de vida útil;

- fim de vida: desmontagem e reciclagem de elementos como alumínio, vidro e cabecamentos.

Além das alternativas de fim de vida justificadas em revisão bibliográfica, algumas opções alternativas foram buscadas. Em contato com a empresa Descarte Legal, obteve-se informações práticas sobre a situação atual da reciclagem do resíduo eletroeletrônico em Belo Horizonte, Minas Gerais.

A Descarte Legal oferece em seu website informações sobre empresas que prestam serviço de recolhimento e reciclagem dos diferentes tipos de resíduo dependendo de sua localidade. No caso da reciclagem de resíduos eletroeletrônicos em Belo Horizonte, obteve-se como resultado quatro empresas, porém o contato somente foi correspondido por uma delas, que forneceu as informações necessárias para que fosse possível conhecer parcialmente o cenário da reciclagem desses resíduos.

De acordo com a empresa, atualmente, tal tipologia de resíduo é reciclado parcialmente. Em específico, garante-se a reciclagem do alumínio, por ser de fácil separação dos outros materiais e um método de reciclagem já

comum. Contudo de acordo com a infraestrutura que a empresa possui atualmente e devido à dificuldade de separação, os demais materiais seriam incinerados e/ou destinados a aterros.

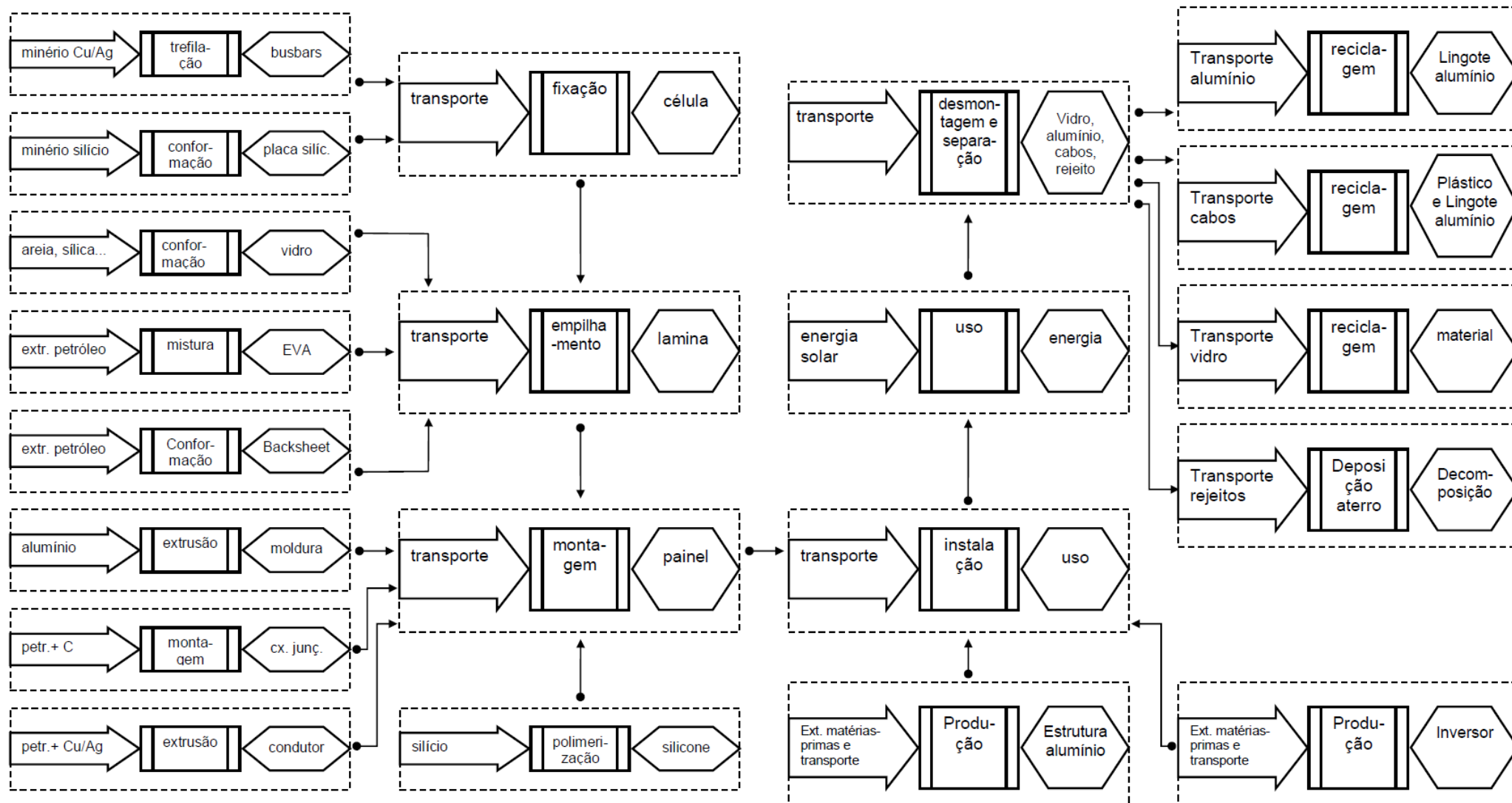
Vale destacar que estudos recentes confirmam a possibilidade de separar o vidro do painel e dos demais materiais como plástico, prata ou cobre dos conectores (LUNARDI *et al.*, 2018), assim como os metais do painel (PRADO, 2018). Entretanto, são processos térmicos e/ou químicos, mais complexos que a separação manual, e por isso, dependem de tecnologia não acessível o suficiente para garantir a reciclagem.

Sendo assim, o limite do sistema analisado incluiu as fases da produção ao pós-uso, dando ênfase às alternativas de fim de vida. Ou seja, a pesquisa foi aprofundada em cenários de separação dos materiais e reciclagem, sendo o inventário mais detalhado nesta etapa.

### **Resultados**

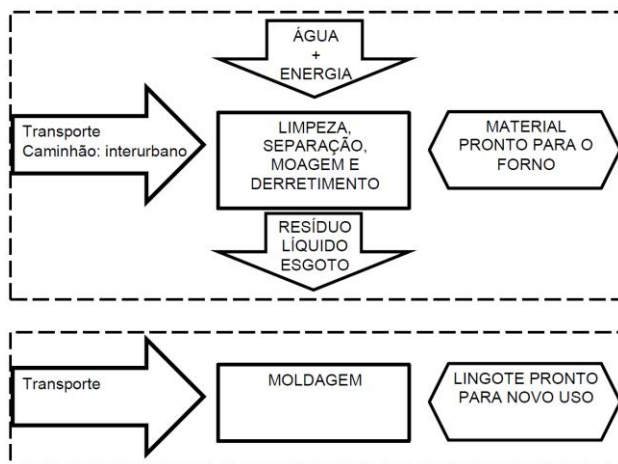
O estudo resultou nos inventários do ciclo de vida da produção, uso e pós-uso do sistema, por meio de levantamento de dados de referência para a simulação em software. Partiu-se de um inventário geral, mais abrangente, contendo as etapas de produção, uso e pós-uso. Posteriormente, foram detalhadas, de modo mais aprofundado as alternativas de fim de vida, tais como a separação e reciclagem ou incineração e depósito em aterro.

Figura 4: Inventário geral do ciclo de vida do sistema (elaborado pelas autoras).

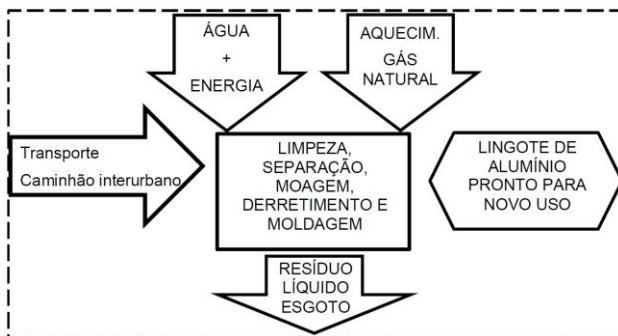


A partir da revisão bibliográfica e consulta a Descarte Legal, foi possível perceber que, na prática, os materiais que podem vir a ser reciclados são materiais usuais em processos de reciclagem, ou seja, vidro, alumínio, plástico e metais. Sendo assim, o modelo de sistema geral do inventário foi detalhado para a reciclagem destes, conforme as Figuras 5, 6 e 7.

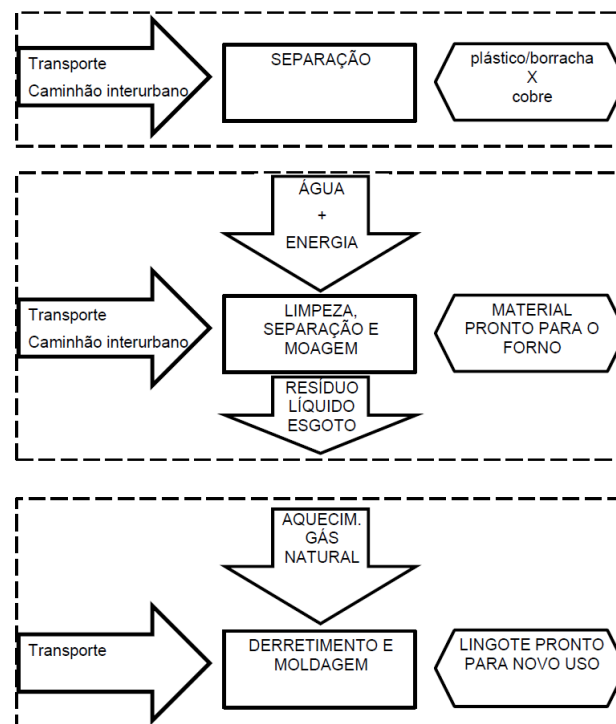
**Figura 5: Reciclagem do vidro (elaborado pelas autoras).**



**Figura 6: Reciclagem do alumínio (elaborado pelas autoras).**



**Figura 7: Reciclagem de fios de cobre e alumínio (elaborado pelas autoras).**



Como confirmam as empresas de reciclagem (DESCARTE LEGAL, 2019), após os processos de limpeza, moagem e derretimento, tanto o vidro como o alumínio e o cobre, resultam em um lingote desse mesmo material, para ser destinado ao seu novo uso. Assim, essas tipologias de materiais, representam ciclos fechados, podendo ser reutilizados como matéria-prima para novo produto.

Não obstante, em razão da complexa separação dos demais materiais que compõem o painel fotovoltaico, sobretudo EVA, célula

fotovoltaica e backsheet, dificilmente estes serão reciclados. Sendo assim, o cenário de fim de vida desses materiais pode ser considerado incineração e destinação a aterros sanitários.

**Conclusões**

De modo geral, percebe-se a área de reciclagem de resíduos eletroeletrônicos como ainda incipiente no setor. Contudo, iniciativas vêm sendo incentivadas principalmente pelo recente Acordo Setorial de Eletroeletrônicos.

Esta pesquisa buscou evidenciar o progresso tecnológico do setor de energia solar, face às frequentes modernizações e novos modelos de produtos cada vez mais eficientes. Contudo, as alternativas de reuso ou reciclagem dos materiais que compõem o sistema são, ainda, bastante limitadas e demandam pesquisas para que seja possível discutir as implicações de seu fim de vida.

Espera-se que, com o progresso do setor e as recentes cobranças quanto à gestão dos resíduos eletroeletrônicos, nos próximos anos surjam novas alternativas para os cenários e fim de vida desses sistemas. Alternativas estas, que busquem evitar grandes volumes de resíduo descartado e atribuam valor de uso aqueles materiais que possivelmente seriam descartados.

Este estudo fundamenta a elaboração da ACV de painel fotovoltaico produzido e reciclado no Brasil, configurando-se como fase intermediária de dissertação de mestrado, que abordará os resultados da ACV do ICV apresentado.

## Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

## Referências bibliográficas

- AMBIENTE ENERGIA. **Impostos geram crise na indústria de painéis solares no Brasil**. 30 nov. 2018. Disponível em: <https://www.ambienteenergia.com.br/index.php/2018/11/impuestos-crie-industria-painel-solar-fotovoltaico-brasil/35282>. Acesso em: 20 fev. 2020.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR ISO 14040/2009**: Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura. Versão Corrigida: 21.07.2014. Rio de Janeiro, 2014. 22p.
- AZEUMO, Maurianne Flore *et al.* Photovoltaic module recycling, a physical and chemical recovery process. **Solar Energy Materials and Solar Cells**, v. 193, p.314-319, 2019.
- BRASIL. **Acordo Setorial Eletroeletrônicos**. Ministério do Meio Ambiente. 31 p., out. 2019a. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/informma/item/15652-minist%C3%A9rio-do-meio-ambiente-celebra-acordo-setorial-de-eletoeletr%C3%B4nicos.html>. Acesso em: 8 nov. 2019.
- BRASIL. **Boletim de Monitoramento do sistema elétrico – dezembro 2019 e dezembro de 2018**. Ministério de Minas e Energia. Boletins de Monitoramento do Sistema Elétrico. 2019b. Disponível em: [mme.gov.br/web/guest/secretarias/energia-eletrica/publicacoes/boletim-de-monitoramento-do-sistema-eletrico/2019](http://mme.gov.br/web/guest/secretarias/energia-eletrica/publicacoes/boletim-de-monitoramento-do-sistema-eletrico/2019). Acesso em: 18 fev. 2020.
- CONSTANTINO, Gabriel *et al.* Adoption of Photovoltaic Systems Along a Sure Path: A Life-Cycle Assessment (LCA) Study Applied to the Analysis of GHG Emission Impacts. **Energies**, v. 11, n. 2806, 28 p., 2018.
- DIAS, Pablo Ribeiro. **Caracterização e Reciclagem de Materiais de Módulos Fotovoltaicos** (Painéis Solares). Orientador. Hugo Marcelo Veit. 2015. 70p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais) – Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2015.
- DESCARTE LEGAL. **Encontre empresas licenciadas para descartar seus resíduos**. 2019. Disponível em: [descartelegal.com](http://descartelegal.com). Acesso em: 12 jun. 2019.
- DUFLOU, Joost *et al.* Demanufacturing photovoltaic panels: Comparison of end-of-life treatment strategies for improved resource recovery CIRP Annals. **Manufacturing Technology**, v. 67, p. 29-32, 2018.
- ESKEW, John *et al.* An environmental Life Cycle Assessment of rooftop solar in Bangkok, Thailand. Elsevier, **Renewable Energy**, v. 123, p. 781-792, 2018.
- FAIRCLOTH, Cameron *et al.* The environmental and economic impacts of photovoltaic waste management in Thailand. **Resources, Conservation & Recycling**, v. 143, p. 260-272, 2019.
- FARIELLO, Danilo. Governo cria programa de incentivo à geração de energia solar. **O Globo**. 15 dez. 2015. Disponível em: <https://oglobo.globo.com/economia/governo-cria-programa-de-incentivo-geracao-de-energia-solar-18302233>. Acesso em 6 mar. 2020.
- LI, Tianqi; ROSKILLY, Anthony Paul; WANG, Yaodong. Life Cycle Sustainability assessment of grid-connected photovoltaic power generation: A case study of Northeast England. **Applied Energy**, v. 227, p. 465-479, 2018.
- LUNARDI, Marina M. *et al.* Comparative Life Cycle Assessment of End-of-Life Silicon Solar Photovoltaic Modules. **Applied Sciences**, v. 8, n. 1396, 15 p., 2018.
- MAHMOUDI, Sajjad; HUDA, Nazmul; BEHNIA, Masud. Photovoltaic waste assessment: Forecasting and screening of emerging waste in Australia. **Resources, Conservation & Recycling**, v. 146, p. 192-205, 2019.
- MAHMUD, Parvez *et al.* Environmental Impacts of Solar-Photovoltaic and Solar-Thermal Systems with Life Cycle Assessment. **Energies**, v. 11, n. 2346, 21p., 2018.
- NEVALA, Sanna-Mari *et al.* Electro-hydraulic fragmentation vs conventional crushing of photovoltaic panels – Impact on recycling. **Waste Management**, v. 87, p. 43-50, 2019.
- OLIVEIRA, André Freitas; TRIGOSO, Federico Bernardino Morante; GASI, Fernando. Eficiência do ciclo de vida energético dos módulos fotovoltaicos no contexto brasileiro. Universidade Federal do ABC, Programa de Pós-Graduação em Energia. In: VII CONGRESSO BRASILEIRO DE ENERGIA SOLAR, 2018, Gramado, RS. **Anais** [...]. Gramado, RS, 2018, não paginado. Disponível em: <https://anaiscbens.emnuvens.com.br/cbens>. Acesso em: 30 jun. 2019.
- PADOAN, Flavia C. S. M.; ALTIMARI, Pietro; PAGNANELLI, Francesca. Recycling of end of life photovoltaic panels: A chemical prospective on process development. **Solar Energy**, v. 177, p. 746-761, 2019.
- PEREIRA, Andrea Franco. Avaliação do Ciclo de Vida no ambiente construído: importância da modelagem do inventário do ciclo de vida para projeto de produto e arquitetônico. In: RESENDE, M. A. P. (Org). **Tecnologia do Ambiente Construído e Interdisciplinaridade**. 1ed. Belo Horizonte: Instituto de Estudos do Desenvolvimento Sustentável, 2012. ISBN 978-85-62372-14-8.
- PESTALOZZI, Fadri; EISERT, Stefan; WOIDASKY, Jörg. Benchmark Comparison of High Voltage Discharge Separation of Photovoltaic Modules by Electrohydraulic and Electrodynamics Fragmentation. **Recycling**, v. 3, n. 13, 12p., 2018.
- PORTAL SOLAR. **O certificado do painel solar**: saiba o que você está comprando. 2020a. Disponível em: <https://www.portalsolar.com.br/o-certificado-do-painel-solar---saiba-o-que-voce-esta-comprando.html>. Acesso em 6 mar. 2020.
- PORTAL SOLAR. **Passo a Passo da Fabricação do Painel Solar**. 2020b. Disponível em: <https://www.portalsolar.com.br/passo-a-passo-da-fabricacao-do-painel-solar.html>. Acesso em: 6 mar. 2020.
- PRADO, Pedro Forastieri de Almeida. **Reciclagem de painéis fotovoltaicos e recuperação de metais**. Orientadora: Denise Crocce Romano Espinosa. 2018. 136p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Escola Plitécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2018.
- RAHMAN, Mustafizur; ALAM, Chowdhury Sadid; AHSAN, Abir. A Life Cycle Assessment Model for Quantification of Environmental Footprints of a 3.6kWp Photovoltaic System in Bangladesh. **International Journal of Renewable Energy Development**, v. 8, n. 2, p. 113-118, 2019.
- SOULIOTIS, Manolis *et al.* Experimental study and Life Cycle Assessment (LCA) of Hybrid Photovoltaic/Thermal (PV/T) solar systems for domestic applications. Elsevier, **Renewable Energy**, v. 126, p. 708-723, 2018.
- TANNOUS, Scarlett *et al.* Comparative cradle-to-grave life cycle assessment of traditional grid-connected and solar stand-alone street light systems: A case study for rural areas in Lebanon. **Journal of Cleaner Production**, v. 186, p. 963-977, 2018.
- XU, Liang *et al.* Environmental effects of China's solar photovoltaic industry during 2011-2016: A life cycle assessment approach. **Journal of Cleaner Production**, v. 170, p. 310-329, 2018.
- YANG, H. L. *et al.* Recycling and reuse of kerf-loss silicon from diamond wire sawing for photovoltaic industry. **Waste Management**, v. 84, p. 204-210, 2019.
- ZHANG, Yu *et al.* The microstructure evolution and mechanical properties of MgO-C refractories with recycling Si/SiC solid waste from photovoltaic industry. **Ceramics International**, v. 44, p. 16435-16442, 2018.

## Avaliação ambiental da produção de celulose bacteriana modelada em escala industrial

Renata de Araújo e Silva<sup>1</sup>  
Raimundo Marcelino da Silva Neto<sup>2</sup>  
Ana Iraidy da Santa Brígida<sup>2</sup>  
Morsyleide de Freitas Rosa<sup>2</sup>  
Renato Carrhá Leitão<sup>2</sup>  
Maria Cléa Brito de Figueirêdo<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Universidade Estadual do Ceará – Pós-Graduação em Ciências Naturais

<sup>2</sup> Embrapa Agroindústria Tropical  
renata.araujo@aluno.uece.br

### Resumo

A celulose bacteriana (CB) é um biopolímero promissor para aplicações em diversas áreas, mas o custo de produção ainda é muito alto, principalmente por causa do meio de cultura sintético usado Hestrin&Schramm (HS). Assim, uma rota alternativa de produção de CB em meio de cultura melaço de soja hidrolisado (MSH) foi definida em laboratório. A comparação das rotas HS e MSH para produção em escala laboratorial de 1 g de CB foi realizada em trabalho anterior que mostrou o melhor desempenho da rota MSH. Nesse trabalho, as rotas HS e MSH modeladas em escala industrial são novamente comparadas para se identificar possíveis mudanças nos resultados devido ao escalonamento da produção. Assim, duas plantas de produção foram modeladas em escala industrial com o software SuperPro Designer, uma operando com meio HS e a outra, com meio MSH. Considerou-se que ambas as plantas têm a capacidade de processarem 60 toneladas de meio de cultura por mês, produzindo 319 ton de CB/ano no meio HS e 438 tons de CB/ano no meio MSH, considerando 80% de umidade. A partir dos relatórios da simulação dessas plantas, foram construídos os inventários ambientais. O escopo do estudo foi "do berço ao portão" e a unidade funcional foi a produção de 1 kg de CB em um ano. Os impactos da produção em HS e MSH foram avaliados pelo método

ILCD 2011, considerando as categorias: mudanças climáticas, acidificação, escassez hídrica, eutrofização marinha e de água doce, ecotoxicidade de água doce, toxicidade humana, câncer e não câncer. Os processos unitários avaliados foram: propagação do inóculo, preparo do meio de cultura, fermentação estática, purificação, neutralização, centrifugação e acondicionamento. Os resultados mostraram que a produção em MSH apresentou melhor desempenho que em HS na maioria das categorias de impacto avaliadas. Em MSH o principal aspecto que contribui para os impactos foi o etanol usado na suplementação do meio de fermentação. Como este insumo é proveniente da cana-de-açúcar, os impactos do cultivo desta são considerados na avaliação. Já em HS, os impactos desse processo estão relacionados a produção do plástico usado no acondicionamento do produto. Portanto, do ponto de vista técnico e ambiental a produção industrial em MSH mostrou-se menos impactante, sendo necessário ainda uma avaliação mais detalhada sobre a viabilidade econômica desse processo.

**Palavras-chaves:** melaço de soja, Impactos ambientais, *Komagataeibacter xylinus*.

### Introdução

O ecodesign vem sendo promovido por instituições governamentais em todo o mundo, como a União Europeia com a Diretiva para o Ecodesign (EU, 2009), por gerar otimizações nos processos produtivos, melhorando a eficiência no uso dos recursos, reduzindo poluentes, e gerando novos produtos com menor impacto ambiental. Nesse contexto, a celulose bacteriana (CB), obtida a partir da fermentação microbiana, é um exemplo de produto com processo de

produção em investigação, visando ampliação de escala (Jang et al., 2017).

A CB pode ter diversas aplicações, entretanto, os maiores avanços em uso ocorreram na indústria biomédica com o uso da CB em escala industrial na produção de curativos bioativos (Qiu et al., 2016). Atualmente, o elevado custo do processo de produção de CB utilizando meio fermentativo sintético Hestrin&Schramm (HS), limita a instalação de plantas industriais (Gullo et al., 2017).

Diante disso, Silva e colaboradores (2018) definiram um processo de produção de CB em escala laboratorial, utilizando o melaço de soja hidrolisado (MSH) como meio fermentativo. Nesse trabalho, comparam-se os possíveis impactos ambientais da produção de 1 kg de CB em meio HS e MSH, utilizando dados de produção de plantas industriais modeladas em software de simulação.

### Metodologia

A comparação entre processos foi realizada utilizando a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), padronizada pela Organização Internacional de Normalização (ISO). O escopo é do tipo berço ao portão, onde a função avaliada é a de produção. A unidade funcional empregada é 1 ton de CB (80% de umidade) com intenção de ser aplicada como curativo, considerando 1 ano de produção.

A partir dos dados referentes as condições de fermentação para a produção de CB em escala laboratorial reportadas por Silva e colaboradores

(2018), as rotas de produção em meio à base de melaço de soja hidrolisado (MSH) e a rota de referência que utiliza o meio de cultura sintético (HS) foram modeladas no software SuperPro Designer®, versão 10 (Intelligen Inc. - New Jersey, US). Considerou-se que ambas as plantas processam 60 tons de meio de cultivo por mês e produzem 319 tons de CB/ano no meio HS e 430 tons de CB/ano, no meio de cultivo a base de melaço de soja hidrolisado, considerando a produção de CB com 80% de umidade.

O balanço de massa e energia fornecido no relatório da simulação das rotas de produção de CB em escala industrial, gerado no SuperPro, foi utilizado para construção do inventário de produção de CB. Já os dados secundários como o de produção dos insumos químicos, água e eletricidade são provenientes da base de dados do Ecoinvent v.3, por meio da utilização do software SimaPro versão 9.0.0.35 (PRé Consultants, 2019).

Os processos unitários considerados no processo de produção de CB em melaço de soja foram: propagação do inóculo; preparo do meio de cultivo, cultivo estático, purificação, neutralização, centrifugação e pasteurização e embalagem.

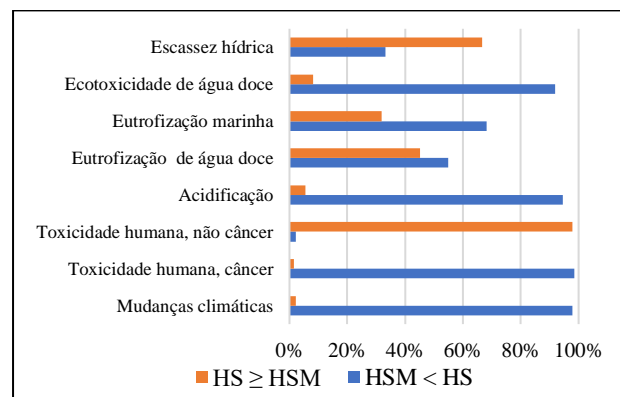
A avaliação de impactos foi realizada por meio do método ILCD 2011 Midpoint V1.05 para avaliar 7 categorias de impacto, a saber, mudança climática, acidificação do solo, ecotoxicidade de águas doces, toxicidade humana câncer e não câncer, eutrofização de água doce e marinha e

AWARE V1.00 para a categoria de escassez hídrica.

## Resultados e Discussão

A comparação dos potenciais impactos ambientais decorrentes da produção de 1 ton de CB na rota MSH e na HS (referência), ambas simuladas em escala industrial, mostra que a rota MSH apresentou menor impacto ambiental significativo nas categorias mudanças climáticas, toxicidade humana câncer. A rota HS apresentou menor impacto ambiental significativo apenas para a categoria toxicidade humana não câncer, considerando um índice de confiança de 95%. Para as demais categorias não houve diferença significativa entre as rotas avaliadas (Figura 1).

**Figura 1: Avaliação comparativa dos impactos ambientais das rotas MSH e HS, em escala industrial, considerando a produção de 1 ton de CB**



Analisando a contribuição das etapas na rota MSH, observa-se que o preparo do meio de

cultivo foi a etapa mais relevante em todas as categorias de impacto (Figura 2a). Na avaliação de contribuição dos insumos, observou-se que os impactos dessa etapa são devido a produção do melaço de soja (Figura 2b).

Analisando a contribuição das etapas na produção no meio HS, observa-se que a etapa de embalagem/empacotamento é um ponto crítico para os impactos ambientais da rota (Figura 3a). Esses impactos são atribuídos a produção do polipropileno, matéria-prima da embalagem plástica (Figura 3b).

## Conclusões

A modelagem das rotas MSH e HS em escala industrial permitiu uma comparação de desempenho ambiental dessas rotas que destacou o melhor desempenho da rota MSH. Esses resultados permitem indicar a rota MSH para produção em planta piloto. Ressalta-se que, após escalonamento para planta piloto, novos dados de processos devem ser coletados para comparar o simulado industrial a partir de dados laboratoriais e o simulado industrial a partir de dados piloto. Esta análise contribuirá nos ajustes em menor escala e na implantação de uma planta de CB com melhor desempenho ambiental.

## Agradecimentos

A Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

Figura 2: Contribuição das etapas e insumos para os impactos ambientais da produção de 1 ton de CB em MSH, em escala industrial

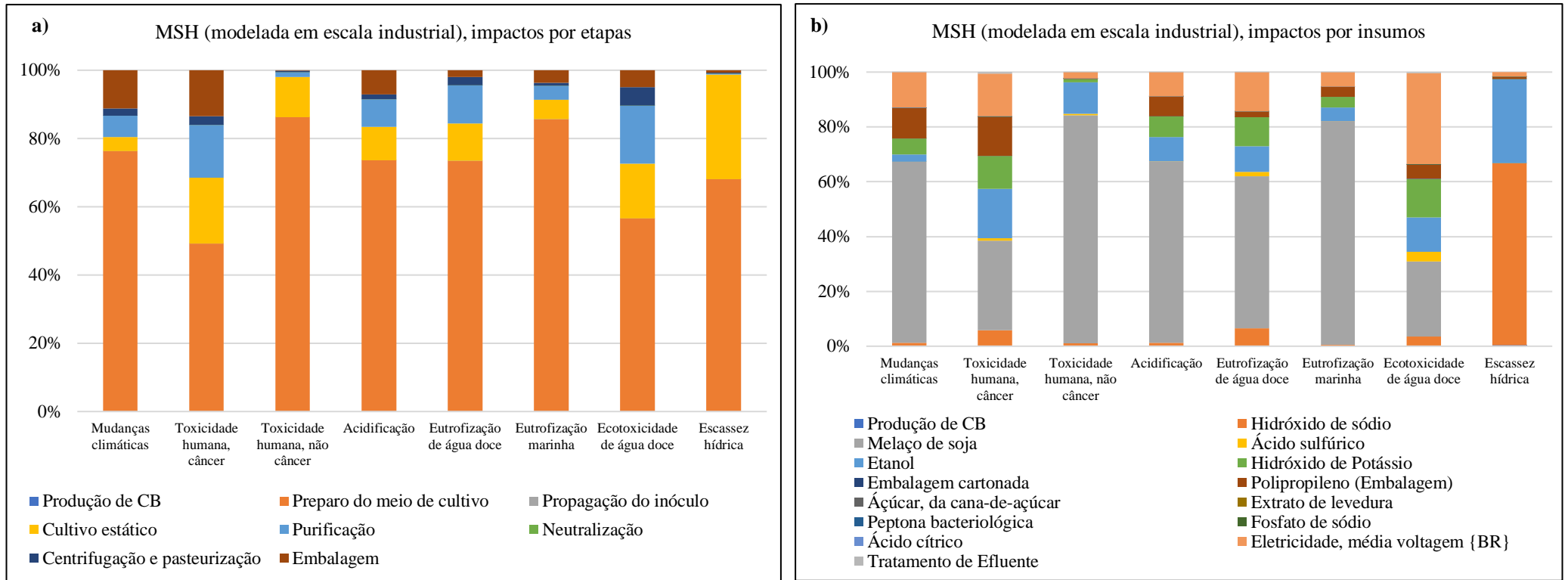
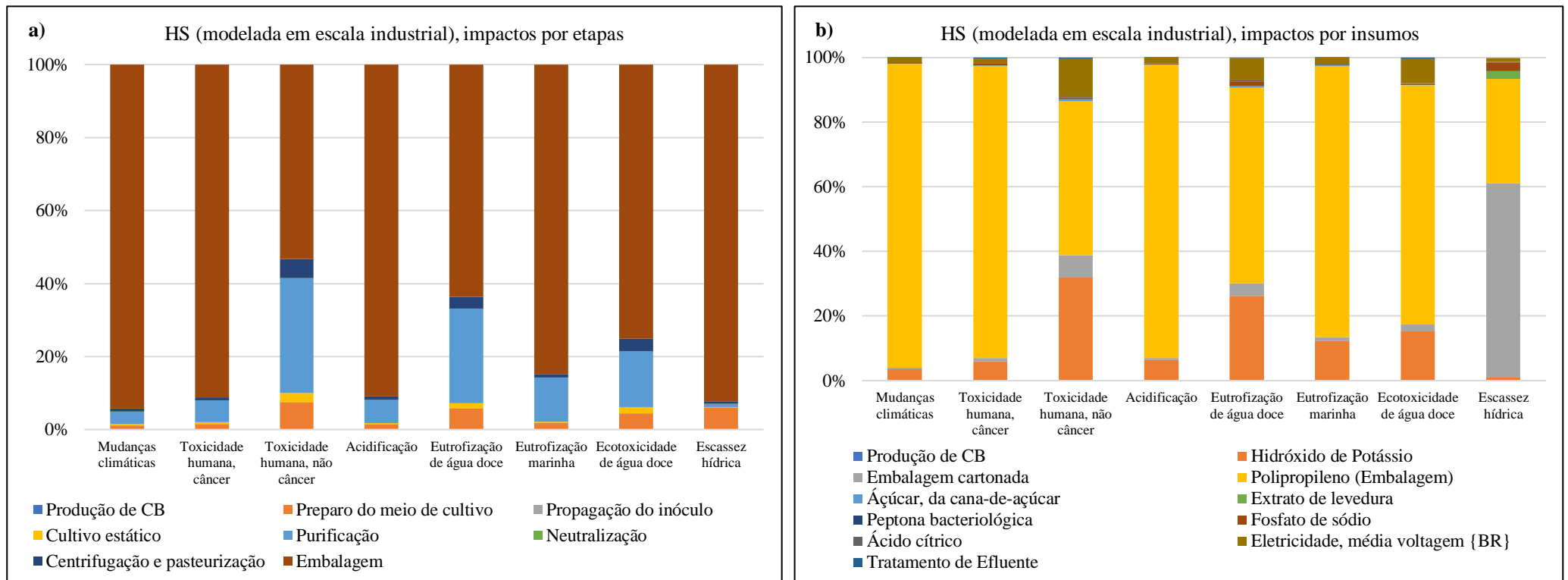




Figura 3: Contribuição das etapas e insumos para os impactos ambientais da produção de 1 ton de CB em HS, em escala industrial



## Referências bibliográficas

European Union, 2009. Directive 2009/125/EC of the European parliament and of the council establishing a framework for the setting of ecodesign requirements for energy-related products. European Union, OJ L 285, 31.10.2009, p. 0-35.

GULLO, Maria et al. Applied Microbiology and Biotechnology (2017). <http://dx.doi.org/10.1007/s00253-017-8539-3>.

JANG, Woo Dae et al. Microbial Biotechnology (2017). <http://dx.doi.org/10.1111/1751-7915.12744>.

QIU, Yuyu et al. Materials Science and Engineering (2016). <http://dx.doi.org/10.1016/j.msec.2015.10.016>.

SILVA, Renata de Araujo e et al. AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DA PRODUÇÃO DE CELULOSE BACTERIANA EM MELAÇO DE SOJA HIDROLISADO. In: CONGRESSO BRASILEIRO SOBRE GESTÃO DO CICLO DE VIDA, 6., 2018, Brasília. **Anais do VI Congresso Brasileiro sobre Gestão do Ciclo de Vida**. Brasília: Ibict, 2018. p. 511 - 516

# Copo descartável ou reutilizável para bebida de café?

Maria Paula de Figueiredo Tavares<sup>1</sup>  
Anna Lúcia Mourad<sup>2\*</sup>

1 Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos / Itai, Campinas, Brasil

2 Centro de Tecnologia de Embalagem, Itai, Campinas, Brasil

\*Autor de correspondência: anna@ital.sp.gov.br

## Resumo

O café está entre as bebidas mais consumidas no Brasil. O país não é apenas o maior produtor e exportador de café verde, mas também o maior mercado consumidor em volume total de consumo. O consumo da bebida de café se inicia nos primeiros anos da infância e acompanha a vida da grande maioria dos brasileiros diariamente. O consumo da bebida fora do lar também é bastante significativo (Euromonitor, 2018).

Com o aumento da conscientização ambiental, hábitos tradicionais vem sendo discutidos por muitas pessoas em relação aos seus impactos ambientais e quais são as melhores práticas a serem adotadas em diferentes situações. Para esclarecer este tipo de questionamento, o objetivo deste trabalho foi quantificar as diferenças no consumo de energia, água e emissão de gases de efeito estufa relativos aos processos de preparação da bebida de café, de acordo com uma das formas mais comuns de preparação da mesma no Brasil, o café filtrado, com aquecimento da água em um fogão de cozinha (GLP), seguido pelo uso de coador e filtro de papel e consumo em copos descartáveis (poliestireno) ou laváveis (retornáveis). As fronteiras deste estudo também incluíram o transporte de café verde, os processos de torrefação e moagem em uma fábrica localizada no estado de São Paulo. Os dados foram coletados junto a trinta consumidores. As quantidades de detergente líquido para a limpeza da louça e o consumo de água para lavar o copo foram coletados e mensurados em balança semi-analítica. Os resultados mostram que o consumo de energia e as emissões de gases de efeito estufa são significativamente maiores ao usar o copo descartável do que ao usar o copo lavável. No entanto, o consumo de água durante a limpeza com detergente é

bastante significativo: 944 mL de água/50 mL de bebida de café. Desta forma, os autores sugerem que, além do uso de copo lavável/reutilizável, os consumidores devam adotar duas outras práticas: uso da menor quantidade possível de detergente e minimização da frequência de lavagem dos copos para manter a superioridade ambiental do produto lavável/reutilizável sobre o produto descartável/uso único.

**Palavras chave:** recipientes para bebida de café, PNRS impacto ambiental, hábitos de consumo

O brasileiro consome em média 839 xícaras de café por ano, valor cinco vezes superior ao da média mundial. O consumo de café torrado e moído ocorre predominantemente nos lares, com cerca de 661 xícaras por ano (Figura 1), representando nove vezes o consumo global para este tipo de bebida (Euromonitor, 2018).

Figura 1 – Consumo de café torrado e moído em xícaras



**Fonte: Euromonitor International 2018**

O café torrado e moído representa 81% do consumo pelos brasileiros, com 4,82 kg per capita de acordo com a Associação Brasileira da Indústria de Café (ABIC, 2018). Estima-se que sejam consumidos no Brasil cerca de 720 milhões de copos descartáveis por dia, o que corresponde a 1500 toneladas de resíduos segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos (ABRELPE, 2017).

Fatores como descarte irregular de resíduos sólidos, abrangência parcial da coleta, aliados a gestão inadequada de resíduos sólidos, contribuem para a problemática do plástico, que acaba por alcançar os oceanos.

A extensão do lixo marinho é global e fatores como a redução ou eliminação de itens de consumo de uso único bem como estudos relacionados ao design de produto com foco na redução da quantidade de matéria prima, reuso, reciclagem e valorização do resíduo, assim como a

melhoria no sistema de coleta do resíduo plástico e desenvolvimento de tecnologia para uso deste em substituição à extração de matéria prima estimulando a economia circular, podem auxiliar na solução desta problemática.

## Método

Considerando-se que o objetivo deste estudo foi avaliar as diferenças decorrentes do uso de copo descartável ou do uso de recipiente lavável (reutilizável).

O estudo focalizou o levantamento de dados das etapas produtivas fora da fazenda, considerando as etapas de transporte da fazenda até empresa de beneficiamento do café em grão verde, seu processo de torra, moagem, embalagem e a etapa de preparo da bebida por consumidores. A principal etapa monitorada neste estudo foi relativa aos hábitos dos consumidores tanto durante o preparo da bebida quanto ao processo de lavagem dos recipientes utilizados. As fronteiras do estudo podem ser melhor visualizadas na Figura 2.

As etapas da cadeia posteriores, com a destinação dos resíduos gerados não foram incluídas neste estudo. A etapa agrícola anterior não foi incluída, já que numerosos estudos foram publicados e já é de conhecimento geral que há significativos impactos ambientais decorrentes do uso de fertilizantes e pesticidas.

Para o levantamento dos dados relativos ao preparo da bebida, selecionou-se consumidores que habitualmente eram os responsáveis pelo preparo da bebida em suas casas, através do método do filtro caseiro, sem distinção de gênero ou faixa etária.

Os consumidores previamente selecionados por contato telefônico através de pré entrevista foram convocados a virem individualmente em cozinha experimental em horário e dia agendado.

Cada consumidor era orientado a preparar o seu café da mesma forma que fazia em sua residência.

Após o preparo da bebida, o consumidor era orientado a lavar o copo utilizado de forma semelhante ao que fazia em sua residência. As quantidades de detergente e água utilizados foram determinadas por diferença de massa, em balança analítica.

## Unidade funcional

Neste estudo monitorou-se o preparo da bebida através do método filtrado caseiro, da forma como ele foi feito pelos consumidores, expressando-se o resultado pela "dose preparada". Em seguida, comparou-se o uso do copo descartável pela unidade funcional de 50 mL de bebida preparada.

## Modelagem do estudo

A embalagem contendo café utilizado foi uma estrutura multicamadas de PET/PE/PEBD metalizado, contendo 500g de café torrado e moído.

Os filtros de papel utilizados são vendidos em embalagens de cartão (30 unidades) e o inventário dos dois materiais considerados proporcionalmente à unidade funcional adotada.

O copo reutilizável estudado foi o copo de vidro considerando-se 500 usos até o fim de seu ciclo de vida.

O copo descartável considerado foi o copo plástico de poliestireno, produzido através do processo de termoformagem.

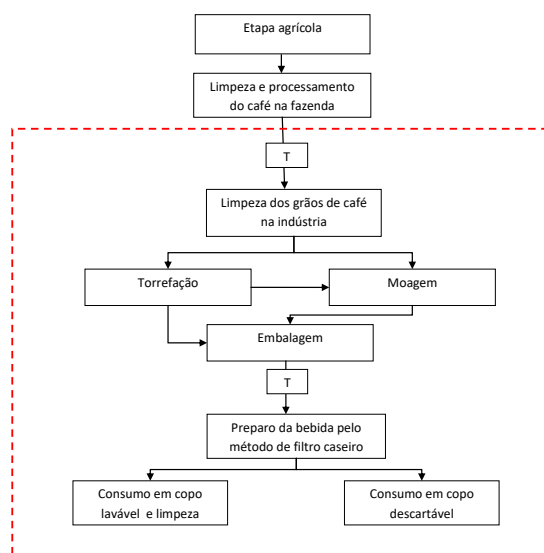


Figura 2. Fronteiras do estudo

Os dados relativos aos usos de papel e cartão foram obtidos do estudo realizado anteriormente no CETEA (Mourad et. al, 2014).

Os inventários dos demais materiais de embalagem foram obtidos dos bancos de dados de estudos do Cetea.

## Resultados

O levantamento dos hábitos junto aos consumidores demonstrou grande variação na forma de preparo da bebida assim como o uso do recurso hídrico.

A idade média dos consumidores foi de 45 anos, sendo que participaram pessoas entre 30 e 62 anos.

Na Tabela 1 a seguir são apresentados os resultados para o consumo de água.

**Tabela 1.** Consumo de água associado aos copos lavável/reutilizável (L/R) e descartável/uso único (UU) para o consumo de café preparado através de método filtrado caseiro. Unidade funcional: 50 mL de bebida pronta.

Parâmetro	Consumo de água (mL/50mL de bebida)	
	L/R	UU
Total	944	338
Lavagem do copo (média)	865	0
Lavagem do copo (mínimo)	234	0
Lavagem do copo (máximo)	3889	0

*Pesquisa realizada com 30 consumidores*

Os resultados aqui apresentados relativos apenas ao consumo de água, mostram que o uso de copo lavável também deve ser feito com critério. Comparando-se toda a água consumida nas etapas incluídas, inclusive a água necessária para a fabricação do copo descartável, o copo lavável consumiu em média, cerca de 2,8 vezes mais água que o copo descartável.

Quando se observa, entretanto, as faixas de variação do consumo de água, nota-se que este consumo pode ser inferior ao do copo descartável (40% inferior) ou até

mesmo muito superior (1150%). Este consumo depende basicamente do comportamento do consumidor.

Assim, o uso de copo reutilizável é sim importante e apresenta outras vantagens ambientais em relação ao descartável, mas o papel do consumidor não para na seleção do tipo de copo. É preciso ir além e ter noção do impacto de suas atitudes.

## Conclusões

Quando se consideram outros aspectos desta cadeia produtiva, o copo reutilizável apresenta vários indicadores ambientais favoráveis, como menor consumo de recursos naturais e menor geração de resíduos sólidos.

Entretanto, é importante que o consumidor tenha maior consciência do impacto ambiental de seus hábitos.

Sugere-se inclusive, que o processo de lavagem seja feito com menor frequência que o da ingestão da bebida, uma vez que muitos usuários possuem uma caneca própria.

Lavagem por outros métodos, como o de imersão, também pode ser uma alternativa ao método do uso de água corrente.

O projeto como um todo inclui a avaliação de outros aspectos desta cadeia produtiva.

## Agradecimentos

As autoras agradecem a todos os consumidores voluntários que participaram desta pesquisa no Ital.

## Referências bibliográficas

Salado, A. (2018) O Mercado Brasileiro de Café. 26º Encafé Euromonitor International

Brommer, E, Stratmann, B., Quack, D. (2011) Environmental impacts of different methods of coffee preparation. Int. J. of Consum. Stud., Malden, V 35, pp. 212-220.

Coltro, L., Mourad, A. L., Oliveira, P., Baddini, J., Kletecke, R. (2006). Environmental profile of Brazilian green coffee. Int. J. of Life Cycle Assess., Landsberg, V11, N. 1, pp. 16-21.

Furfori, S., Portis, C., Cabilli, A., Vanii, A., Breedveld, L. Barrale, R. (2012). LCA of one cup of espresso coffee: how to collect and validate LCA data along the coffee supply chain. In: Inter Conf on Life Cycle Asses in the Agri-food sector, 8., Saint-Malo. Proceedings... France: INRA, 2012.

Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil. (2017) Abrelpe

## ***O uso de água na lavagem de verduras em restaurantes industriais***

Camilla Prado Rocha Scotto di Santillo<sup>1\*</sup>  
Anna Lucia Mourad<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimento, Ital, Campinas, Brasil

<sup>2</sup> Centro de Tecnologia de Embalagem, Ital, Campinas, Brasil

\*Autor de correspondência : camillaprdsantillo@gmail.com

### **Resumo**

*O estilo de vida atual tem sofrido grandes modificações em relação às últimas décadas, com a efetiva participação feminina no mercado de trabalho e a aquisição de novos hábitos, como o da alimentação fora do lar em estabelecimentos do tipo self-service, realidade que já faz parte da vida de milhares de brasileiros. A facilidade de acesso a informações através dos muitos meios digitais, associada às mudanças climáticas, percebidas por indivíduos em todos os lugares, tem aumentado a procura por alimentos mais saudáveis, mas também obtidos de processos que sejam ambientalmente responsáveis. Entender as interfaces ambientais das atividades exercidas pela sociedade e a procura pela melhoria contínua da eficiência ambiental destes processos tem sido uma diretiva mundial para minimização dos efeitos das mudanças climáticas. Dentro desta linha, o objetivo do projeto no qual este trabalho se insere é mensurar as interfaces ambientais dos processos envolvidos nas etapas de preparação de refeições em restaurantes comerciais e industriais através da aplicação da ferramenta de Life Cycle Thinking. Especificamente neste trabalho, a etapa de lavagem e higienização de verduras foi avaliada junto a quatro restaurantes industriais e uma doméstica. Observou-se neste levantamento que a qualidade do produto inicial foi determinante na geração de resíduos, que variaram entre 12 e 46%. O consumo de água por kg de verdura lavada ficou entre 29 e 121 litros. Os resultados obtidos até o momento mostram que o treinamento das equipes quanto*

*à conscientização ambiental pode melhorar significativamente o indicador de consumo de água.*

**Palavras-chaves:** *Avaliação de Ciclo de Vida, cozinhas industriais, eficiência ambiental, preparo de alimentos, higienização de hortifrúteis.*

### **Introdução**

Pesquisa encomendada pela Fiesp - Federação das Indústrias de São Paulo e realizada pelo IBOPE, envolvendo mais de 1500 participantes entre homens e mulheres, de 25 a 60 anos, em nove das principais regiões metropolitanas do país, identificou tendências nos hábitos de consumo de alimentos no país. Dentre as quatro principais tendências, a Conveniência e Praticidade (34%) e Saudabilidade / Bem estar, Sustentabilidade e Ética (21%) mostram como estes aspectos estão sendo priorizados pelos consumidores brasileiros. Com a diminuição do tamanho das famílias, aumento da participação feminina no mercado de trabalho, parte da rotina de preparo da alimentação está sendo feita fora do lar (ITAL, 2010).

Com a globalização, as questões ambientais, originariamente de caráter regional ou local, foram tomando proporções intercontinentais, pois os riscos climáticos ultrapassaram as fronteiras de países individuais.

De acordo com o *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC, 2014), existe comprovação científica correlacionando o aquecimento global com o aumento das emissões de gases de efeito estufa. Muitas

consequências desse processo já foram observadas e sinalizadas, como o derretimento das geleiras, o aumento do nível do mar e a incidência de desastres naturais (SILVA, 2016).

Diante deste cenário, é de grande importância a melhoria do desempenho ambiental das várias atividades desenvolvidas por empresas, instituições, comércios e consumidores (MENDES, 2010).

Existe atualmente uma demanda internacional para melhoria dos processos produtivos existentes em relação ao uso de recursos naturais e minimização da geração de emissões atmosféricas, para os corpos d'água e geração de resíduos.

### ***Crisis hídricas e os impactos ambientais***

No Brasil, as principais alterações são sentidas através do aumento de eventos extremos, como é possível identificar nos últimos anos no estado de São Paulo, com a crise hídrica entre os anos de 2014 e 2015, e os casos de inundação e chuvas extremas recentemente (IPCC, 2014).

Desde 2012, diferentes municípios do Brasil têm deparado com reduções da pluviosidade, delineando um cenário complexo de escassez hídrica. Esse fenômeno climático tem causado impactos graves na oferta de água para o abastecimento público e outros usos, como irrigação e geração de energia elétrica (JACOBI, 2015).

Um agravante para a escassez de água também está diretamente relacionando ao acesso da

população a água potável. Segundo a Organização Mundial da Saúde em 2014, mais de 750 milhões de pessoas sofriam com a falta de acesso a fontes adequadas para consumo de água no mundo. Atualmente mais de um bilhão de pessoas - ou seja, um em cada sete habitantes do planeta - carecem de acesso adequado a água potável, sendo assim mais de 40% da população do planeta viverá a curto prazo em regiões crescentemente afetadas por stress hídrico (JACOBI, 2016).

Face a este contexto, com o aumento da conscientização ambiental dos consumidores, todos os setores têm se mobilizado no sentido de se tornarem ambientalmente responsáveis. Assim, os restaurantes industriais, para serem competitivos no mercado, deverão se adequar a uma nova realidade que exige qualidade com o comprometimento de reduzir os danos ambientais e aumentar a sua sustentabilidade, sobrevivência e lucro.

Portanto, para fomentar uma alimentação com escopos sustentáveis, é necessário o conhecimento do impacto gerado pelas diferentes etapas de preparo das mesmas.

### Objetivo

O objetivo geral do projeto que engloba o contexto deste trabalho é avaliar, levantar dados e integrar indicadores de consumo de energia, água, emissões de gás carbônico e geração de resíduos associados às principais operações envolvidas no preparo de alimentos em restaurantes industriais, para a quantificação

destes parâmetros e identificação de pontos de melhoria através da aplicação da ferramenta de *Life Cycle Thinking*. Neste trabalho, em específico, se objetiva avaliar o uso da água para a lavagem e higienização de verduras restaurantes industriais.

### Método

O presente estudo foi desenvolvido através de princípios da metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida – ACV (ISO, 2006), na sua forma simplificada, o *Life Cycle Thinking*.

Dados de lavagem de verduras foram levantados junto a quatro restaurantes industriais e também comparado ao consumo doméstico para a realização da mesma operação. Para a quantificação dos insumos e do uso de água, utilizou-se balança semi-analítica.

Foram aferidas as quantidades de água utilizadas nas etapas de pré-lavagem, lavagem e enxague de acordo com cada processo específico, levando em consideração o método implantado e realizado rotineiramente no local.

A água foi coletada através de um recipiente localizado na pia de lavagem onde é realizado a higienização e pesada posteriormente, sendo todas as etapas aferidas separadamente.

Para a precisão nos dados e na aferição do consumo real de água, o residual de água pós-lavagem foi eliminado pelo uso padronizado de secador manual por centrifugação.

Além da água, foi contabilizado também a quantidade de resíduos descartados das verduras

bem como folhas, talhos e partes do produto que não apresentavam bons aspectos e qualidade, assim como embalagens plásticas também foram consideradas.

### Resultados e Discussão

O consumo de água nos estabelecimentos comerciais avaliados, variou de 34 kg de água até 72 kg por quilograma de verdura lavada conforme mostrado na Tabela 1, gerando uma média de 45 kg de água por kg de verdura lavada.

Observou-se que o consumo de água realizado dentro do lar pode ser até 4 vezes mais elevado do que nos restaurantes avaliados.

**Tabela 1: Principais parâmetros levantados na etapa de lavagem e higienização. Unidade funcional: unidade / kg de verdura lavada.**

Item	R1	R2	R3	R4	var
Verdura (kg)	1,12	1,23	1,46	1,12	1,16
Água (kg)	71,9	28,8	44,0	34,4	120,9
Resíduos (kg)	0,12	0,23	0,46	0,12	0,16

A grande variabilidade no consumo de água ocorre principalmente devido às diferenças na abertura da torneira enquanto o manipulador realiza as atividades de higienização individuais nas folhas, podendo variar nas etapas de pré-lavagem e/ou enxague.

Observa-se que a qualidade da verdura adquirida influencia tanto o rendimento do

processo, quanto na geração de resíduos. O restaurante 3 precisa adquirir 46% a mais de verdura do que realmente utiliza, gerando a mesma diferença em resíduos.

Outro aspecto fundamental deste processo é a eficiência da limpeza, que será posteriormente avaliada.

Segundo Schnabel (2019) os métodos de descontaminação e saneamento utilizados atualmente são ineficazes do ponto de vista microbiano, geram altos custos com excessivo consumo de água e produtos químicos (aditivos)

### Conclusões

O consumo de água por kg de verdura lavada ficou entre 29 a 121 litros, sendo uma diferença significativa entre os locais aferidos, e também um consumo de água elevado para a quantidade de verdura lavada.

Os resultados obtidos até o momento evidenciam que o treinamento das equipes em relação à conscientização ambiental e a implementação de processos sistematizados e monitorados podem reduzir significativamente o indicador de consumo de água. A utilização de processos mais dinâmicos e combinados podem auxiliar também na redução do consumo de água.

Outro aspecto interessante observado é que o método da torneira aberta para uma menor quantidade de verdura lavada no lar, acaba elevando o consumo deste recurso natural. Esse método apesar de amplamente difundido para

ser reduzido e conscientizado ainda representa o método mais utilizado nos restaurantes e no lar para lavagem de hortifrúteis e verduras em geral.

A qualidade da verdura adquirida, bem como o tempo entre a sua colheita e o uso são determinantes na eficiência do processo. Verduras de baixa qualidade, ou adquiridas em sistemas de atacado bem como caixas institucionais de madeira, favorecem maior quantidade de descartes.

### Agradecimentos

As autoras são gratas pelo apoio financeiro obtido junto ao CNPq - Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (Processo 440170/2019-2) e aos estabelecimentos comerciais que colaboraram com esta pesquisa.

### Referências bibliográficas

- IPCC (2014) Climate Change 2014 Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC. Geneva
- ISO (2016) Associação Brasileira De Normas Técnicas Abnt. Nbr Iso 14040: Gestão Ambiental: princípios e definições de ACV. ABNT. Rio de Janeiro
- ITAL (2010) Brasil Food Trends 2020. ITAL/FIESP. São Paulo
- Jacobi P. R., et al. Crise hídrica na Macrometrópole Paulista e respostas da sociedade civil (2015). <https://doi.org/10.1590/S0103-40142015000200003>
- Jacobi P.R., Empinotti V.L., Schmidt L. Escassez Hídrica e Direitos Humanos (2016). <https://doi.org/10.1590/18094422asoceditorialv1912016>.
- Mendes P.C. e CLARO C. Logística reversa em restaurantes comerciais na cidade de Santos (2010). <https://doi.org/10.6034/80>

Silva J.L. e Samora P.R. Os impactos da crise hídrica sobre a população do município de Campinas São Paulo (2016). <https://doi.org/10.1590/2175-3369.011.e20170210>

Schnabel U, Andrascha M, Stachowiaka J. et al Sanitation of fresh-cut endive lettuce by plasma processed tap water (PPtW) – Up-scaling to industrial level (2019) <https://doi.org/10.1016/j.ifset.2017.11.014>

## Avaliação de impacto ambiental pelo método da ACV simplificada: Parte 1 - Desempenho ambiental da produção de um calçado

Genyr Kappler<sup>1</sup>

Marilise Garbin<sup>1</sup>

Gabriella Arnold Dormelles<sup>2</sup>

Rafael Batista Zortea<sup>3</sup>

André Canal Marques<sup>1</sup>

Carlos André Carvalho<sup>2</sup>

Ana Cristina Curia<sup>1</sup>

Regina Celia Espinosa Modolo<sup>1</sup>

Feliciane Andrade Brehm<sup>1</sup>

Carlos Alberto Mendes Moraes<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidade do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS

<sup>2</sup>Grendene

<sup>3</sup>IFSUL

Genyr.kappler@gmail.com

### Resumo

Sustentabilidade pressupõe a utilização consciente de recursos naturais de modo a permitir que as futuras gerações possam construir uma relação equilibrada em termos sociais, econômicos e ambientais. O mercado atual impõe demandas globais de produtos e serviços, resultando na necessidade por materiais e energia, que em várias situações não, atendem aos requisitos do desenvolvimento sustentável. Os materiais passam por inúmeros processos industriais, de modo que, na maioria dos casos é possível, por meio de coletas primárias de grandezas físicas, avaliar o desempenho ambiental dos sistemas industriais e dos produtos. O presente estudo tem como principal objetivo realizar uma avaliação de impacto ambiental pelo método da ACV simplificada, com vistas ao desempenho ambiental da produção de um calçado. O estudo compreende o balanço de massa e energia das etapas produtivas deste calçado e a avaliação ambiental dos impactos associados aos processos produtivos nas categorias de CO<sub>2eq</sub>, consumo de água,

consumo de energia e percentual de reciclagem. Para avaliar o processo produtivo e realizar o balanço de massa e energia do modelo do calçado escolhido foi realizada uma visita técnica a duas unidades produtivas da empresa de calçados Grendene em duas cidades no Estado do Ceará. A visita teve por objetivo obter dados primários para elaboração do inventário do ciclo de vida – ICV do modelo em estudo. O índice de reciclagem na manufatura chega a 33%, enquanto nos insumos é de 1%. Portanto, os altos índices de reciclagem na manufatura se destacam como um dos aspectos positivos no processo produtivo do modelo avaliado pois, quanto maior o índice de reciclagem, maior é a quantidade de energia evitada, resultando em um benefício significativo ao desempenho ambiental dos processos. Destaca-se o consumo de energia para as etapas de extrusão e injeção no processo de manufatura do calçado avaliado, que de acordo com dados da literatura, apresentam valores abaixo da média mundial.

**Palavras-chaves:** Avaliação do Ciclo de Vida – ACV, Ecoinvent, Indústria calçadista, Ecodesign.

### Introdução

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma ferramenta de gerenciamento ambiental empregada na análise dos aspectos e impactos ambientais potenciais de um produto com base em critérios específicos. As fases de elaboração da ACV contemplam um estudo que comunique com transparência a definição do objetivo; a elaboração de um inventário que demonstre quantitativamente as entradas e saídas pertinentes a um sistema de produto; a avaliação dos resultados desse inventário; e por fim, a interpretação destes, que consiste em uma análise dos resultados e sua representação na

forma de categorias de impacto de acordo com o escopo definido (ABNT NBR ISO 14040, 2009; ABNT NBR ISO 14044, 2009). Portanto, a ACV permite a identificação dos componentes intrínsecos ao desempenho de um produto, com reflexos diretos na qualidade ambiental deste e nos custos de produção, e demonstra ser um instrumento de planejamento relevante para tomada de decisão na fase de desenvolvimento de produto.

A atividade industrial tem aprimorado a qualidade de vida das pessoas com a modernização dos processos de produção, entretanto, intensificou a extração de materiais e o consumo de energia ao longo dos anos. Esta dinâmica atualmente gera preocupações com a manutenção da atividade “*per se*” em função da escassez de materiais, limitação na capacidade de suprir a crescente demanda por energia e pelo rompimento com a capacidade de suporte dos sistemas naturais, gerando riscos ambientais a nível global. Neste sentido a União Europeia (UE) declara simbolicamente, em 2019, emergência climática, como um alerta para a extensão e gravidade da problemática (NEWS| EUROPEAN PARLIMENT, 2019).

Num contexto global, diversos grupos de pesquisa, governos e organizações do terceiro setor incentivam que empreendedores e tomadores de decisão adotem práticas mais sustentáveis em seus processos. Entre as práticas estão os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) e a Economia Circular (EC),

por exemplo, com as quais a ACV tem relação direta.

Neste sentido, e com o objetivo de ampliar o conhecimento sobre o desempenho ambiental e econômico de um de seus produtos, a empresa de calçados Grendene dá início a avaliação do ciclo de vida de seus produtos por meio da avaliação de impacto ambiental pelo método da ACV simplificada. A avaliação ocorre em duas etapas. Nesta primeira são abordados aspectos relevantes ao processo produtivo, englobando uso de materiais, e consumo de energia. Por meio desta ação a empresa demonstra seu comprometimento com os pressupostos da EC e ODS, bem como firmar sua posição como detentora de produtos ecologicamente corretos.

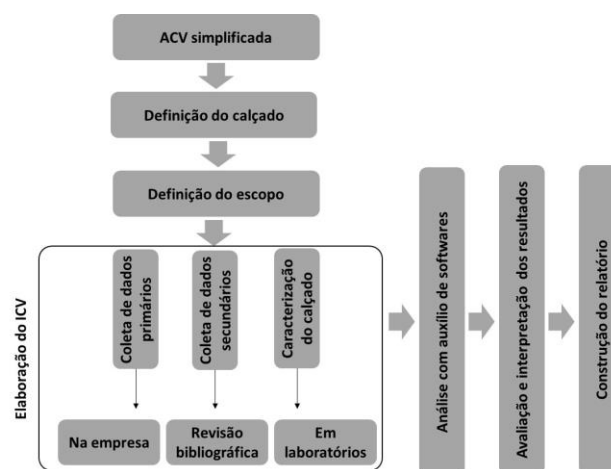
## Objetivos

Os principais objetivos da avaliação foram: a realização de revisão bibliográfica referente aos materiais, processos e energia utilizados na produção de calçados; construção do inventário de ciclo de vida (ICV) inerente ao produto selecionado pela empresa de calçados; a realização da avaliação ambiental com a descrição dos impactos associados aos processos produtivos nas categorias utilizadas, nomeadamente, CO<sub>2</sub>\_eq; consumo de água, consumo de energia e percentual de reciclagem; e a entrega de um relatório com os resultados.

## Metodologia

A metodologia foi definida com base nos requisitos e orientações sugeridas pelas normas da ABNT 14040 e 14044 de 2009 e corrigida 2014 para elaborar uma ACV, e está representada no fluxograma da Figura 1 (ABNT NBR ISO 14040, 2009; ABNT NBR ISO 14044, 2009).

**Figura 1: Fluxograma da metodologia empregada na avaliação de impacto ambiental pelo método da ACV simplificada**



A opção por realizar uma ACV-simplificada foi definida em consenso com a diretoria da empresa de calçados. Assim, a avaliação das etapas de confecção do produto abrangeu o limite “portão-ao-portão”, para que pudesse ser investigado o impacto do sistema de produção da empresa sobre o produto. Já, para os materiais, o limite definido foi do “berço ao portão”, o que permitiu

estudos comparativos com calçados fabricados com outros materiais.

Optou-se por estudar um modelo de calçado que foi considerado ter maior representatividade em seu quadro produtivo. Assim, com base neste produto definiu-se o escopo do estudo. No escopo estão delimitados a abrangência do estudo, a unidade funcional, e a qualidade dos dados.

## Abstrangência do estudo

O estudo abrangeu, dentro das fronteiras pré-definidas, a avaliação de um par de calçados feminino com as seguintes características: sapatilha com sola rasteira, sem adornos metálicos, fivelas ou similares. A Figura 2 ilustra as fronteiras do sistema, em que a linha pontilhada externa representa os limites para avaliação da entrada e saída dos materiais e energia, e a linha pontilhada interna representa os processos da empresa. Portanto, são considerados dados da indústria em geral, do mercado em território nacional, e da empresa. Estes dados foram traduzidos para uma unidade funcional sendo esta utilizada como parâmetro de medição.

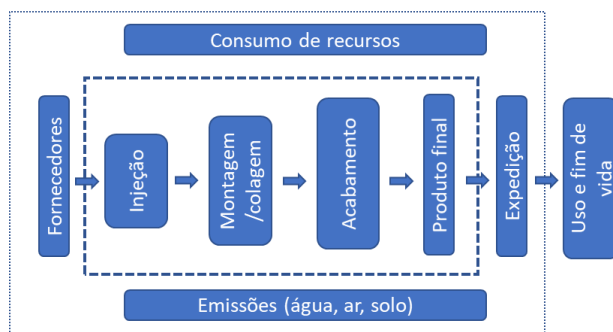
## Unidade funcional

A unidade funcional (UF) utilizada para a realização da ACV foi um par de calçado número 35. Como unidade de referência para o cálculo dos impactos relativos a cada componente em função do balanço de massa e energia, utilizou-se um grama de cada um destes componentes.



Após a caracterização dos calçados calculou-se o impacto total de cada modelo em função da soma proporcional de seus componentes. Estes componentes são resultado da multiplicação de seu impacto por grama pela sua respectiva massa.

**Figura 2: Fronteiras do sistema da ACV-simplificada**



### Qualidade dos dados

Para a construção do inventário foram utilizados dados primários obtidos em duas unidades de produção da empresa, em diferentes cidades, tanto para os dados de processo como para caracterização, com base no modelo de calçado fornecido. Para materiais e energia são utilizados dados secundários. Os dados secundários foram obtidos da literatura (Ecoinvent, 2010; G. Hammond, e C. Jones, 2010 e Plastics Europe Eco-Profiles, 2011).

### Avaliação do calçado

Para a avaliação do calçado procedeu-se a desmontagem, identificação dos materiais

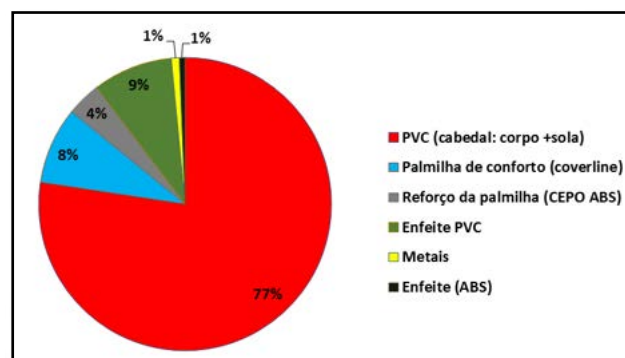
constituintes, e a análise gravimétrica. Na Figura 3 estão apresentados os componentes do calçado e a respectiva massa destes. A Figura 4 ilustra a distribuição dos materiais em relação a massa total do calçado.

**Figura 3: Caracterização com identificação dos componentes e análise gravimétrica**

Componentes	massa (g)
Enfeite (ABS)	1,700
Enfeite PVC	24,270
PVC (cabedal: corpo +sola)	212,868
Palmilha de conforto (coverline)	23,340
Reforço da palmilha (CEPO ABS)	10,422
Metais	2,472
Total desmontado	275,072
Total antes de desmontar	275,292
Diferença montado x desmontado	0,220

OBS: A fração de materiais metálicos se deve a rebites de fixação de um adorno.

**Figura 4: Distribuição gravimétrica dos componentes do calçado em percentual**



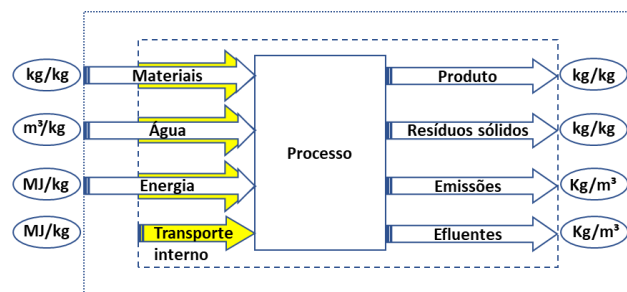
### Construção do Inventário de Ciclo de Vida

O nível de confiabilidade dos resultados da avaliação está diretamente ligado a qualidade dos dados que compõem o ICV. Este tema será abordado com maior detalhe na seção “avaliação do nível de confiabilidade por metodologia multicritério”. O inventário foi composto por dados primários e dados secundários obtidos de diferentes fontes, e impactam os resultados com intensidade diferente.

A obtenção de dados primários dos processos ocorreu *in loco* em duas unidades fabris da empresa no Estado do Ceará, em duas cidades distintas. O levantamento dos processos permitiu quantificar os fluxos dos materiais e energia do modelo de calçado que foi previamente caracterizado. Já os dados secundários se referem às matérias-primas com beneficiamento fora da empresa (extração e transporte, por exemplo), e energia.

A Figura 5 mostra um esquema do modelo de fluxograma utilizado para organizar as planilhas de cálculo dos fluxos de materiais e energia ao longo do processo de produção. No fluxograma, as entradas representadas pelas setas longas consistem em dados secundários e compreendem impactos “berço ao portão”, e as setas curtas, em amarelo, consistem em dados primários e compreendem os impactos relativos ao processo da empresa. Os fluxos de saída contemplam os impactos até o portão, representado pela linha tracejada.

**Figura 5: Modelo dos fluxogramas das planilhas de cálculos**



A empresa, em suas duas unidades fabris, organiza os processos de confecção do calçado em etapas que contemplam beneficiamento dos componentes individuais do calçado, incluindo o preparo do PVC, injeção das peças de PVC, corte e montagem das palmilhas, injeção das peças de ABS, montagem, acabamento, armazenamento, manutenção, e outras etapas complementares. Para cada uma das etapas que envolviam processos múltiplos e complexos, foi organizado um fluxograma para alimentar a planilha de cálculos, de acordo com a Figura 5, com todas as entradas e saídas de materiais e energia envolvidos no processo de fabricação e no produto, são também quantificados os índices de reciclagem, emissões, geração de efluentes e resíduos.

A Figura 6 mostra uma parte da planilha de cálculos utilizada para construir o ICV. A cada item listado na planilha é atribuído um valor em percentual, que é sua contribuição equivalente na massa total da unidade de referência. Itens com contribuição inferior a 1% da massa de uma unidade do produto avaliado, são eliminados.

Com base nos fluxos de referência obtidos dos itens que compõem o produto (calçado), pôde-se inferir a contribuição correspondente destes nas categorias de impacto investigadas, ou seja, consumo de água, consumo de energia, emissão de CO<sub>2</sub>, e índice de reciclagem.

### Avaliação dos impactos

A avaliação dos impactos da ACV-simplificada está sujeita às restrições impostas pelos limites das fronteiras descritos na Figura 2, bem como às categorias de impacto definidas, que são consumo de água, consumo de energia, emissão de CO<sub>2</sub>, e índice de reciclagem. Com base nestes critérios, a contribuição em massa de cada item do ICV, relativos a uma UF, foi interpretado e teve seu impacto quantificado. A quantificação do impacto na respectiva categoria foi determinada por meio de bases de dados disponíveis na literatura (Ecoinvent, 2010; G. Hammond, e C. Jones, 2010 e Plastics Europe Eco-Profiles, 2011).

Além disso, por entender que o nível de exatidão de dados obtidos de fontes diversas pode variar para uma aplicação em particular, quando comparados a dados primários, procedeu-se com a identificação do nível de confiabilidade do resultado por meio de uma ferramenta de multicritérios de avaliação do nível de confiabilidade dos dados em função da fonte disponível (KAPPLER et al., 2018), e exemplificado na Figura 7. Assim, os dados adquirem maior confiabilidade para auxiliar na tomada de decisão.

Para cada categoria de impacto foram quantificados os valores referentes aos insumos e para os processos de manufatura. Os valores são apresentados em percentual, que indica o nível de contribuição dos materiais ou processo na respectiva categoria de impacto. Os valores numéricos representam diretamente o valor em unidades da respectiva categoria de impacto.

Assim, para produzir um par de calçados equivalente a uma UF são consumidos 0,6 litros de água na manufatura e 113,3 litros nos insumos. Demais valores são apresentados na Tabela 1. Note-se que os valores expressos na Tabela 1, tanto dos insumos como os da manufatura, compreendem as etapas nos limites da fronteira do sistema apresentados na Figura 2.

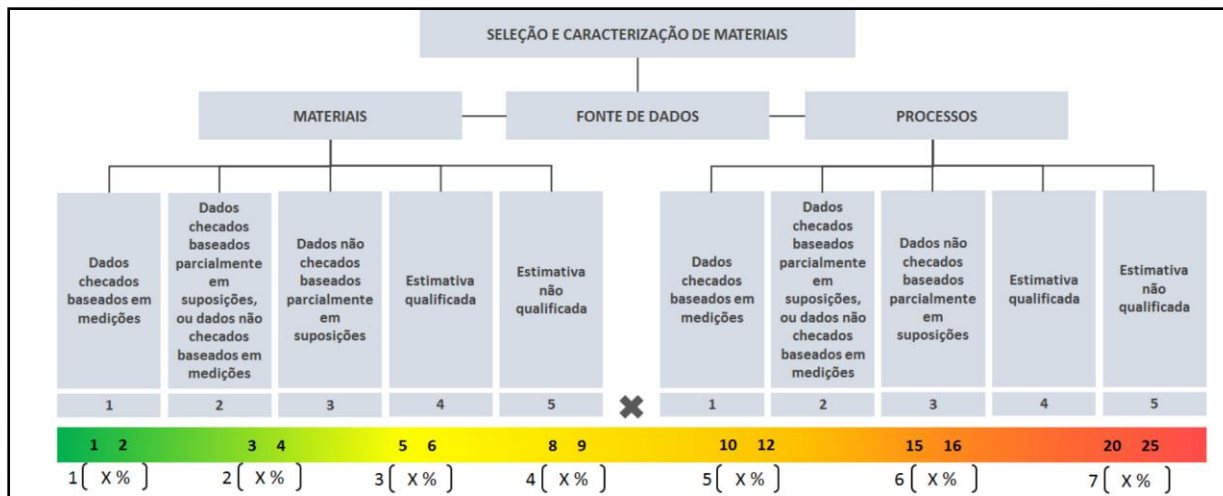
**Tabela 1: Quantificação dos impactos dos insumos e da manufatura por categoria de impacto**

Categoria de Impacto	Insumos	Manufatura
Consumo de água (L/par)	113,3	0,6
Emissão de CO <sub>2</sub> (CO <sub>2</sub> -eq)	1,40	0,10
Consumo de energia (MJ)	35	4,35
Índice de reciclagem (%)	1	33

Figura 6: Recorte da planilha de cálculos que compõem o ICV

Sistema	Processo	Sub-processo	Fluxo	Considerações do Sistema/Informações	Valor	%	Unidade	Valor	Unidade	Corte	Origem/Destino	Distância (km)	
3B01	PVC	Conformação	Injeção	Cabedal	E PVC GCD DI 60/1 A DOCH CRISTAL ME	0,298399	65,27%	kg	0,7470	kg/kg	OK	Sobral/CE	250
3B02	PVC	Conformação	Injeção	Cabedal	E PVC MOÍDO DOCH CRISTAL 60 A	0,127657	27,92%	kg	0,31956	kg/kg	OK	Fortaleza/CE	0
3B03	PVC	Conformação	Injeção	Cabedal	E PIGMENTO DOCH CO TP	0,017895	3,91%	kg	0,0448	kg/kg	OK	Sobral/CE	250
3B04	PVC	Conformação	Injeção	Cabedal	E PIG DOCH TP C/ESSENCIA TUT 50-4429A	0,029836	6,53%	kg	0,07469	kg/kg	OK	Sobral/CE	250
3B05	PVC	Conformação	Injeção	Tope 01	E PVC GCD DI 70/1 A DOCH CRISTAL ME	0,008082	1,77%	kg	0,02023	kg/kg	OK	Sobral/CE	250
3B06	PVC	Conformação	Injeção	Tope 01	E PVC MOÍDO DOCH CRISTAL 60 A	0,006250	1,37%	kg	0,01565	kg/kg	OK	Fortaleza/CE	0
3B07	PVC	Conformação	Injeção	Tope 01	E PIGMENTO DOCH CO TP	0,000485	0,11%	kg		kg/kg	ELIMINADO		
3B08	PVC	Conformação	Injeção	Tope 01	E PIG DOCH TP C/ESSENCIA TUT 50-4429A	0,000808	0,18%	kg		kg/kg	ELIMINADO		
3B09	PVC	Conformação	Injeção	Tope 02	E PVC GCD DI 70/1 A DOCH CRISTAL ME	0,021630	4,73%	kg	0,05415	kg/kg	OK	Sobral/CE	250
3B10	PVC	Conformação	Injeção	Tope 02	E PVC MOÍDO DOCH CRISTAL 60 A	0,014410	3,15%	kg	0,03607	kg/kg	OK	Fortaleza/CE	0
3B11	PVC	Conformação	Injeção	Tope 02	E PIGMENTO DOCH CO TP	0,001297	0,28%	kg		kg/kg	ELIMINADO		
3B12	PVC	Conformação	Injeção	Tope 02	E PIG DOCH TP C/ESSENCIA TUT 50-4429A	0,002163	0,47%	kg		kg/kg	ELIMINADO		
3B13	PVC	Conformação	Injeção	Cepo	E COMPOSTO ABS NATURAL 749	0,018876	4,13%	kg	0,04725	kg/kg	OK	São Caetano/SP	3000
3B14	PVC	Conformação	Injeção	Cepo	E ABS MOÍDO NATURAL	0,003142	0,69%	kg		kg/kg	ELIMINADO		
3B15	PVC	Conformação	Injeção	Atacador	E COMPOSTO ABS NATURAL 749	0,002550	0,56%	kg		kg/kg	ELIMINADO		
3B16	PVC	Conformação	Injeção	Atacador	E MOÍDO ABS NATURAL	0,002240	0,49%	kg		kg/kg	ELIMINADO		
3B17	PVC	Conformação	Injeção	Cabedal	E Energia Elétrica	0,801440	74,36%	kWh	7,22251	MJ/kg	OK	Rede Elétrica	
3B18	PVC	Conformação	Injeção	Cabedal	E Água de reposição	0,350407	76,64%	kg	0,87718	L/kg	OK	Rede de Água	
3B19	PVC	Conformação	Injeção		E Protetivo de Molde	0,000006	0,00%	kg		kg/kg	ELIMINADO		
3B20	PVC	Conformação	Injeção	Cabedal	S Cabedal	0,346130	75,71%	kg	0,86647	kg/kg	OK		
3B21	PVC	Conformação	Injeção	Tope 01	S Tope 01	0,009375	2,05%	kg	0,02347	kg/kg	OK		
3B22	PVC	Conformação	Injeção	Tope 02	S Tope 02	0,025090	5,49%	kg	0,06281	kg/kg	OK		
3B23	PVC	Conformação	Injeção	PVC	* Rabicho	0,053900	11,79%	kg	-0,1349	kg/kg	OK		
3B24	PVC	Conformação	Injeção	Cabedal	* Outras perdas	0,094417	20,65%	kg	-0,2364	kg/kg	OK		
3B25	PVC	Conformação	Injeção	Cepo	S Cepo	0,018876	4,13%	kg	0,0473	kg/kg	OK		
3B26	PVC	Conformação	Injeção	Atacador	S Atacador	0,002550	0,56%	kg		kg/kg	ELIMINADO		
3B27	PVC	Conformação	Injeção	Cepo	* Rabicho	0,002691	0,59%	kg	-0,0067	kg/kg	OK		
3B28	PVC	Conformação	Injeção	ABS	S Rabicho	0,002691	0,59%	kg	0,0067	kg/kg	OK		
3B29	PVC	Conformação	Injeção		S Vapor d'água	0,350407	76,64%	kg	0,8772	kg/kg	OK		
3B30	PVC	Conformação	Injeção		S Emissões COV	0,000006	0,00%	kg	0,0000	kg/kg	ELIMINADO		

Figura 7: Avaliação do nível de confiabilidade dos dados em função da fonte disponível (Kappler et al., 2018)



## Resultados e discussão

Os impactos associados a UF para as categorias escolhidas, são apresentados na Tabela 1.

O consumo de água é mais representativo nas etapas de produção dos insumos, enquanto na manufatura foi de 600 mL por UF. A água é um componente de importância significativa ambiental e no processo produtivo. Assim, nas unidades visitadas, a Grendene adotou sistema fechado no uso da água, com unidades de tratamento da água para sua reutilização, reduzindo sua pegada nesse impacto.

As emissões estão relacionadas a todos processos que utilizaram energias ou materiais de fonte fóssil. Toda fração residual gasosa é convertida em valor equivalente de CO<sub>2</sub>. Neste quesito deve-se observar que o transporte externo não foi considerado, conforme demonstra a linha que demarca a fronteira do sistema na Figura 2.

A energia elétrica contratada pela Grendene é proveniente de uma matriz energética mais limpa. Portanto, quando o uso desta energia é comparado com o uso da energia de termoelétricas a carvão, por exemplo, tem-se claramente um menor impacto ambiental nas emissões.

A geração de resíduos, em geral, representa falhas, ineficiência, ou limitações nos processos, sendo em parte inevitável. A Grendene apresenta um alto índice de reciclagem em seus processos de manufatura. Enquanto o índice relativo aos insumos, que abrangem as etapas de produção

dos insumos do “berço-ao-portão”, é de 1%, o índice de reciclagem no escopo “portão-ao-portão”, ou seja, da etapa de produção dentro da Grendene, é de 33%.

### Confiabilidade dos dados

A ferramenta de avaliação do nível de confiabilidade dos dados por metodologia multicritério em função da fonte confere maior transparência e solidez às informações. A ferramenta analisa vários critérios, como materiais e processos, e atribui a cada um deles valores que variam de acordo com a fonte dos dados. Dados primários, como os obtidos na Grendene, por serem baseados em medições diretas têm maior solidez que dados obtidos em literatura. O nível de exatidão de um dado diminui na medida em que o domínio sobre o dado é menor.

De acordo com os resultados obtidos com a ferramenta multicritérios, a confiabilidade dos dados neste estudo está classificada em 91,5% no nível 1 (altamente confiáveis), e 8,5% no nível 2 (confiáveis). O alto índice de confiabilidade se deve ao fato de que quase todos os dados são primários, ou obtidos de fonte com checagem.

### Conclusões

O artigo apresentou os principais resultados de uma ACV-simplificada para um modelo de calçados de grande representatividade do quadro de produção da empresa Grendene.

Foi definida uma unidade funcional e construiu-se um inventário com todos os insumos, energia elétrica e processos relacionados a esta UF.

As categorias de impacto nomeadamente consumo de água, emissão equivalente de CO<sub>2</sub>, consumo de energia elétrica, e índice de reciclagem foram quantificadas por meio da interpretação dos dados do ICV em relação a bancos de dados da literatura e do *ecoinvent*.

Os resultados demonstram o desempenho ambiental para as categorias de impacto selecionadas e dentro dos limites avaliados.

Por meio da ferramenta multicritério os dados tiveram sua qualidade avaliada em função de critérios de origem tanto dos materiais, como dos processos.

Os impactos relacionados a UF podem ser convertidos em fluxos de referência e utilizados para avaliar modelos similares e realizar estudos comparativos com outros tipos de calçados.

### Agradecimentos

Os autores agradecem ao CNPq pela bolsas de pesquisa, e a CAPES pelas bolsas de doutorado dos autores.

### Referências bibliográficas

ABNT NBR ISO 14040 (2009). Norma Técnica: Código ABNT NBR ISO 14040:2009 Versão Corrigida:2014. Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines. Disponível em: <<https://www.abntcatalogo.com.br/norma.aspx?ID=40200>> . Acesso em: 20 de janeiro de 2020.

ABNT NBR ISO 14044(2009). Norma Técnica: Código ABNT NBR ISO 14044:2009 Versão Corrigida:2014. Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines. Disponível em: <<https://www.abntcatalogo.com.br/norma.aspx?ID=316461>> . Acesso em: 20 de janeiro de 2020.

Ecoinvent (2010) ecoinvent database v2.2. Disponível em: [<http://www.ecoinvent.com/>]. Acesso em: 14 de janeiro de 2020.

Hammond, G and Jones, C (2010) Inventory of Carbon and Energy (ICE) version 1.6a; Department of Mechanical Engineering, University of Bath, UK. [<http://www.organicexplorer.co.nz/site/organicexplore/files/ICE%20Version%201.6a.pdf>]

KAPPLER, Genyr et al. Metodologia para uso da acv simplificada na fase inicial do desenvolvimento de produtos. In: VI Congresso Brasileiro Sobre Gestão do Ciclo de Vida | GCV2018 2018, Brasília, DF. Anais. Brasília, DF

Plastics Europe (2011). Eco-Profiles. Disponível em: [<http://www.plasticseurope.org/plasticssustainability/eco-profiles.aspx>]. Acesso em 14 de janeiro de 2020.

The European Parliament declares climate emergency | News | European Parliament. 2019. Disponível em: <<https://www.europarl.europa.eu/news/en/press-room/20191121IPR67110/the-european-parliament-declares-climate-emergency>>. Acesso em: 14 jan. 2020.

## **Análise do impacto ambiental do processo de cromagem de peças em ABS por meio de avaliação do ciclo de vida (ACV)**

Maria Clara Vieceli <sup>1\*</sup>

Fernanda do Nascimento Sttaford <sup>2</sup>

Marcelo Langer <sup>3</sup>

Dachamir Hotza <sup>4</sup>

Ana Paula Kurek <sup>5</sup>

Noeli Sellin <sup>6\*\*</sup>

<sup>1,6</sup> Departamento de Engenharia Química, Universidade da Região de Joinville – UNIVILLE

<sup>2</sup> Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária, UNIVILLE

<sup>3</sup> Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Universidade Federal do Paraná - UFPR

<sup>4</sup> Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC

<sup>5,6</sup> Mestrado em Engenharia de Processos, UNIVILLE

\*mariaclaravieceli@hotmail.com; \*\*nsellin@yahoo.com.br

### **Resumo**

Para mitigar os impactos ambientais relacionados aos processos industriais, é necessário quantificá-los para possibilitar a identificação de alternativas menos prejudiciais ao meio ambiente. Neste sentido, este trabalho teve como objetivo analisar os impactos ambientais associados ao processo convencional de cromagem de ABS de uma indústria galvânica a partir da ferramenta de gestão ambiental Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Foram abordadas as etapas de injeção das peças de ABS (acrilonitrila-butadieno-estireno), pré tratamento químico, deposição eletrolítica, decapagem e estação de tratamento de efluentes, incluindo consumo de reagentes químicos, água e energia e geração de resíduos. Para tal pesquisa, foram seguidas as normas ISO 14040 e 14044, foram utilizados o software para a modelagem Simapro® Faculty 9.0, a base de dados Ecoinvent 3.0 e a metodologia de avaliação de impactos ambientais ReCiPe 2016. As categorias de impactos ambientais abordadas

foram Mudança Climática e Depleção de Recursos Fósseis. O processo industrial de produção de peças em ABS cromadas contribuiu com 16,39 kg CO<sub>2</sub> eq para o potencial de impacto mudança climática e 5,27 kg oil eq para depleção de recursos fósseis. Os principais contribuidores para esses índices foram o ABS com 36% e 47% e o consumo de energia elétrica com 20% e 14%, respectivamente, para mudança climática e depleção de recursos fósseis, devido à queima de combustíveis fósseis para obtenção da resina ABS e às fontes de energia não renováveis incorporadas na matriz energética nacional. Como formas de minimizar os impactos ambientais observados, pode-se implantar a reciclagem no próprio processo produtivo das peças em ABS refugadas e utilizar energia elétrica oriunda de fontes renováveis. Os resultados da ACV aplicado ao processo industrial estudado pode contribuir com vários dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), como os relacionados a mudanças climáticas e ao consumo e produção sustentáveis.

**Palavras-chaves:** Gestão ambiental, Cromagem, ABS, Impactos Ambientais

### **1. Introdução**

O tratamento superficial de peças plásticas, como a galvanoplastia que por definição é a metalização de uma determinada superfície, evoluiu para um grande negócio e está inserido em diversas vertentes comerciais, como na decoração e proteção de peças automobilísticas, sanitárias, no ramo de eletrodomésticos, bem como na engenharia elétrica e de eletromagnetismo (VIDAL et al., 2016).

Dentre os processos galvânicos, destaca-se a cromagem de peças de terpolímero acrilonitrila-

butadieno-estireno (ABS), em virtude da qualidade estética, facilidade de fabricação, baixo custo, excelente tenacidade, resistência química e térmica desse polímero. O processo atual mais empregado é por meio da imersão de peças injetadas em soluções químicas que se divide em duas etapas principais: pré tratamento químico (condicionamento, neutralização, reativação, ativação, aceleração e níquel químico) e deposição eletrolítica (cobre ácido, níquel brilhante, níquel semi brilhante e cromo decorativo) (KUREK et al., 2018). A metalização em plástico permite uma série de benefícios, como resistência à corrosão, condutividade elétrica, resistência à abrasão, redução de peso, alta resistência ao impacto e intempéries, menor custo e flexibilidade no design de peças. Embora a cromagem apresente uma série de vantagens, no processo convencional, é gerado cerca de 10% de peças refugadas, devido aos defeitos superficiais visuais e deposição inadequada da camada metálica que são decapadas em meio ácido, trituradas e enviadas para disposição em aterro industrial (MOLL et al., 2017). Além disso, como o polímero não é eletricamente condutor, nesse processo, para ativação da superfície do ABS para posterior metalização é utilizada a solução sulfocrômica (composta por ácido crômico e ácido sulfúrico) que é extremamente prejudicial ao meio ambiente e à saúde humana (KUREK et al., 2018). Por esses motivos, na tentativa de mitigar os impactos relacionados ao processo tradicional, as indústrias galvânicas estão, cada vez mais, buscando melhorias e

investigando desperdícios por meio do desenvolvimento e aplicação de tecnologias alternativas e mais limpas (OLIVERA et al, 2016). Essa análise da carga ambiental e investigação de potenciais alternativas podem ser realizadas por meio da ferramenta de gestão ambiental Avaliação de Ciclo de Vida (ACV). Ela permite, a partir de dados de entradas e saídas inerentes a serviços, processos e produtos, mensurar seus impactos ambientais e construir uma avaliação sistêmica do processo produtivo desde a origem da matéria-prima até o seu descarte final (PRÉ CONSULTANTS, 2016). Além disso, pode ser usada para melhorar o desempenho ambiental dos processos produtivos e auxiliar na criação de produtos sustentáveis (ecodesign), por isso, é uma metodologia para a modelagem de sistemas de produção reconhecida internacionalmente que segue os padrões estabelecidos pelas normas da International Organization for Standardization (ISO) 14040:2006 e 14044:2006 (COELHO FILHO et al, 2016).

Considerando que na região norte de Santa Catarina estão instaladas diversas empresas galvânicas, neste estudo, os impactos ambientais associados ao processo convencional de cromagem de ABS de uma indústria de pequeno porte foram avaliados por meio da ACV. Foram contempladas todas as etapas do processo de cromagem e de tratamento dos efluentes, incluindo todos os fluxos de entradas e saídas. A partir dos resultados da ACV, foram identificadas oportunidades de melhoria visando

minimizar os impactos ambientais relacionados ao processo industrial.

## 2. Metodologia

### *Avaliação do Ciclo de Vida*

A ACV foi baseada nas normas ISO 14040 (2006) e ISO 14044 (2006), consistindo nas fases descritas a seguir e foi utilizado o *software* SimaPro® 9.0 Faculty Version (PRÉ Consultants).

### *Definição de objetivo e escopo do estudo*

O objetivo do estudo foi avaliar os impactos ambientais associados ao processo convencional de cromagem de ABS de uma indústria de pequeno porte da região norte de Santa Catarina por meio da ACV. O escopo da ACV foi definido conforme fluxograma da Figura 1, considerando as etapas de injeção de ABS, pré tratamento químico, deposição eletrolítica, decapagem ácida/básica e ETE, contemplando consumo de reagentes químicos, de água, de energia, geração de resíduos sólidos, de emissões atmosféricas e de efluentes líquidos. Dessa forma, o tipo de abordagem da ACV foi do “portão ao túmulo”, ou seja, do início do processamento na fábrica até disposição final na esfera natural.

A região A do fluxograma da Figura 1 contempla as etapas do pré tratamento químico e a região B as etapas da deposição eletrolítica. Entre todas as etapas dessas regiões, há banhos de enxágues para evitar contaminação do banho a jusante. A região C engloba as etapas que geram efluentes que são tratados na ETE, bem como a etapa de

decapagem, nas quais são utilizados os ácidos nítrico ( $\text{HNO}_3$ ) e clorídrico ( $\text{HCl}$ ) para decapagem de peças cromadas reprovadas na inspeção de qualidade e o hidróxido de sódio ( $\text{NaOH}$ ) para decapagem de gancheiras. A região D representa todo o sistema estudado na ACV.

Para a análise, a unidade funcional adotada foi 1  $\text{m}^2$  de área cromada. Todos os fluxos de entrada e saída do processo foram padronizados nessa unidade. A avaliação dos requisitos de qualidade de dados foi executada da seguinte forma: (i) Cobertura temporal: dados coletados na empresa galvânica de Janeiro até Março de 2019; (ii) Cobertura geográfica: dados primários coletados na empresa galvânica com sede na Região Metropolitana do Norte/Nordeste Catarinense; (iii) Cobertura tecnológica: a tecnologia de produção é convencional e consolidada, ou seja, representa grande utilização; (iv) Matriz Pedigree: demais requisitos de qualidade de dados como confiança da fonte, completeza e representatividade (correlação temporal, geográfica e tecnológica) foram definidos de acordo com a Matriz Pedigree (PRÉ CONSULTANTS, 2016). Os dados foram ponderados considerando suas possíveis incertezas e os critérios da matriz de qualidade de dados.

### *Análise de Inventário*

A análise de inventário abrangeu a coleta e tratamento dos dados, além da verificação por meio de balanços de massa e energia do sistema. Os dados relacionados ao processo produtivo foram obtidos na empresa galvânica com uma

produção mensal de cerca de 2070 m<sup>2</sup> de área cromada, que fabrica peças cromadas de ABS

para os setores automotivo e de peças sanitárias. A maioria dos dados envolvidos na ACV foram

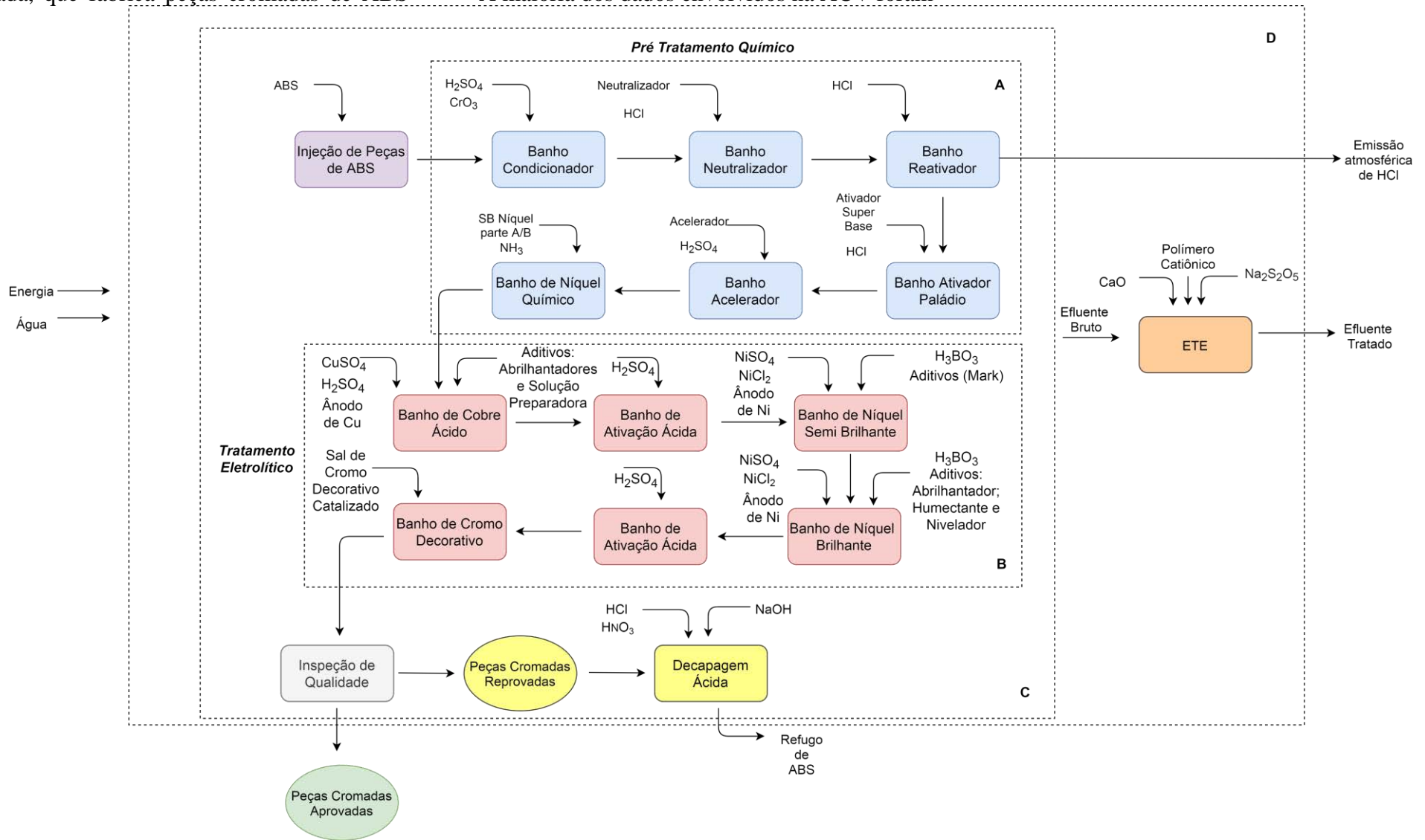


Figura 1: Fluxograma do Sistema Estudado: Processo de Cromagem de Peças de ABS.

coletados diretamente no processo elementar, sendo caracterizados como primários. Todos os balanços de massa e energia foram realizados no período de Janeiro a Março de 2019.

Para as estimativas dos reagentes químicos foram utilizadas tabelas de consumo mensal, notas fiscais de compras e Ficha de Informações de Segurança de Produtos Químicos (FISPQs), bem como da experiência dos especialistas responsáveis pela produção. As FISPQs não informavam todos os constituintes dos banhos, assim, foram atribuídos os percentuais restantes desses insumos como químicos inorgânicos ou orgânicos, para não subdimensionar essas quantidades faltante.

O consumo de energia foi estimado a partir das notas fiscais da conta de energia elétrica da linha de cromagem e o consumo de água a partir da quantidade de efluente bruto tratado por dia na ETE, pois não havia sistema de medição de consumo de água específico da linha de cromagem.

Devido às diferentes peças cromadas na empresa, a quantidade de ABS foi calculada a partir da relação entre área cromada e peso do polímero utilizado na fabricação de uma peça usada como friso lateral de automóvel. Essa peça apresenta formato fino que permite uma cromagem uniforme bilateral, sendo possível considerar que todo o ABS utilizado na etapa de injeção foi cromado.

A emissão atmosférica de ácido clorídrico do banho reativador foi coletada em um relatório de

análise de qualidade do ar cedido pela empresa. Enquanto, que as emissões das demais etapas que possuem aquecimento e que geram névoas como os banhos condicionador, ativador paládio e cromo decorativo foram coletadas nos exaustores, que encaminham estas aos lavadores de gases, cujo efluente gerado é tratado na ETE.

A quantidade de peças refugadas foi estimada a partir dos indicadores mensais de produção versus rejeição que foi caracterizada como resíduo sólido, pois após decaagem ácida, as peças são trituradas, moídas e enviadas para aterro industrial. O lodo galvânico foi contabilizado de acordo com as notas fiscais de destinação de resíduo perigoso.

Após o levantamento de todas as entradas e saídas do processo, foi realizada uma verificação dos dados por balanços de massa e partir deste, foi possível determinar o fluxo de entrada de água no processo considerando as perdas por evaporação dos banhos.

Para a modelagem, foram levantados os processos no banco de dados Ecoinvent 3.0, preferencialmente, os construídos de acordo com a composição de mercado, modelados para a cobertura geográfica brasileira. Todavia, na maioria das vezes, devido à indisponibilidade no software utilizado, foi necessário utilizar a geografia de âmbito global ou âmbito europeu, quando o processo global não foi encontrado ou estava obsoleto. Além disso, no momento de definição dos fluxos na modelagem, foram adotados os processos de abordagem

atribucional, pois o objetivo da ACV era avaliar a condição atual de processamento. Na escolha dos processos também foi considerado que o dado era para um processo elementar, pois foi possível contemplar todos os fluxos da esfera tecnológica e do ambiente em um elemento individualizado menor (peça cromada), tornando o conjunto de dados Ecoinvent selecionado mais específico ao estudo.

Como não havia disponibilidade de todos os reagentes químicos como Trióxido de Cromo, Cloreto de Paládio, Cloreto de Estanho, Metabissulfito de Sódio, Hipofosfito de Sódio e Cloreto de Níquel para seleção na database escolhida, foi necessário montar as reações químicas respectivas à obtenção de cada um, baseando-se em estudos de Vidal et al (2016), Housecroft e Sharpe (2008), Harscoet e Froelich (2007), Kowalski et al (2007) e Peruzzo e Canto (2006). Além disso, no levantamento desses insumos foi aplicada a metodologia de alocação por massa que consiste em dividir o efeito ambiental da obtenção entre os produtos principais e coprodutos relacionados, pois o produto principal não é o único responsável por todos os impactos ambientais do processo no ciclo de vida.

#### ***Avaliação de Impacto Ambiental***

A avaliação de impactos ambientais foi realizada pela metodologia ReCiPe, desenvolvida por Goedkoop et al (2012), atualizada em 2016, que integra e harmoniza as abordagens Midpoint e Endpoint em uma estrutura comum e consistente. As categorias de impacto abordadas nesse estudo



foram abordadas mudança climática e depleção de recursos fósseis. Cada impacto foi calculado multiplicando-se a quantidade de cada item no inventário por um fator de avaliação de impacto, que é uma medida de quão profundamente cada um contribuiu para cada categoria de impacto.

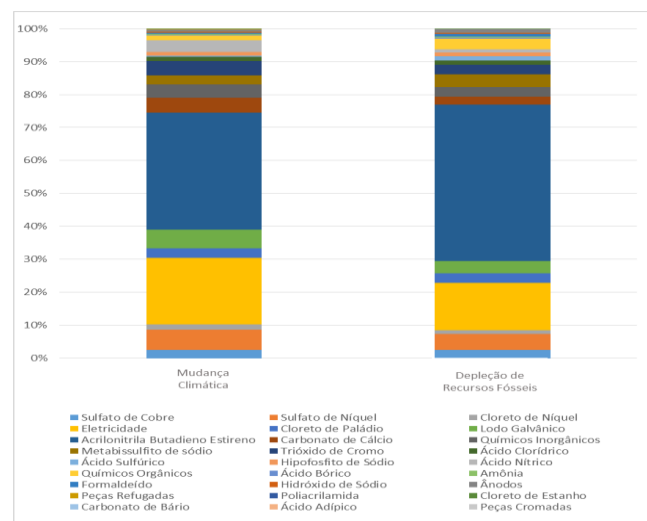
### Interpretação

A partir da análise de inventário e da avaliação de impacto, foram identificados os principais contribuidores para o impacto ambiental analisado e verificado se todos os fluxos de entradas e saídas foram considerados e ainda a consistência dos resultados.

### 3. Resultados e Discussão

Os dados do inventário do ciclo de vida foram correlacionados com as categorias de impacto selecionadas: mudança climática e depleção de recursos fósseis. O gráfico de caracterização dos fluxos de entradas e saídas do processo e seus respectivos impactos está apresentado na Figura 2 e os resultados para cada categoria de impacto estão apresentados na Tabela 1. A seguir, estão listados os potenciais de cada categoria de impacto estudada e seus principais contribuidores.

**Figura 2: Gráfico de caracterização dos impactos**



**Tabela 1: Resultados das categorias de impactos ambientais avaliadas.**

<i>Categoria de Impacto</i>	<i>Unidade</i>	<i>Valor</i>
Mudança Climática	kg CO <sub>2</sub> eq	16,39
Depleção de Recurso Fóssil	kg oil eq	5,27

#### *Mudança Climática*

O processo industrial de produção de peças cromadas de ABS contribuiu com 16,39 kg CO<sub>2</sub> eq para o potencial de impacto de mudança climática. Os principais contribuidores para esse índice foram o ABS, com 36%, e o fluxo de energia elétrica com 20%. De acordo com os dados do inventário, no período avaliado, foram consumidos aproximadamente 7,4 toneladas de resina ABS e 69,5 MWh de energia elétrica na produção de peças cromadas na empresa

galvânica. A principal responsável pelos índices de contribuição observados é a queima de combustíveis fósseis, uma das fontes com maior geração de emissões de dióxido de carbono. Como o ABS é derivado do petróleo, seu impacto é significativo na categoria de mudança climática, pois, seu processo de obtenção gera emissões de gases de efeito estufa e sua degradação no ambiente é muito lenta. A energia elétrica apresentou significativa contribuição, pois o fluxo trata-se da matriz energética brasileira, ou seja, o software considera todas as fontes que compõem a matriz no ano de referência, que neste presente estudo foi 2014, último dado disponível. Embora, para geração de energia no país, a maior parcela é proveniente de fontes renováveis, principalmente, oriunda das usinas hidrelétricas (cerca de 60%), quando simulado, mesmo que em menor quantidade como cerca de 21%, as fontes não renováveis como gás natural, carvão, petróleo e nuclear representam alto índice de contribuição para o impacto ambiental de mudança climática. Este comportamento foi evidenciado também nos estudos de Piekarski et al (2013) e de Barros (2017), que avaliaram a aplicação da ferramenta ACV na matriz energética brasileira, avaliando diversos cenários em termos de mudança climática e recursos fósseis. Além disso, no estudo de Piekarski et al (2013), foi demonstrado que o uso da biomassa como combustível, apesar de ser uma fonte renovável, aumentou os impactos relacionados à qualidade do ecossistema e saúde humana, uma vez que a queima da biomassa, entre outros aspectos, gera materiais particulados que causam

problemas respiratórios. Como no ano de 2014, segundo relatório do Ministério de Minas e Energia (MME, 2015), a biomassa apresentou um bom desempenho e crescimento de 8,1%, essa fonte de energia pode ter contribuído com o potencial de impacto encontrado. Por fim, a categoria de impacto de mudança climática está estreitamente relacionada ao consumo de gás natural, derivados de petróleo, energia nuclear e ao carvão e seus derivados. Os maiores contribuidores desta categoria são dados pela queima de combustíveis fósseis e pelas fontes de energia não renováveis incorporadas na matriz energética, mesmo que representem pequeno aporte para geração de energia no âmbito nacional.

#### *Depleção de recursos fósseis*

A categoria de depleção de recursos fósseis gerou potencial de impacto ambiental de 5,27 kg oil eq. Os principais contribuidores foram o ABS (47%) e energia elétrica (14%), os mesmos da categoria de impacto de mudança climática. A explicação para esses índices é muito similar ao item anterior, pois refere-se ao uso de fontes não renováveis como petróleo, gás natural, carvão, etc. Como o ABS é derivado de recursos naturais finitos, ele apresenta alta contribuição para a depleção de recursos fósseis. Bem como, a energia elétrica, ainda que o Brasil utilize em percentual baixo a geração de energia a partir de fontes finitas, o impacto também é contabilizado na simulação.

#### 4. Conclusão

O estudo contribuiu para a identificação e análise dos impactos ambientais do processo de cromagem de ABS, abordando todas as etapas de processamento. Os resultados da ACV demonstraram que o atual processo de cromagem de peças em ABS apresentou altos potenciais de impactos relacionados às categorias de mudança climática e depleção de recursos fósseis. Os principais contribuidores para essa significativa carga ambiental foram o ABS e o consumo de energia elétrica. Como recomendação, deve ser avaliada e implantada a reciclagem no próprio processo produtivo do ABS oriundo de peças defeituosas, reduzir o consumo de energia elétrica e buscar progressivamente consumir energia elétrica proveniente de fontes alternativas menos poluentes ao meio ambiente.

#### Agradecimentos

À empresa galvânica Sigmacrom Indústria e Comércio de Artefatos Plásticos Eireli (Araquari/SC).

#### Referências

- BARROS, M.V. Avaliação do ciclo de vida de geração de energia elétrica no Brasil: histórico e perspectivas futuras em termos de aquecimento global. Trabalho de Conclusão do Curso (Engenharia de Produção) Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Ponta Grossa, PR, 2017.
- COELHO FILHO, O., SACCARO JUNIOR, N.L., LUEDEMANN, G. Texto para Discussão (TD) 2205: A Avaliação de Ciclo de Vida como ferramenta para a formulação de políticas públicas no Brasil. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA). Brasília - DF. 2016. ISSN: 1415-4765 .
- GOEDKOOP, M.; HEIJUNGS, R.; HUIJBREGTS, M.; SCHRYVER, A. D.; STRUIJS, J.; ZELM, R. A life cycle impact assessment method, which comprises harmonized category indicators at the midpoint and the endpoint level. Dutch Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment. Holanda, 2012.

HARSCOET, E., FROELICH, D. Use of LCA to evaluate the environmental benefits of substituting chromic acid anodizing (CAA). *Journal of Cleaner Production*, Elsevier, 2007, 16 (12), pp.1294-1305. [doi:10.1016/j.jclepro.2007.06.010](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2007.06.010). [ffhal-01205598](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2007.06.010).

HOUSECROFT, C.E., SHARPE, A.G. "Chapter 16: The group 16 elements". *Inorganic Chemistry*, 3 ed. 2008. Pearson. p. 520. ISBN 978-0-13-175553-6.

ISO 14040 - Environmental management - Life Cycle Assessment - Principles and framework, 2006.

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

KOWALSKI, Z., KULCZYCKA, J. WZOREK, Z. Life cycle assessment of different variants of sodium chromate production in Poland. *Journal of Cleaner Production*. 2007. 15:28–37. [doi:10.1016/j.jclepro.2005.05.026](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2005.05.026)

KUREK, A. P., MOLL, R. G., HERBST, G., DOTTO, M. E. R.; SELLIN, N. Reprocessing of chromed ABS parts with chemical pickling and new chromed plating. *Journal of Applied Polymer Science*, n. 135, p. 46131, 2018.

MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA (MME). 2015. Resenha Energética Brasileira. Exercício de 2014. Edição de junho de 2015.

MOLL, G. R. Reprocessamento de peças em ABS cromadas refugadas por decapagem química e nova cromagem. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Processos). Universidade da Região de Joinville – UNIVILLE, Joinville, SC. 2017.

PERUZZO, F. M, CANTO, E.D. Química: na abordagem do cotidiano. 4 ed., São Paulo, Moderna, 2006.

PIEKARSKI, C.M., FRANCISCO, A.C., LUZ, L.M., BASTIANI, J.A., ZOCHE, L. Aplicação da ACV na matriz elétrica Brasileira: Uma análise multi cenários em termos de mudança climática, qualidade de ecossistema, saúde humana e recursos. *Espacios Reserch Gate*. Volume 34. 2013.

PRÉ CONSULTANTS, SimaPro 9.0, (2016).

VIDAL, R., ALBEROLA – BORRAS, J.A., GOMEZ – CORDON, J., MOLINER, E., ORTEGA, A., VERDEJO, E. LCA to Evaluate the Environmental Impact for Chemical Pre-treatment in Plastics Metallization. *Journal of Polymers and the Environment*. New York, 2016. [doi:10.1007/s10924-016-0872-6](https://doi.org/10.1007/s10924-016-0872-6).

OLIVERA, S.; MURALIDHARA, H. B.; VENKATESH, K.; GOPALAKRISHNA, K.; VIVEK, C.S. Plating on acrylonitrile-butadiene-styrene (ABS) plastic: a review. *Journal of Materials Science*, v. 51, n.8, p. 3657-367, 2016. DOI 10.1007/s10853-015-9668-7.



Sessão 4

# GCV e Bioeconomia



## Quantificação do desperdício de alimentos: um olhar crítico aos modelos já existentes

Adrison Carvalho de Loreto<sup>1</sup>  
Cassia Maria Lie Ugaya<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA)

<sup>2</sup>Centro De avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (Gyro)  
Adrison2010@hotmail.com

### Resumo

De acordo com a FAOSTAT (2017), 30% de toda a produção de alimentos no mundo é desperdiçada, índice este que corresponde a aproximadamente 1,3 bilhão de toneladas de alimentos desperdiçados anualmente (ONU, 2017). Este problema está diretamente relacionado à gestão e distribuição de alimentos, as quais não possuem um gerenciamento adequado (STEFFEN et al., 2015). Considerando esta situação, nos últimos anos foram elaborados modelos para estimar o desperdício de alimentos em escala regional, contudo, a quantificação do desperdício advindo das diferentes etapas do ciclo de vida de alimentos é uma tarefa difícil de ser efetuada, devido principalmente à indisponibilidade de dados que traduzam a realidade da região considerada (DAL MAGRO e TALAMINI, 2019). Além disso, as causas do desperdício variam significativamente entre diferentes regiões. Uma vez que grande parte dos modelos já existentes utilizam base de dados majoritariamente regionalizadas para o desenvolvimento dos modelos, estas diferenças não são consideradas. Além disso, em razão da quantificação ser diretamente dependente da disponibilidade de dados, a qual é a principal lacuna na área de desperdício, ainda não foi realizada a criação de fatores de caracterização para esta ação, tornando difícil a contabilização dos impactos causados pelo desperdício de alimentos (L. DELGADO et al, 2017). Tomando este fato como referência, o presente trabalho propôs uma avaliação de

modelos já publicados, buscando a caracterização do modelo sugerido a ser replicado em escala global. Os modelos foram selecionados a partir de uma revisão bibliográfica na base de dados SCOPUS, bem como em relatórios publicados pela FAO. Dentro da revisão, foram encontrados 7 modelos principais, avaliados por meio de critérios selecionados com base no modelo proposto pela Rede de Pesquisa em Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (RAICV), considerando os critérios de Robustez científica, requerimento de dados e transparência. A partir destes critérios foi atribuído uma pontuação de 1 (mais baixo) a 5 (mais alto) para cada modelo, obtendo-se assim a média de todos os critérios. Os resultados da análise apontaram que 5 dos métodos obtiveram uma pontuação abaixo de 2, principalmente devido à falta de transparência e requerimento de dados. Como considerações finais, foi possível descrever as causas pelas quais ainda não foi criado um método padronizado para a mensuração do desperdício de alimentos em escala mundial, enfatizando assim a necessidade do avanço da pesquisa na área.

**Palavras-chaves:** ACV, Modelagem, Desperdício de alimentos.

### Introdução

Estimativas da Organização das Nações Unidas (ONU, 2015) indicam um crescimento de 13,3% da população mundial nos próximos 10 anos, dentro deste contexto, é previsto que até 2030 haverá a necessidade do aumento de 1 bilhão de toneladas na produção de cereais para suprir a demanda requerida de alimentos (FAO, 2017). Junto a este aumento, a falta de recursos disponíveis atrelada à má gestão dos alimentos produzidos, que por sua vez possui um índice de desperdício de 30%, poderão resultar em danos

significativos à população e aos ecossistemas (ZHANG et al., 2019). Tal índice de 30% corresponde a cerca de 1,3 bilhão de toneladas de alimentos que são desperdiçados anualmente, ao mesmo tempo que 800 milhões de pessoas passam fome atualmente (FAO, 2017).

Este problema está diretamente relacionado à gestão dos alimentos, a qual influencia diretamente na qualidade do planeta, afetando prioritariamente a qualidade do solo e água, integridade da biosfera e índice de produção de resíduos (STEFFEN et al., 2015). Partindo deste pressuposto, torna-se necessária a busca da quantificação e qualificação do potencial dos impactos produzidos no ciclo de vida dos alimentos, para que possam ser tomadas decisões que contribuam para a otimização da gestão de alimentos. Neste contexto, vários estudos direcionados ao ciclo de vida de alimentos têm sido realizados, os quais majoritariamente consideram os impactos advindos das etapas de produção, distribuição e consumo, sendo estes em escala local ou regional.

Por outro lado, principalmente em função da indisponibilidade de inventários representativos, devido principalmente à utilização de base de dados regionalizadas, os impactos derivados do desperdício de alimentos ainda apresentam dificuldades de serem mensurados. Neste contexto, nos últimos anos foram elaborados modelos para estimar o desperdício de alimentos em escala regional, contudo, ainda há muitas limitações para o desenvolvimento e aplicação

dos mesmos, devido principalmente à falta de disponibilidade de dados que traduzam a realidade da região considerada (DAL MAGRO; TALAMINI, 2019).

### Materiais e métodos

Para a análise dos modelos de mensuração do desperdício de alimentos, primeiramente foi realizada uma revisão bibliográfica na base de dados SCOPUS, bem como em documentos oficiais publicados pela *Food and Agriculture Organization* (FAO). Na pesquisa foram encontrados 7 modelos que apresentaram diferentes parâmetros para o objetivo proposto, tais como fatores econômicos (DELGADO *et al.*, (2017); NAHMAN, (2013)), atributos quali-quantitativos (DELGADO *et al.*, 2017), análises visuais (COMPTON e SHERINGTON, 1999); R. HODGES *et al.*, 2014) e questionários e entrevistas (KAMINSKI e CHISTIAENSEN, 2014).

Ao realizar uma primeira interpretação dos modelos selecionados, é visível a diferenciação significativa entre as variáveis consideradas em cada modelo. Fato este é justificado pela indisponibilidade de dados em diferentes regiões em escala global, condicionando assim a utilização de variáveis específicas para a mensuração do desperdício de alimentos nas regiões consideradas.

Os modelos selecionados foram submetidos a uma avaliação composta por critérios baseados em Ugaya et al. (2019), conforme **Tabela 1**.

**Tabela 1:** Critérios de avaliação dos modelos

Critério	Robustez Científica	Classificação				
		Alto (5)	Médio-alto (4)	Médio (3)	Médio-baixo (2)	Baixo (1)
Subcritério	<i>Descrição das variáveis</i>	O modelo caracteriza claramente os fluxos considerados	O modelo caracteriza boa parte dos fluxos considerados	O modelo cita os fluxos considerados	O modelo cita parte dos fluxos considerados	O modelo não justifica as razões pelas quais os fluxos foram considerados
	<i>Confiabilidade (Modelo revisado por experts, ou recomendado por instituições)</i>	Específicas revisões sobre o modelo foram publicadas	O modelo foi aplicado em mais de um trabalho publicado	O modelo foi aplicado em um trabalho publicado	O modelo foi citado em publicações	O modelo não foi citado
	<i>Apresentação da Base de Dados usada</i>	-	-	O modelo apresenta a Base de Dados utilizada	-	O modelo não utiliza Base de Dados
Critério	Requerimentos de dados	Alto (5)	Médio-alto (4)	Médio (3)	Médio-baixo (2)	Baixo (1)
Subcritério	<i>Abrangência do modelo</i>	Abrangência global com dados específicos por país	Abrangência global com dados de média global	Abrangência regional com dados específicos por região	Abrangência regional, com dados de média regional	Abrangência local
	<i>Disponibilidade de dados</i>	Dados em escala global, por país	Dados em escala global, representados por médias	Dados em escala regional por fontes governamentais ou internacionais	Dados em escala regional, por fontes secundárias	Dados disponíveis em escala local
	<i>Inclusão de variáveis no modelo</i>	Gama representativa de variáveis qualitativas	Inclusão de mais de 7 variáveis quantitativas	Inclusão de até 5 variáveis quantitativas	Inclusão de até 3 variáveis quantitativas	Inclusão de menos que 3 variáveis quantitativas
Critério	Transparência	Alto (5)	Médio-alto (4)	Médio (3)	Médio-baixo (2)	Baixo (1)
Subcritério	<i>Replicabilidade</i>	O Modelo pode ser replicado em escala global	O modelo por ser replicado em escala global, porém com médias de uma	O Modelo pode ser replicado em escala regional	O modelo por ser replicado em escala regional, porém com uma amostra local	O Modelo não pode ser replicado com os dados requeridos
	<i>Descrição das equações utilizadas no modelo</i>	O modelo descreve claramente as equações utilizadas	O modelo descreve algumas variáveis das equações utilizadas	O modelo apresenta as equações, mas não o detalhamento	O modelo apresenta de maneira incompleta as equações	O modelo não apresenta as equações utilizadas
	<i>Descrição das etapas do ciclo de vida consideradas</i>	O modelo descreve todas as etapas	O modelo descreve parcialmente as etapas	O modelo descreve as etapas, porém não dá detalhes	O modelo descreve parcialmente as etapas	O modelo não apresenta as etapas

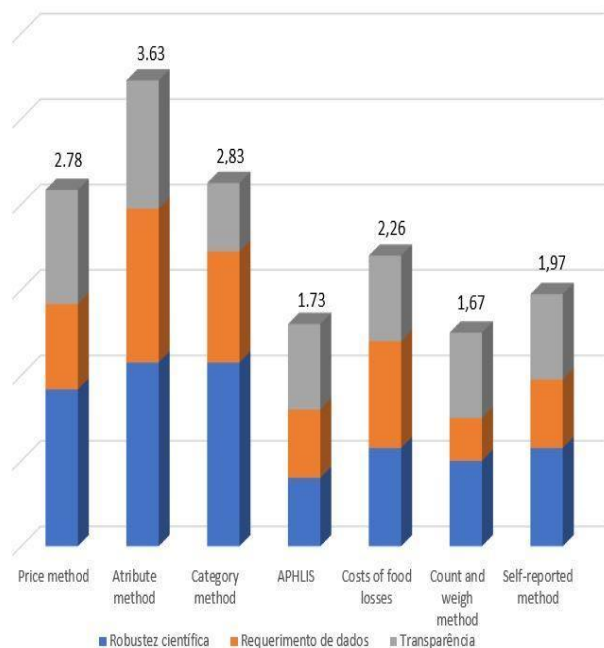
Fonte: Adaptado de Ugaya et. al., (2019)

Os modelos foram avaliados e pontuados em cada subcritério considerado, nos quais foram adotados os valores entre **1** (mais baixo) até **5** (mais alto) para cada critério. A partir das pontuações, foi calculada a média para cada modelo selecionado.

### Resultados e discussões

Avaliando a pontuação geral dos modelos nos critérios considerados (**Figura 1**), os modelos *Attribute* e *Category* obtiveram os melhores resultados.

**Figura 1:** Resultado da avaliação dos modelos



No critério de robustez científica, dois modelos foram classificados com pontuações menores que 2, recebendo assim baixa qualificação neste

critério. Um destes modelos foi o *Count and weigh* (Compton, 1999), que apresenta uma análise totalmente experimental para quantificar o desperdício de alimentos, na qual não houve a utilização de base de dados para a aplicação do modelo proposto. Sendo assim, torna-se inviável a replicação do mesmo em escala global. O outro é o *APHLIS* (R. Hodges *et al.*, 2014), que pela dificuldade de obtenção de dados para quantificar o desperdício de grãos, apresenta uma estimativa do desperdício, concebida através de coeficientes construídos a partir de figuras pertencentes à publicações, bem como de imagens de satélites. Fato este que traz uma insegurança significativa para o modelo no critério de robustez científica.

Por outro lado, os modelos *Category* (Compton e Sherington, 1999), *Attribute* (L. Delgado *et al.*, 2017) e *Price* (L. Delgado *et al.*, 2017), obtiveram pontuações acima de 2. Tais modelos foram reconhecidos e aplicados pela FAO, utilizando-se dados (FAOSTAT, 2013) relacionados à produção de quatro alimentos em escala regional para serem aplicados, apresentando assim, alta robustez científica.

Os resultados referentes ao critério de Requerimento de dados foram os mais críticos quando comparados aos demais, onde seis dos sete modelos avaliados obtiveram pontuações menores que 2. Neste contexto, no subcritério de disponibilidade de dados, os modelos *Category*, *Self reported* (Kaminski e Chstiaensen, 2014) e *Count and weigh* receberam a pontuação de 1,

valor este que relata a dificuldade de aquisição de dados representativos para a aplicação dos modelos. Além disso, esta característica está diretamente ligada ao subcritério de replicabilidade, uma vez que por não existirem dados disponíveis para a aplicação dos modelos em questão, a possibilidade de replicação destes em maior escala se torna difícil de ser realizada. Em contrapartida, o modelo *Attribute* recebeu uma pontuação maior que 2, sendo esta justificada pela gama de variáveis incluídas no modelo, as quais oferecem maior completeza ao mesmo, possibilitando uma quantificação mais próxima da realidade.

No critério de transparência, os resultados foram semelhantes aos demais, onde quatro modelos analisados obtiveram pontuações menores que 2. Fato este é justificado principalmente pelo subcritério de replicabilidade, no qual foram consideradas todas as pontuações dos outros subcritérios.

De outra forma, os modelos *Attribute* e *Price* obtiveram pontuações maiores que 2. O modelo *Price*, por considerar somente a variável preço para a mensuração do desperdício de alimentos, é um modelo replicável em escala global, contudo, os resultados são muito genéricos. O modelo *Attribute* permite a inclusão de até 14 atributos diferentes como forma de incluir as possíveis causas do desperdício de alimentos de determinada região. Entretanto, como apresentado por L. Delgado *et al.*, (2017), muitos dos atributos considerados apresentaram baixa

correlação com a amostra em questão. Além disso, o acesso a dados referentes aos atributos qualitativos é de certa forma limitado, como por exemplo, nível de educação escolar dos produtores e experiência em cultivos agrícolas. Por esta razão, não há uma padronização sobre quais atributos devem ser utilizados, variando os mesmos de acordo com a região considerada, fato este que dificulta a replicabilidade do modelo em maior escala.

### Conclusões

A partir das considerações relacionadas aos modelos analisados, observa-se que não existe a possibilidade de aplicação dos modelos analisados em escala global, devido às limitações apresentadas. O modelo *Attribute* foi o mais bem pontuado. Entretanto, a coleta de informações dos atributos considerados é feita de forma individual, com cada participante da amostra. Fato este que dificulta a replicabilidade do modelo em questão. Similarmente, o modelo *Category* apresentou a segunda maior pontuação. Contudo, a estimativa de desperdício deste modelo é calculada a partir de coeficientes já padronizados através de uma escala visual, desenvolvidos por Compton and Sherington (1999), o que não caracteriza as especificidades da análise realizada. Portanto, enfatiza-se a necessidade da criação de um novo modelo para a mensuração do desperdício de alimentos, que atenda as diferenciações de cada país e assim permita uma estimativa da perda de alimentos mais próxima da realidade.

### Agradecimentos

Os autores agradecem a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro para a elaboração do presente trabalho e ao Centro de Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (GYRO) pela estrutura física.

### Referências

COMPTON, J. A. F.; SHERINGTON, J. Rapid assessment methods for stored maize cobs: weight losses due to insect pests. **Journal of stored products Research**, v. 35, n. 1, p. 77-87, 1999.

DAL' MAGRO, Glenio Piran e TALAMINI, Edson. **Estimating the magnitude of the food loss and waste generated in Brazil**. *Waste Management & Research*, v. 37, n. 7, p. 706–716, Jul 2019.

DELGADO, Luciana e SCHUSTER, Monica e TORERO, Maximo. **The Reality of Food Losses A New Measurement Methodology**. p. 67, 2017.

FAOSTAT, FAO. Database. Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2013.

FAO, I. F. A. D. et al. WFP, WHO (2017) The state of food security and nutrition in the world 2017. **Building resilience for peace and food security**. FAO, Rome.

HODGES, Richard; BERNARD, Marc; REMBOLD, Felix. **APHLIS-Postharvest cereal losses in Sub-Saharan Africa, their estimation, assessment and reduction**. 2014.

ONU, Transformando Nosso Mundo. Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável., v. 15, 2016.

STEFFEN Will et al. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. **Science**, v. 347, n. 6223, p. 1259855, 2015. *Science*, v. 347, n. 6223, p. 1259855–1259855, 13 Feb 2015.

KAMINSKI, J., & Christiaensen, L. (2014). **Post-Harvest Loss in Sub-Saharan Africa: What Do Farmers Say?** *Global Food Security* 3: 149–158.

UGAYA, Cássia Maria Lie et al. **Recomendação de modelos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida para o Contexto Brasileiro**. Brasília: Ibict, 2019. 165 p.

ZHANG, Bruce Yizhe e colab. **Assessment of carbon footprint of nano-packaging considering potential food waste reduction due to shelf life extension**. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 149, p. 322–331, Out 2019.

## Impactos para a categoria de mudanças climáticas da produção de biochar feito com casca de eucalipto

Luciano Donizeti Varanda 1

Florence Rezende Leite 2

João Otávio Poletto Tomeleri 1

Franciane Andrade de Pádua 1

Fabio Minoru Yamaji 1

Diogo Aparecido Lopes Silva 1

<sup>1</sup>Universidade Federal de São Carlos

<sup>2</sup> Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”

[lu.varanda@hotmail.com](mailto:lu.varanda@hotmail.com)

### Resumo

O objetivo deste estudo foi avaliar os impactos ambientais potenciais referentes à produção *cradle-to-gate* de 1kg de biochar feito com cascas de madeira de eucalipto. Neste estudo considerou-se as etapas de obtenção dos insumos até a produção do biochar. As fases de uso e pós-uso não foram consideradas, uma vez que os experimentos ainda estão na etapa de análise das características técnicas do produto. Para a produção do biochar foram utilizados resíduos, coletados em uma empresa que confecciona painéis de MDP, os quais foram submetidos a processos de trituração e queima em diferentes tempos (2h e 4h) e temperaturas (250°C, 300°C, 350°C, 400°C e 450°C). Os dados para a avaliação de impactos ambientais foram retirados do banco de dados SICV Brasil eecoinvent 3.3 e da literatura e a modelagem foi realizada através do software gratuito OpenLCA 1.6.3. Os impactos ambientais, referentes à categoria Mudanças Climáticas foram avaliados através do método ReCiPe Midpoint (H) [v1.11, December 2014]. Devida à multifuncionalidade presente no sistema, realizou-se a alocação dos impactos ambientais potenciais. Os resultados da avaliação de impactos mostraram que quanto maior a quantidade de cascas de eucalipto utilizadas na produção do biochar, maiores os impactos potenciais. Desta maneira, o melhor

cenário, ou seja, o que apresentou os menores impactos foi a produção de biochar a partir da queima das cascas a 250°C durante 2h, visto que ela apresentou o maior rendimento e, por isso, necessitou de menores quantidades de cascas, além de ter consumido menos energia que os cenários de produção em 4h. Além disso, observou-se que a produção florestal contribuiu para a maioria dos impactos, principalmente os processos que utilizam óleo diesel nas operações florestais. Por fim, pretende-se realizar, em trabalhos futuros, a aplicação do biochar em solo, visto que isto poderia resultar na redução de impactos devido ao sequestro e consequente fixação de carbono no solo. A partir daí, outras categorias de impacto deverão também ser avaliadas, tais como a de uso e transformação do solo.

**Palavras-chaves:** Avaliação do Ciclo de Vida, Biochar, Resíduos de Eucalipto, Produção Florestal.

### Introdução

O biochar é um material rico em carbono para uso como condicionador de solos. Ele é produto do aquecimento de biomassa na ausência ou com ar limitado acima de 250°C (Lehman e Joseph, 2015), sendo que o material é produzido via carbonização da biomassa, mas se distingue do carvão vegetal tradicional ou de outros produtos de carbono na medida em que se destina ao uso direto no solo. Essas estruturas são formadas durante a pirólise e são essenciais para a mineralização ou adsorção.

Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar os impactos da produção de biochar feito com cascas de eucalipto para a categoria de mudanças climáticas.

### Metodologia

O sistema de produto avaliado foi a produção de biochar a partir de cascas de eucalipto, resíduos resultantes do processo de descascamento de árvores desse gênero. Os resíduos foram coletados em uma empresa que produz painéis de madeira. A produção do biochar foi em forno mufla, com taxa de aquecimento de 35 °C/min, tempo de patamar de 2 e 4h e resfriamento natural da temperatura utilizada no patamar até a temperatura ambiente, com a porta do forno aberta durante o resfriamento. Para a produção utilizou-se as temperaturas de 250, 300, 350, 400 e 450°C em tempos de queima (carbonização) de 2 e 4h. Dez cenários foram criados, um para cada tempo e temperatura de queima, os quais foram nomeados de acordo com o tempo e temperatura utilizados, respectivamente: BIOCHAR 2/250, BIOCHAR 2/300, BIOCHAR 2/350, BIOCHAR 2/400, BIOCHAR 2/450, BIOCHAR 4/250, BIOCHAR 4/300, BIOCHAR 4/350, BIOCHAR 4/400 e BIOCHAR 4/450.

As fronteiras adotadas para este sistema foram *cradle-to-gate*, ou seja, foram considerados os processos de obtenção dos insumos (cascas de eucalipto e energia elétrica) e produção do biochar, nos tempos e temperaturas especificados acima. A obtenção das cascas de eucalipto envolve as etapas de produção florestal da madeira de eucalipto com casca (produção de mudas, preparo do solo, plantio de mudas, manutenção da floresta, colheita e



transporte da madeira) e geração e separação das cascas de eucalipto (coproduto do processo). As fases de uso/pós-uso do biochar não foram consideradas, pois ainda não houve aplicação do produto no solo, uma vez que os experimentos ainda estão em fase de conclusão. A Figura 1 apresenta as fronteiras do sistema de produto em estudo.

A unidade funcional para este estudo foi definida como a produção de 1 kg de biochar, como em Smebye et al (2017).

A modelagem do ciclo de vida para cada um dos dez cenários foi realizada no software gratuito OpenLCA 1.6.3. O método de avaliação dos impactos escolhido foi o ReCiPe Midpoint (H) [v1.11, December 2014], um dos métodos mais utilizados em estudos de ACV atualmente (MENDES; BUENO; OMETTO, 2016). Esse método também foi utilizado em outros estudos de biochar como em Muñoz et al. (2017), Owsianiak et al. (2018), Smebye et al (2017) e Sparrevik et al. (2014). A categoria de impacto ambiental selecionada para ser avaliada foi a de mudanças climáticas. Essa categoria também foi utilizada pelos autores acima citados, em estudos de produção de biochar, bem como por Silva et al. (2013) e Silva (2016) envolvendo estudos sobre a ACV da produção de painéis feitos com madeira de eucalipto.

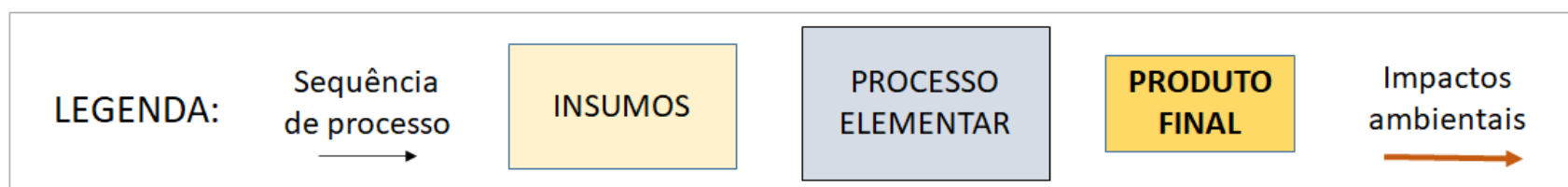
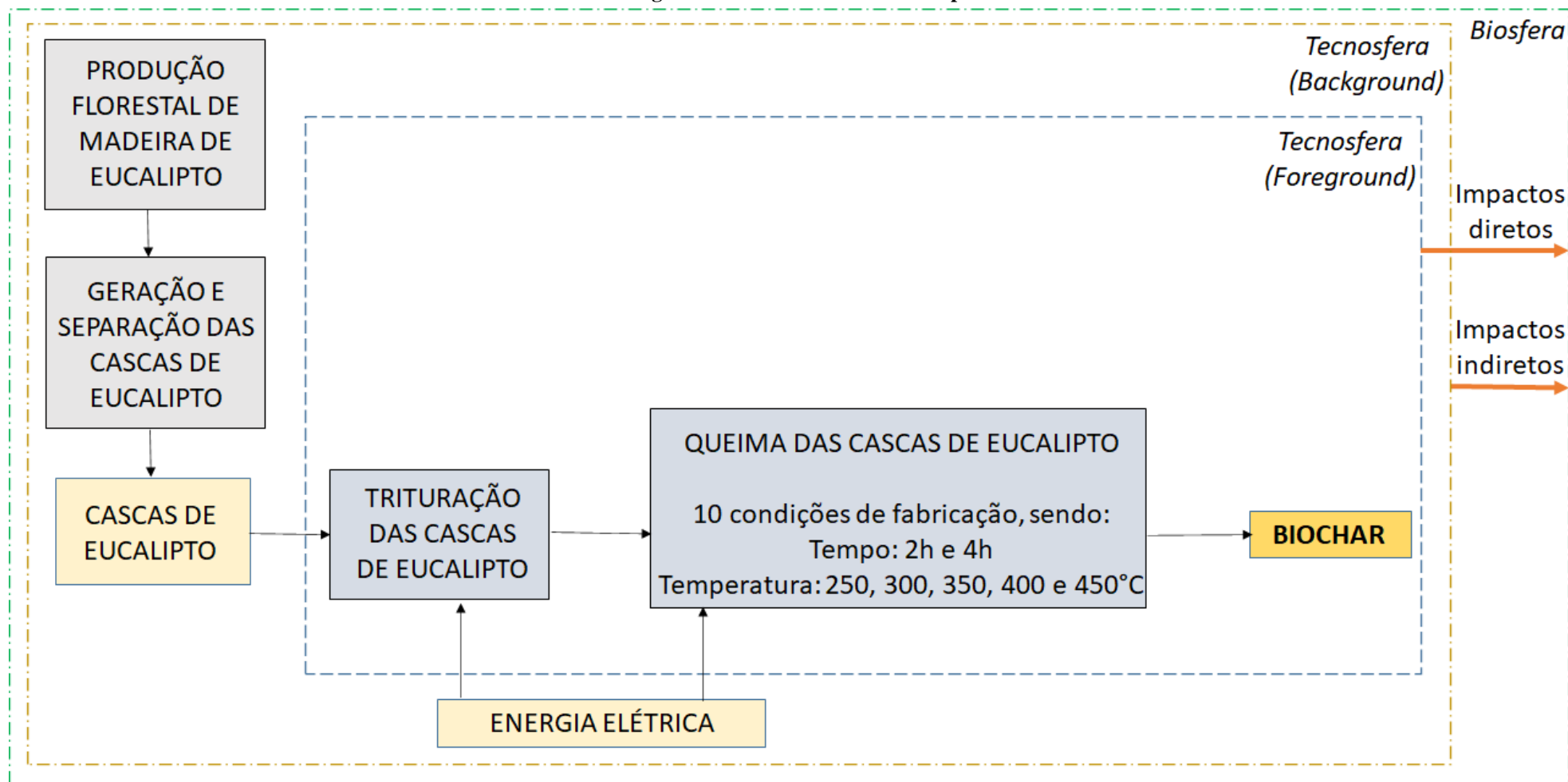
Os dados referentes à produção florestal da madeira de eucalipto foram retirados do inventário apresentado por Silva et al. (2013). Os critérios de corte adotados foram:

- **Relevância mássica:** os fluxos de entrada calcário, água, consumo de energia (diesel) e fertilizante superfosfatado foram incluídos na modelagem dos processos florestais por apresentarem relevância mássica superior a 90%. Os dados dos fluxos calcário e diesel foram obtidos a partir do próprio software OpenLCA. Já os dados do fertilizante superfosfato simples e do fornecimento da água foram obtidos através do banco de dados ecoinvent 3.3.
- **Relevância ambiental:** foi incluído o herbicida glifosato por apresentar relevância ambiental, cujo inventário também foi retirado do banco de dados ecoinvent 3.3. Apesar de também apresentar relevância ambiental, não foi possível incluir o formicida sulfluramida dentro dos limites do sistema, devido à falta de dados disponíveis na literatura e bases de dados consultadas.
- **Disponibilidade nos bancos de dados:** foi também incluído os fertilizantes ureia e sulfato de amônia dentro dos limites de sistema por haver dados previamente

disponíveis no banco de dados do software openLCA. O consumo de energia (eletricidade) também foi incluído visto que sua cadeia produtiva está disponível no banco de dados SICV Brasil, mesmo não sendo necessária sua inclusão em virtude dos critérios de corte previamente estabelecidos.

Em relação ao processo de geração e separação das cascas de eucalipto, utilizou-se os dados de Silva (2016) relativos ao processo de fabricação de painéis aglomerados (ou de MDP, sigla em inglês). Os fluxos de entrada nesses processos foram a madeira de eucalipto (em tora), obtida da produção florestal, e a energia elétrica utilizada para o descascamento das toras de madeira, cuja cadeia de produção foi obtida através do banco de dados SICV Brasil, como já mencionado anteriormente.

Figura 1: Fronteiras do sistema de produto



Por fim, os dados referentes à produção do biochar (trituração e queima das cascas de eucalipto) foram obtidos a partir de ensaios laboratoriais (dados primários). Para o processo de trituração das cascas de eucalipto foram considerados apenas os fluxos de entrada de consumo de energia elétrica do triturador marca Lippel, modelo TM05, e das cascas de eucalipto, advindas dos processos anteriores. O consumo energético do triturador foi calculado considerando a taxa de trituração (0,81 s/g), a qual multiplicou a quantidade de casca triturada em cada cenário e tendo em vista a potência do triturador equivalente à 0,75 kW. Já no processo de queima das cascas de eucalipto foram considerados como fluxos de entrada as cascas trituradas e o consumo de energia elétrica da mufla. Para cálculo do consumo energético da mufla considerou-se uma potência equivalente a 0,737 kW. Esse valor representa uma média da corrente elétrica durante o aquecimento da estufa (de 0 a 450°C), medida através de um amperímetro digital.

A multifuncionalidade do sistema está presente no processo de geração e separação das cascas de eucalipto, que além do produto (partículas para produção dos painéis MDP) e de resíduos diversos geram também coprodutos (cascas de

eucalipto) a serem utilizados na confecção do biochar. Assim, realizou-se uma alocação, onde houve uma repartição das entradas e saídas conforme a participação relativa com base em relações físicas (base mássica). A partir do inventário de Silva (2016), constatou-se que 80% das toras de madeira são transformadas em partículas para produção de painéis, 6% são transformadas em cascas de madeira de eucalipto e 14% em outros resíduos ao longo dos processos de fabricação do MDP. Portanto, foram atribuídos 80% dos impactos às partículas de madeira, 6% às cascas de madeira e 14% aos outros resíduos madeiráveis (partículas finas, pó, cepilhos inservíveis).

### Resultados e discussão

Os resultados referentes aos impactos potenciais estão apresentados na Tabela 1, e maiores detalhes na Figura 2.

**Tabela 1: Impactos potenciais em cada cenário por kg de biochar produzido**

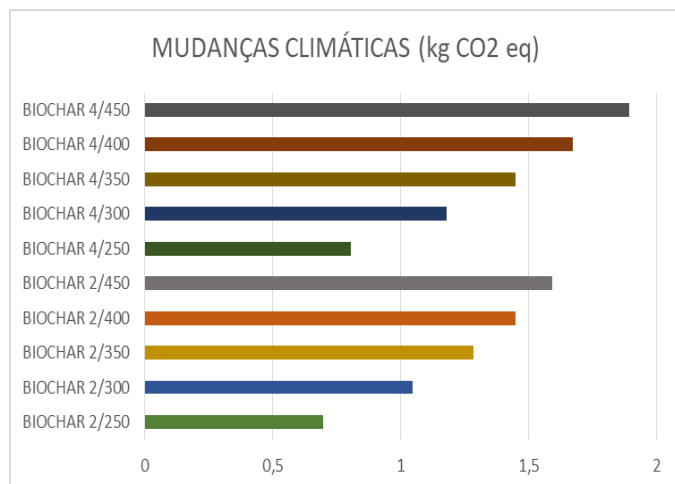
<i>Condição experimental</i>	<i>Mudanças Climáticas (kg CO2-eq.)</i>
Biochar 2/250	6,98E-01
Biochar 4/250	8,06E-01
Biochar 2/300	1,05E+00
Biochar 4/300	1,18E+00
Biochar 2/350	1,28E+00
Biochar 4/350	1,45E+00

Biochar 2/400	1,45E+00
Biochar 4/400	1,67E+00
Biochar 2/450	1,59E+00
Biochar 4/450	1,89E+00

Uma limitação nos resultados da Tabela 1 é que não foi contabilizado ainda o sequestro de carbono durante a fase de uso do produto, logo, o crédito de carbono não foi totalmente contabilizado. Já o sequestro de carbono durante a produção florestal, já está incluso e alocado para a produção 1 kg de biochar, a partir dos dados de Silva et al. (2013). Assim, não houve um balanço negativo de impactos para mudanças climáticas no sistema cradle-to-gate.

Percebe-se que os maiores valores de impactos ambientais estão associados à produção de biochar com temperatura mais elevada (BIOCHAR 2/450 e BIOCHAR 4/450), conforme a Figura 2, e os menores valores de impactos estão associados à produção com menor temperatura (BIOCHAR 2/250 e BIOCHAR 4/250).

**Figura 2: Análise gráfica dos impactos potenciais em cada cenário para a categoria de mudanças climáticas**



## Conclusões

A partir da avaliação de impactos para a categoria de mudanças climáticas realizada, foi possível analisar o desempenho ambiental da produção de 1 kg de biochar em diferentes tempos e temperaturas de queima. Percebeu-se que, para todas as categorias de impacto, quanto maior a quantidade de cascas de eucalipto utilizadas na produção do biochar, maiores os impactos potenciais. Desta maneira, o melhor cenário, ou seja, o que obteve os menores impactos potenciais foi a produção de biochar a partir da queima das cascas a 250°C em 2h, visto que ela apresentou o maior rendimento e,

por isso, necessitou de menores quantidades de cascas, além de ter consumido menos energia que os cenários de produção em 4h.

Entretanto, além do desempenho ambiental também é necessário verificar a qualidade do biochar produzido no melhor cenário e compará-la com a qualidade dos demais cenários, a fim de concluir qual é a produção mais eficiente.

Além disso, observou-se que a produção florestal contribuiu para a maioria dos impactos, principalmente os processos que envolvem o uso de óleo diesel nas operações florestais de cultivo e colheita da madeira de eucalipto.

Como limitações deste estudo pode-se citar a falta de dados mais acurados sobre os voláteis gerados durante a queima do biochar e a falta de aplicação do biochar em solo, visto que essa aplicação pode resultar em redução de impactos, como na categoria de mudanças climáticas, devido ao sequestro de carbono que pode ocorrer na fase de uso desse tipo de produto. Outras categorias de impacto relevantes a serem adicionadas em estudos futuros, envolvem ainda a categoria de uso e transformação do solo após a aplicação do biochar.

## Agradecimentos

De antemão, agradecemos a todos os revisores dos artigos do GCV 2020. Luciano D. Varanda agradece ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq, 159635/2018-7). Diogo A. Lopes Silva também agradece ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq, 302722/2019-0).

## Referências bibliográficas

- Lehman J., Joseph S. (2015). Biochar for environmental management science, technology and implementation. Routledge, 976p.
- Mendes N. C., Bueno C., Ometto, A.R. Production (2016) <https://doi.org/10.1590/0103-6513.153213>
- Muñoz E. et al. J Clean Prod. (2017) <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.04.163>
- Owsianiak M. et al J Clean Prod (2018) <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.07.256>
- Silva, DAL et al. Intl J LCA (2013) <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0583-3>
- Silva, DAL (2016). Gestão do ciclo de vida de produtos por meio da avaliação e o monitoramento ambiental de processos de manufatura: procedimento e estudos de caso. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.
- Smebye, A.B. et al Biomass Bioenergy (2017) <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2017.04.001>
- Sparrevik M. et al Environ Sci Technol (2014) <https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es405190q>

## Desempenho ambiental de métodos alternativos de produção de biodiesel a partir do óleo de fritura

Pollyana Maria Pimentel Monte<sup>1</sup>  
Anne Karolyne Pereira da Silva<sup>2</sup>  
Karyna Oliveira Chaves de Lucena<sup>3</sup>  
Rogério César Pereira de Araújo<sup>4</sup>  
Maria Cléa Brito de Figueirêdo<sup>5</sup>

<sup>1,2,4</sup>Universidade Federal do Ceará

<sup>3</sup>Instituto Federal do Ceará

<sup>5</sup>Embrapa Agroindústria Tropical  
pollyanapimentelmonte@gmail.com

### Resumo

O biodiesel é um combustível adicionado em percentual de mistura com o óleo diesel, que possibilita a redução das principais emissões gasosas à base de carbono e enxofre. Uma matéria-prima alternativa à produção é o óleo de fritura residual, vantajoso por reaproveitar um resíduo. Porém, é necessário solucionar inconvenientes de produção, como adequação de reagentes e sua quantidade. O objetivo desse estudo foi comparar quatro métodos alternativos de produção de biodiesel a partir do óleo de fritura para identificar o de menor impacto ambiental potencial. A metodologia aplicada consistiu na Avaliação do Ciclo de Vida, conforme NBR 14040 e 14044. Os métodos foram definidos variando quantidade de álcool e porcentagem de catalisador: 1) Proporção 6:1, catalisador 1% (referência); 2) Proporção 5:1, catalisador 1%; 3) Proporção 6:1, catalisador 3%; 4) Proporção 8:1, catalisador 1%. O escopo foi do berço ao portão e a unidade funcional foi a produção de 1 g de biodiesel de óleo de fritura. Os dados foram obtidos de fontes primárias (produção de biodiesel em laboratório) e secundárias (ecoinvent v.3.1). Realizou-se alocação seguindo critérios mássicos e econômicos, devido a coprodução da glicerina. Os resultados foram obtidos com o software SimaPro v.9.0.0.3.5, utilizando os métodos

ILCD Midpoint 2011 (mudanças climáticas, acidificação terrestre, eutrofização de água doce e marinha, ecotoxicidade, toxicidade humana cancerígena e não cancerígena) e AWARE (escassez hídrica). Realizou-se a análise de incerteza pelo método de Monte Carlo. O biodiesel aqui produzido, apresentou qualidade similar, porém rendimento variável, de acordo com cada método. Os resultados mostraram que o método 2 apresentou menor impacto significativo em relação ao de referência (1), nas categorias analisadas. Os maiores impactos encontrados foram na produção de sulfato de sódio e do metanol, utilizados respectivamente na purificação do óleo de fritura e reação de transesterificação. Outros estudos utilizando óleo de soja como matéria-prima, também apontaram na etapa de produção, o metanol como causador de danos ambientais. Portanto, conclui-se que os impactos da produção de biodiesel a partir de óleo de fritura são menores quando se reduz a proporção molar da quantidade de álcool, catalisador e, principalmente, a quantidade de sulfato de sódio.

**Palavras-chaves:** Avaliação de Ciclo de Vida, métodos de produção, impacto ambiental.

### Introdução

O aumento populacional e a intensa modernização têm criado no mundo métodos dos quais a demanda por energia cresce continuamente (Reilly et al., 2015). O maior consumo de energia intensifica o aquecimento global, em reflexo das maiores emissões de gases de efeito estufa (GEE) pela queima de combustíveis fósseis. Esse aquecimento, por sua vez, intensifica processos de desertificação, redução na expectativa de vida e maiores taxas de mortalidade infantil e materna, especialmente

nos países em desenvolvimento (Asongu et al., 2020).

A emissão de gás carbônico através da queima de combustíveis fósseis, representa a principal origem de gases do efeito estufa (MME, 2017). Dessa forma, busca-se substitutos aos combustíveis fósseis, como é o caso do biodiesel, substituto do óleo diesel proveniente do petróleo (Sajjada; Abdul Rahman; Arandiyah, 2016).

O biodiesel é um biocombustível derivado de biomassa renovável utilizado em motores para geração de energia, podendo substituir parcial ou totalmente o combustível de origem fóssil (Brasil, 2005). Este apresenta uma ampla diversidade de matérias-primas, como soja, gordura bovina e gordura de porco (ANP, 2018), além de materiais alternativos, como óleos usados para cocção de alimentos (Ramos et al., 2017). A produção de biodiesel a partir de óleo de fritura pode representar uma redução de custo de produção de 60 a 70% (Farooq; Ramli; Subbarao, 2013), além de possibilitar a reciclagem de um material caracterizado como ônus ao governo, por apresentar inadequada destinação. Além disso, a utilização de óleo de fritura reduz em cerca de 6% o consumo de energia do processo de desengorduramento nas estações de tratamento de águas residuais (Fonteinis, 2020).

O biodiesel é obtido principalmente através da reação de transesterificação, quando a matéria-prima reage com um álcool na presença de um catalisador. Gera-se a glicerina como subproduto dessa reação (Chew et al., 2017). Este

subproduto apresenta diversos usos, como a conservação de peças anatômicas (Carvalho, 2013), e a utilização na alimentação animal (Oliveira, 2013).

O biodiesel tornou-se amplamente aceitável no mercado de energia devido as suas características físico-químicas, apresentando vantagens com relação ao diesel, como um maior poder lubrificante e de limpeza, o que aumenta a vida útil do motor, menor emissão de fumaça e ausência de enxofre (Ventura, 2010; Hajjari et al., 2014). Além disso, por ser quimicamente semelhante ao diesel de origem fóssil, pode ser utilizado sem que haja necessidade de alteração nos motores dos veículos rodoviários, ferroviários e marítimos (Lee et al., 2011).

No entanto, o processo de produção do biodiesel ainda precisa ser melhor definido, uma vez que existem alternativas quanto as quantidades de reagentes que podem ser utilizadas na reação de transesterificação. A variação dos reagentes depende do método e do objetivo proposto em cada trabalho. Exemplificando, Knothe et al., (2006) afirmam que a adição do catalisador confere a reação uma diminuição da quantidade de álcool requerida, e a ocorrência da reação em temperaturas menos elevadas.

Diferentes proporções e tipos de catalisadores podem ser utilizados na reação. Chung et al., (2019), por exemplo, testaram CaO (óxido de cálcio) e KOH (hidróxido de potássio), derivados de casca de ovo de galinha, porém, o CaO apresentou menor impacto, devido o processo de calcinação, que não envolve processos

complexos e grande uso de eletricidade. Porém, se tratando de óleo de fritura Al-Hamamre e Yamin (2014) recomendam o uso de hidróxido de potássio, catalisado utilizado neste trabalho.

A metodologia de avaliação de ciclo de vida (ACV) foi utilizada por alguns estudos para determinar impactos ambientais potenciais na produção de biodiesel. ACV do biodiesel de óleo de fritura foi analisada por Castanhari (2013), Sugawara (2012) avaliou os impactos da adição de 5% de biodiesel de óleo de soja ao óleo diesel e Orlandin (2013) fez um estudo abordando os impactos de uma unidade piloto de produção de biodiesel através de óleo de fritura. No entanto, nenhum dos trabalhos citados propõe cenários para a redução de impactos na produção, avaliando etapas e produtos de maior impacto ambiental.

Nesse contexto, o objetivo deste trabalho consiste em comparar diferentes métodos de transesterificação de óleo de fritura para produção de biodiesel, visando escolher o de menor impacto ambiental potencial.

### Metodologia

A avaliação do desempenho ambiental da produção de biodiesel de óleo de fritura em laboratório seguiu as normas NBR ISO 14040 - Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura e 14044 - Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações para a Avaliação do Ciclo de Vida.

Considerando o óleo de fritura utilizado como um resíduo, a fronteira do sistema adotada foi do

berço ao portão, isso inclui produção e transporte de insumos para o laboratório e produção de biodiesel, excluindo as etapas de transporte, consumo e disposição final do biodiesel.

Os dados para produção e transporte dos insumos foram obtidos na base de dados *Ecoinvent v.3.1*. Já os dados de produção de biodiesel foram obtidos em ensaios laboratoriais. Utilizou-se como unidade de análise 1 g de biodiesel de óleo de fritura.

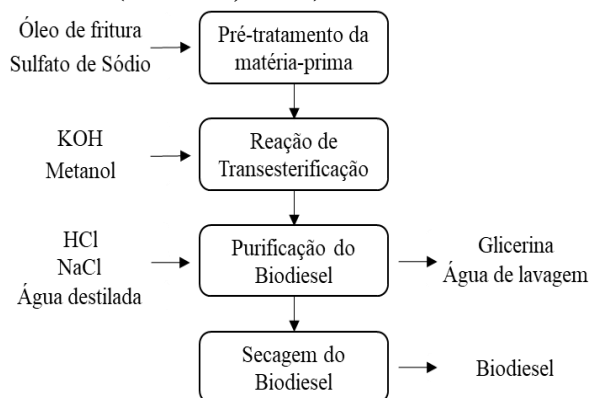
Realizou-se alocação, devido a coprodução da glicerina, adotando-se critérios mássicos e econômicos (Tabela 1).

**Tabela 1: Alocação mássica e econômica**

<i>Alocação Mássica</i>				
	<i>Método 1</i>	<i>Método 2</i>	<i>Método 3</i>	<i>Método 4</i>
Biodiesel (g)	55,42	53,02	37,45	46,31
Glicerina (g)	2,98	3,75	17,36	8,70
Percentual de Alocação	94,90	93,40	68,30	84,20
<i>Alocação Econômica</i>				
Preço Biodiesel	R\$ 3,27			
Preço Glicerina	R\$ 56,00			
Percentual de Alocação	52,1	45,20	11,20	23,70

Para a análise de inventário de produção de biodiesel, realizou-se os testes laboratoriais, contabilizando as entradas e saídas de cada uma das quatro etapas do processo de produção de biodiesel (Figura 1).

**Figura 1: Fluxograma da produção de biodiesel (Autores, 2020)**



#### Etapa 1 – Pré-tratamento da matéria-prima:

Devido à presença de partículas sólidas, capazes de comprometer a produção de biodiesel, realizou-se um pré-tratamento no óleo (Uzun et al., 2012; Miyashiro et al., 2013). O óleo foi submetido a dupla filtração a vácuo, seguida de filtração com sulfato de sódio anidro ( $\text{Na}_2\text{SO}_4$ ) com o objetivo de remover umidade.

#### Etapa 2 – Reação de Transesterificação:

Quatro métodos foram utilizados nessa etapa, com o intuito de obter as melhores proporções dos componentes da reação, verificar se ocorreria a produção de biodiesel e qual o desempenho ambiental de cada método. Para a adequação das quantidades, tomou-se como referência outros estudos, que apresentaram que a proporção molar de metanol:óleo ideal para produção de biodiesel deve ser de 6:1, garantindo que a reação ocorra no sentido da formação do biodiesel e o inverso (Pinto et al., 2005; Knothe

et al., 2006; Saifuddin; Chua, 2004; Refaat, 2008). Esse foi considerado como o método 1 (referência). Os demais métodos variaram a porcentagem de catalisador KOH e quantidade de álcool (Tabela 2), num tempo reacional de 10 minutos, segundo a metodologia de Ferreira et al. (2016), para averiguar se ocorreria a produção de biodiesel.

**Tabela 2: Métodos para transesterificação**

Métodos	Massa de óleo	Proporção molar álcool:óleo	Proporção do Catalisador
M1	50 g	metanol 6:1	1% KOH
M2	50 g	metanol 5:1	1% KOH
M3	50 g	metanol 6:1	3% KOH
M4	50 g	metanol 8:1	1% KOH

O biodiesel foi produzido através do preparo do metóxido de potássio, mistura de metanol e catalisador (KOH). A solução reagiu no agitador magnético, numa temperatura de aproximadamente  $45^\circ\text{C}$  até a dissolução total. Em seguida, adicionou-se o óleo residual de fritura, a uma temperatura de  $50\pm 5^\circ\text{C}$  no tempo determinado em cada método.

#### Etapa 3 – Purificação do Biodiesel:

Para a remoção de resíduos de sabão de sódio ou potássio, ácidos graxos, glicerina, álcool e outros contaminantes, ao fim da reação, a mistura foi transferida para um funil de decantação, onde permaneceu por 20 minutos para a completa separação e remoção da glicerina. Adicionou-se ao biodiesel 50 mL da solução de ácido clorídrico (HCl) 5% v/v em duplicata, para a

neutralização do catalisador. Posteriormente, adicionou-se 50 mL de solução de cloreto de sódio (NaCl) 0,1 M, também em duplicata. Para a remoção de impurezas ainda presentes no biodiesel, realizou-se 4 lavagens com água destilada, de forma a obter uma amostra clarificada.

#### Etapa 4 – Secagem do Biodiesel:

Com o objetivo de remover água e álcool residual ainda presentes, o biodiesel foi transferido para a estufa, a uma temperatura de  $105 \pm 5^\circ\text{C}$ , por 1 hora.

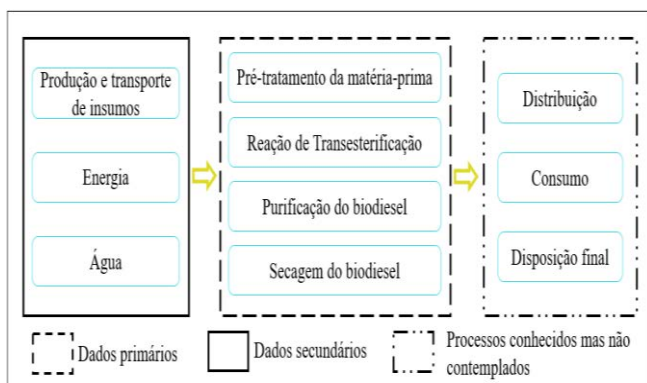
O consumo de energia elétrica foi estimado em cada processo unitário. Considerou-se a potência dos equipamentos (kwh), o tempo de uso (h) e a capacidade utilizada em massa (kg) ou volume (L), através da equação  $(Pot(kwh)) * Uso(h)$ . A estimativa ocorreu com relação ao volume ou massa utilizados, não sendo considerada a utilização da capacidade máxima do equipamento.

A avaliação de impacto foi realizada no software SimaPro v.9.0.0.3.5, utilizando os métodos ILCD Midpoint 2011: mudanças climáticas (MC), acidificação (Ac), eutrofização de água doce (EAD) e marinha (EM), ecotoxicidade (E), toxicidade humana cancerígena (THC) e não cancerígena (THN) e AWARE, escassez hídrica (EH). Realizou-se a análise de incerteza pelo método de Monte Carlo.

Os dados secundários foram retirados do *ecoinvent*, v.3.3, com isso, utilizou-se a abordagem “allocation at the point of

*substitution*” (APOS), inserida no *ecoinvent* a partir da versão 3. O sistema de produto está indicado na Figura 2.

**Figura 2: Sistema de Produto.**



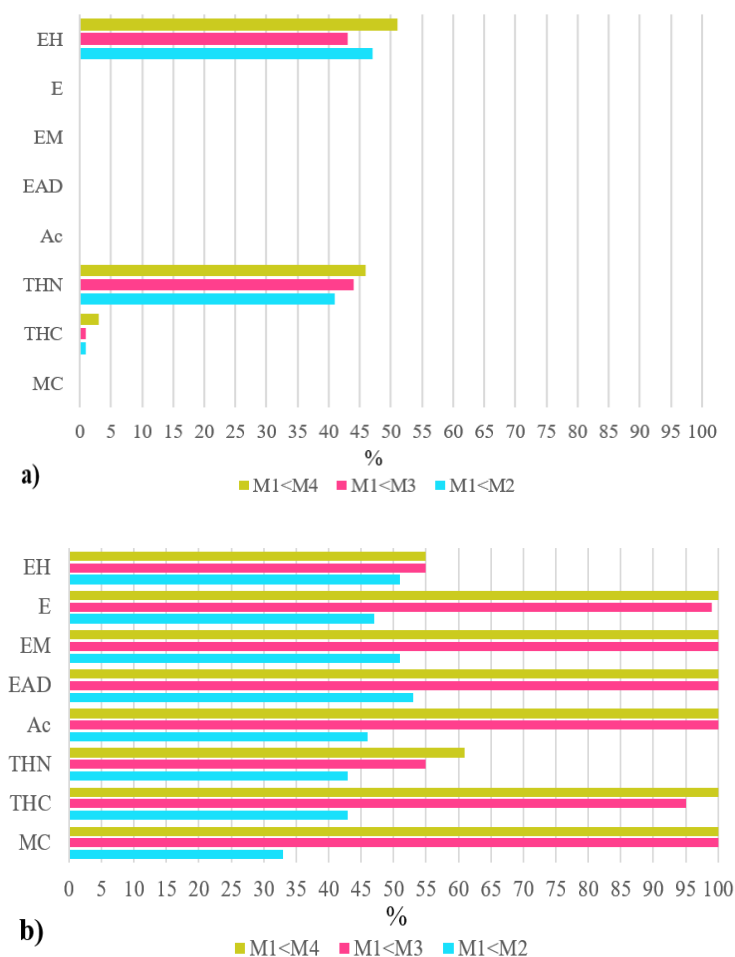
## Resultados e Discussões

Avaliando o rendimento gerado nos quatro métodos, os ensaios laboratoriais mostraram que a maior quantidade de biodiesel foi gerada em M1, em que se aplicou a quantidade de reagente conforme apresentado em literatura. O rendimento de biodiesel em M2 foi bastante similar a M1. Porém, M3 e M4, por empregarem maiores quantidades de catalisador e metanol, geraram menor quantidade de biodiesel, consecutivamente, maior quantidade de glicerina (coproduto da reação).

Em seguida, analisou-se todas as categorias de impacto comparando-se as diferenças significativas do método 1 com os métodos 2, 3 e 4. A Figura 3 apresenta a análise de erro, mássica e econômica, da comparação entre os

métodos de extração nas categorias de impacto: MC, THC, THN, Ac, EAD, EM, E e EH.

**Figura 3: Análise de Erro**



(a) Análise de erro Econômica e (b) Análise de erro Mássica. As colunas M1<M2, M1<M3 e M1<M4 apresentam os resultados da análise de erro, a qual foi realizada para determinar se houve diferença significativa

(com nível de confiança de 95%) entre o método de referência (M1) e os alternativos (M2, M3 e M4).

Comparando-se os impactos ambientais dos métodos, foi possível concluir que com a alocação econômica, M1 apresentou o maior potencial de impacto e M3 o menor, em todas as categorias de impacto avaliadas. A análise de erro mostrou que não houve diferença significativa em nenhuma das categorias de impacto avaliadas, com nível de confiança de 95%.

Já com alocação mássica, M3 teve o maior potencial de impacto e M2 o menor, em todas as categorias de impacto. A análise de erro mostrou que na comparação entre o método de referência (M1) com os demais, as categorias não apresentaram diferença significativa entre M1 e M2. Na comparação entre M1 e M3, as categorias de mudanças climáticas, acidificação, eutrofização de água doce, eutrofização marinha e ecotoxicidade de água doce são melhores no método 1, com um nível de confiança de 95%. E comparando os métodos 1 e 4, apenas a categoria de toxicidade humana não cancerígena não apresenta diferença estatística significativa, a um nível de confiança de 95%.

A variação dos resultados da análise comparativa de métodos identificada está relacionada com os fatores de alocação. Na alocação econômica, o fator de alocação foi menor para o biodiesel devido ao seu menor valor de mercado em relação à glicerina. Assim, M3, que gera mais glicerina, apresenta os menores impactos para a produção de biodiesel. Com o critério mássico,



onde o principal objetivo é a quantidade de biodiesel gerada, o método 3 é o mais impactante.

Observou-se que, em todos os métodos avaliados, a etapa 1 (pré-tratamento do óleo de fritura) foi a que mais contribuiu para as categorias de impacto avaliadas nesse estudo. Isso deveu-se aos reagentes utilizados na cadeia de produção do sulfato de sódio, que se utiliza de dióxido sulfúrico líquido em um de seus processos.

A segunda etapa mais impactante corresponde a etapa 2 (reação de transesterificação). O impacto potencial encontrado nesta etapa refere-se à utilização de molibdênio e gás natural de alta pressão utilizados na cadeia de produção do metanol. Um outro inconveniente advindo desta etapa é a utilização do KOH, que gera impacto através da sua etapa de produção e transporte.

Com a variação entre as proporções de reagentes nos diferentes cenários, os impactos de cada categoria foram proporcionais a quantidade de reagente utilizada, visto que, em cada cenário proposto, principalmente quando houve o aumento da quantidade de metanol, maiores foram os impactos.

Os resultados corroboram com o que foi investigado no estudo de Varanda, Pinto, Martins (2011), em que a análise de categorias endpoint e midpoint, encontrou o processo com uso de metanol e KOH o mais impactante ambientalmente, sendo a produção com etanol e NaOH a que apresentou menor impacto.

Estudos anteriores realizaram ACV de processos de produção de biodiesel a partir de óleo de fritura como os de Peiró et al. (2010) e Aghbashlo (2019). Diferentemente do estudo aqui realizado, os estudos citados avaliaram as condições experimentais da reação, de acordo com as categorias de impacto endpoint e também a melhor condição de produção em um reator assistido por ultrassom, respectivamente. Nesses estudos, constatou-se que a maioria dos impactos ambientais foi atribuída as etapas de pré-tratamento, pela quantidade de energia utilizada nesta, de acordo com Peiró et al., (2010) e que a condição mais ambientalmente aceita seria a utilização de uma fração molar de álcool:óleo de 6:1. Esses resultados divergem dos encontrados nesse trabalho devido a condição mais adequada ambientalmente ser a de proporção molar álcool:óleo 5:1, e apesar da etapa de pré-tratamento ter sido caracterizado como a de maior impacto, os motivos foram diferentes, pois neste estudo, o impacto estava associado a utilização do sulfato de sódio.

O biodiesel proveniente do óleo de fritura, é considerado de segunda geração. Em seu estudo, Foteinis (2020) comparou o biodiesel de segunda geração e o biodiesel proveniente do óleo de soja (primeira geração), e observou que o impacto é aproximadamente 40% menor, visto que no biodiesel de primeira geração é considerado na ACV a produção e colheita da matéria-prima. Além disso, houve uma redução de três vezes nos impactos ambientais em comparação com o petrodiesel (Foteinis, 2020).

O estudo aqui proposto, analisou a ACV apenas do processo de produção, já o estudo de Moecke (2016), avaliou também a coleta do óleo utilizado em restaurantes e residências para servir de matéria-prima à reação de transesterificação e concluiu que o maior impacto ocorre na etapa de coleta, com contribuição de 92,10%, apresentando diferença para a etapa de produção que contribuiu com 7,9%. Com o elevado impacto atribuído a fase de coleta, o estudo de Iglesias (2012) contribuiu por comparar os impactos decorrentes da descentralização da produção de biodiesel de óleo de fritura, ou seja, o número de instalações de produção em um determinado território. A ideia da produção descentralizada surgiu como a possibilidade de produção em pequena escala, o fato de não haver necessidade de usar alta tecnologia ou fazer grandes investimentos, e porque as pequenas plantas não precisam de equipe técnica altamente especializada. Constatou-se que em pequenos territórios, a produção centralizada era mais adequada ao meio ambiente, sendo mais aconselhável a descentralização à medida que o território aumentava em área.

O estudo aqui apresentado possui limitações quanto a caracterização do biodiesel gerado, de acordo com os critérios da ANP exigidos para venda e distribuição, sendo portanto, realizado apenas para fins de comparação de diferentes métodos de produção.

## Conclusões

Os resultados deste estudo revelaram que a abordagem da ACV oferece apoio na tomada de decisões na escolha de reagentes utilizados na produção de biodiesel. O método 2, com quantidades de reagentes reduzidas em relação ao método de referência, apresentou menor impacto nas categorias analisadas. Os impactos do processo devem-se a produção de sulfato de sódio (purificação do óleo), produção de metanol e KOH (reação de transesterificação). Medidas a serem tomadas para reduzir o impacto pode ser a substituição do catalisador KOH para NaOH, a utilização de etanol ao invés do metanol e a redução da quantidade de sulfato de sódio aplicado na purificação.

## Agradecimentos

À UFC, IFCE – campus Quixadá, a Embrapa Agroindústria Tropical e ao CNPq pela estrutura e apoio no desenvolvimento deste trabalho.

## Referências bibliográficas

- AGHBASHLO, M. et al. *Renewable Energy* (2019). <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.11.144>
- AL-HAMAMRE, Z.; YAMIN, J. *Energy Conversion and Management* (2014). 10.1016/j.enconman.2013.12.027
- ANP. Biodiesel. Disponível em: <<http://www.anp.gov.br/wwwanp/biocombustiveis/biodiesel>>. Acesso em 21 jan. 2020.
- ASONGU, S. A. et al. *Science of The Total Environment* (2020). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136376>
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 14040: Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura. Rio de Janeiro, p. 21. 2009.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 14040: Gestão ambiental — Avaliação do ciclo de vida — Requisitos e orientações. Rio de Janeiro, p. 46. 2009.
- BRASIL. Lei nº 11.097, de 13 de janeiro de 2005. Dispõe sobre a introdução do biodiesel na matriz energética brasileira. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF.
- CARVALHO, Y. K. et al. Avaliação do uso da glicerina proveniente da produção de biodiesel na conservação de peças anatômicas. *Pesq. Vet. Bras.* v.33 n.1, 2013.
- CASTANHARI, C. O. G. Aplicação de técnicas de Avaliação do Ciclo de Vida na produção do biodiesel a partir de óleo de soja. 62f. 2013. Dissertação (Bioenergia) - Universidade Estadual de Maringá. 2013.
- CHEW, K. Y. et al. *International Journal of Energy and Environmental Engineering* (2017). 10.1007/s40095-016-0222-4
- CHUNG, Z. L. et al. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology* (2019). <https://doi.org/10.1016/j.bcab.2019.101317>
- FAROOQ, M.; RAMLI, A.; SUBBARAO, D. *Journal of Cleaner Production*. (2013). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.06.015>
- FERREIRA, J. O. P. et al. Parâmetros para produção de biodiesel a partir de óleo residual de fritura. XXI Congresso Brasileiro de Engenharia Química e XVI Encontro Brasileiro sobre o Ensino de Engenharia Química. Fortaleza – CE, 2016.
- FOTEINIS, S. et al. *Renewable Energy* (2020). <https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.02.022>
- HAJJARI, M., et al. *RSC Advances* (2014). <https://doi.org/10.1039/C3RA47033D>
- IGLESIAS, L. et al. *Journal of Cleaner Production* (2012). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.07.002>
- KNOTHE, G. et al. Manual de biodiesel. São Paulo: Blucher, 2006.
- LEE, H.V. et al. *Fuel Process. Technology* (2011). <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2011.08.018>
- MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA. Boletim Mensal de Energia. Disponível em: <[http://www.udop.com.br/download/noticias/2017/31\\_10\\_17\\_boletim\\_mensal\\_energia.pdf](http://www.udop.com.br/download/noticias/2017/31_10_17_boletim_mensal_energia.pdf)>. Acesso em: 01 dez. 2017.
- MIYASHIRO, C. S. et al. Produção de Biodiesel a partir da Transesterificação de Óleos Residuais. *Revista Brasileira de Energias Renováveis*, v. 1, p. 63-76, 2013.
- MOECKE, E. H. S. et al. *Journal of Cleaner Production* (2016). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.05.167>
- OLIVEIRA, D. M. et al. *Revista Química Nova* (2013). <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422013000500021>
- ORLANDIN, F. Avaliação do Ciclo de Vida de unidade produtora de biodiesel a partir de óleo de fritura. 121f. 2013. Dissertação (Engenharia e Tecnologia de Materiais) - Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul. 2013.
- PEIRÓ, L. T. et al. *Energy* (2010). <https://doi.org/10.1016/j.energy.2009.07.013>
- PINTO, A. C. et al. *J. Braz. Chem. Soc.* (2005). <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-50532005000800003>
- RAMOS, L. P. et al. Biodiesel: Matérias-Primas, Tecnologias de Produção e Propriedades Combustíveis. *Revista Virtual Química*, v. 9, n. 1, p. 317-369, 2017.
- REILLY, J. et al. *Energy and Climate Outlook*, MIT. Joint Program on the Science and Policy of Global Change. 2015. Disponível em: <<https://globalchange.mit.edu/sites/default/files/newsletters/files/2015%20Energy%20%26%20Climate%20Outlook.pdf>>. Acesso em 04 fev. 2018.
- SAIFUDDIN, N.; CHUA, K.H. Production of ethyl ester (biodiesel) from used frying oil: optimization of transesterification process using microwave irradiation. *Malays J Chem* v. 6, p. 77–82, 2004.
- SAJJADA, B.; ABDUL RAHMAN, A.A.; ARANDIYAH, H. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (2016). <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.05.035>
- SUGAWARA, E. T. Comparação dos desempenhos ambientais do B5 etílico de soja e do óleo diesel, por meio da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). 240f. 2012. Dissertação (Engenharia) – Universidade de São Paulo. 2012.
- UZUN, B. B. et al. *Energy* (2012). <https://doi.org/10.1016/j.energy.2012.06.024>
- VARANDA, M. G.; PINTO, G.; MARTINS, F. *Fuel Processing technology* (2011). <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2011.01.003>
- VENTURA, C.S.S. Biodiesel obtido de Gordura Animal: Caracterização e Utilização como Combustível. 2010, 143p. Dissertação (Mestrado Integrado em Engenharia Mecânica). Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, 2010.

## Uso de biofertilizante como agente promotor da bioeconomia na agropecuária

Vanessa Romário de Paula<sup>1</sup>,

Inácio de Barros<sup>2</sup>,

Alyne Martins Maciel<sup>3</sup>,

Andressa de Mattos Nascimento<sup>4</sup>

Marcelo Henrique Otieno<sup>5</sup>

1,2,5. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa Gado de Leite.

3,4. Programa de Pós Graduação em Ecologia – PGECOL

vanessa.paula@embrapa.br

### Resumo

*O uso eficiente dos recursos naturais e a redução dos impactos ambientais negativos são desafios enfrentados pelo setor agropecuário. O sistema de produção de bovinos em confinamento concentra a geração de dejetos animais que necessitam de manejo adequado para minimizar os possíveis efeitos deletérios ao meio ambiente. Estes resíduos contêm nutrientes essenciais às plantas. O nitrogênio é o mais abundante, seguido de quantidades consideráveis de potássio, cálcio, fósforo e magnésio. Além destes, os teores elevados de matéria orgânica favorecem o condicionamento físico dos solos e a atividade de microrganismos fixadores de nitrogênio. Assim, quando tratados pelo processo de biodigestão, os dejetos bovinos podem ser utilizados como biofertilizantes, reduzindo o uso de adubos sintéticos. A utilização do biofertilizante de dejetos da bovinocultura leiteira, é, portanto, uma oportunidade de implementação da bioeconomia na agropecuária, contribuindo para a estruturação de sistemas de produção mais sustentáveis. Resultados demonstraram que esse biofertilizante pode substituir em até 100% a demanda de nitrogênio para cana-de-açúcar, e grande parte no milho e no capim-elefante, cv. BRS-Capiaçu. A produtividade com biofertilizante foi significativamente maior do que com a adubação química para as três culturas estudadas. Dessa forma, o uso de biofertilizantes pode ser considerado uma*

*prática sustentável, pela substituição do uso de insumos sintéticos por biofertilizante. Neste cenário, a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), permite verificar o ganho ambiental, quantificar a redução no uso de recursos naturais, diminuição na emissão de gases de efeito estufa (GEE) e a minimização na geração de resíduos, contribuindo diretamente para o alcance dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável – ODS: 02 – Fome zero e agricultura sustentável; 09 – Inovação infraestrutura; 12 – Consumo e produção responsáveis; 13 – Ação contra a mudança global do clima; 14 – Vida na água; 15 – Vida terrestre.*

**Palavras chave:** ACV, biodigestão anaeróbia, bioprocessos, bovinocultura leiteira.

### Introdução

O Brasil possui o segundo maior rebanho bovino do mundo, constituído cerca de 215 milhões de cabeças, distribuídos em aproximadamente 164 milhões de hectares de terra (IBGE, 2018). A adoção de sistemas de produção intensivo vem crescendo na pecuária leiteira (Mao et al., 2015) e o confinamento desses animais aumenta a concentração de resíduos com elevada carga orgânica (Mouri and Aisaki, 2015), o que representa um ponto crítico tanto ambiental quanto sanitário (Silva et al., 2012).

Para minimizar os impactos ambientais gerados pela pecuária leiteira, a biodigestão anaeróbia é uma solução sustentável para o tratamento de dejetos bovinos (Massaro et al., 2015; Montoro et al., 2019). Por meio desse processo promove-se a recuperação de recursos, através da ciclagem da fração orgânica e de nutrientes minerais (Magri et al., 2019), possibilitando o seu uso

como fertilizante de origem biológica (Havukainen et al., 2018)

A disposição adequada do biofertilizante permite o aumento da biodiversidade do solo, contribuindo para o crescimento das plantas e aumento da produtividade. Segundo Silva et al. (2012), a aplicação de biofertilizante na lavoura é recomendada para reduzir a poluição ambiental, além melhorar os atributos físico-químicos do solo, reduzindo a necessidade de aplicação fertilizantes sintéticos. A adubação química é uma das atividades que mais contribuem para emissões de GEE, acidificação e eutrofização pela agricultura (Bacenetti et al., 2016).

A biodigestão anaeróbia pode ser uma estratégia para o desenvolvimento da bioeconomia circular (Dahiya et al., 2018), e uma prática econômica e sustentável de utilização de recursos renováveis. O uso eficiente de recursos na agricultura é essencial para reduzir os impactos negativos sobre os recursos naturais e, ao mesmo tempo, melhorar a produtividade agrícola (Fernandes-Mena et al., 2020; Erb et al., 2016).

Métodos de avaliação do desempenho ambiental que forneçam informações relevantes são, portanto, essenciais para a promoção do desenvolvimento sustentável, especialmente no meio rural.

A avaliação do ciclo de vida (ACV) é uma ferramenta usada para avaliar os impactos ao longo de todo o ciclo de vida de um produto (D'Amato et al., 2019). É uma metodologia que

possibilita a avaliação da sustentabilidade e dos impactos relacionados aos serviços do ecossistema no contexto das atividades de bioeconomia (Bjørn et al., 2017; Karvonen et al., 2017).

A bioeconomia está no centro das estratégias de desenvolvimento sustentável em todo o mundo e contribui diretamente para o alcance dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável – ODS: 02 – Fome zero e agricultura sustentável; 09 – Inovação infraestrutura; 12 – Consumo e produção responsáveis; 13 – Ação contra a mudança global do clima; 14 – Vida na água; 15 – Vida terrestre.

Este estudo avalia o potencial de uso do biofertilizante, resultante do tratamento dos dejetos bovinos, em substituição aos adubos sintéticos, como alternativa para promoção da bioeconomia circular na agropecuária.

### Metodologia

Foi realizada uma revisão de literatura dos últimos trabalhos realizados na Embrapa de avaliação da substituição total ou parcial dos fertilizantes sintéticos por biofertilizantes. E também, de resultados de estudos de ACV, que avaliam a eficiência da aplicação do biofertilizante em termos de redução de impacto ambiental. Os levantamentos efetuados comprovaram que a substituição, total ou parcial, é eficiente e garante ganhos ambientais.

Os biofertilizantes contêm, além de nutrientes, microrganismos que, quando aplicados nas plantas ou solo, promovem o crescimento

vegetal, favorecendo a absorção de nutrientes pela planta, (Malusa e Vassilev, 2014; Montoro et al., 2019).

A bioeconomia tem como premissa o uso de recursos biológicos (Asada et al., 2019). A agropecuária tem potencial para utilizar e aprimorar o emprego de biofertilizante reduzindo o impacto da atividade sobre a biodiversidade e o meio ambiente. A Figura 1 mostra funcionalidades no uso do biofertilizante.

**Figura 1: Funcionalidades no uso do biofertilizante.**



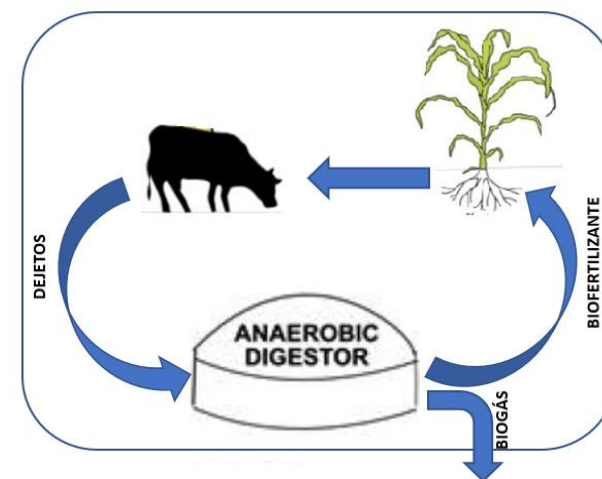
O Brasil é um dos líderes mundiais de produção agropecuária e o quarto maior consumidor fertilizantes do mundo (Cruz et al., 2017) e cerca de 65% desses insumos são importados (IEA, 2015). Em 2018 foram importadas 24,96 milhões de toneladas de fertilizantes N, P e K (nitrogênio, fósforo e potássio) (Globalfert, 2019). Os fertilizantes nitrogenados são os mais requeridos e, por demandarem quantidades consideráveis de energia fóssil para a sua produção, causam impactos ambientais

negativos relevantes (Havukainen et al., 2018), além dos impactos relacionados ao transporte. Esses efeitos deletérios evidenciam a necessidade de redução do uso de fertilizantes sintéticos

A biodigestão anaeróbia é uma forma de tratamento de dejetos bovinos que ocorre pela degradação da matéria orgânica (Kunz et al., 2019), produzindo biogás e efluentes com características fertilizantes por conter nutrientes essenciais para as plantas (Otenio et al., 2018), podendo ser utilizados nas lavouras, reduzindo o uso de fertilizantes químicos.

A Figura 2 mostra o fluxo da ciclagem de nutrientes dentro de uma propriedade que utiliza a biodigestão anaeróbica para o tratamento de dejetos e produção de biofertilizante utilizado na produção de forragem.

**Figura 2: Fluxo de produção e aplicação de biofertilizante.**



Essa integração de bioprocessos aumenta a eficiência dos sistemas produtivos e a recuperação de recursos de maneira sustentável (Dahiya et al., 2018), minimizando os impactos ambientais provocados pela atividade agropecuária

A Tabela 1 mostra a caracterização do biofertilizante utilizado como substituto ao fertilizante sintético em diversos estudos. O biofertilizante foi caracterizado pelos seguintes parâmetros: sólidos totais (ST), cinzas (Cz), pH, sólidos suspensos totais (SST), sólidos sedimentáveis (SSed), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO).

**Tabela 1. Caracterização do biofertilizante proveniente do sistema de tratamento de dejetos do campo experimental da Embrapa Gado de Leite, 2019**

Parâmetro	Valor	Desvio Padrão
ST (%) <sup>1</sup>	0,32	0,17
CZ (%) <sup>2</sup>	0,15	0,09
SSed (mg.L <sup>-1</sup> ) <sup>4</sup>	2,00	0
SST (mg.L <sup>-1</sup> ) <sup>5</sup>	1116,67	306,41
DBO (mg.L <sup>-1</sup> ) <sup>6</sup>	227	10
DQO (mg.L <sup>-1</sup> ) <sup>7</sup>	2004	336
pH	8,81	0,52
Norgânico (mg.L <sup>-1</sup> )*	22,46	12,53
Namoniacal (mg.L <sup>-1</sup> )*	22,13	15,97
Nitrito (mg.L <sup>-1</sup> )*	0,07	0,05
Nitrato (mg.L <sup>-1</sup> )*	42,58	14,32
Potássio (mg.L <sup>-1</sup> )	0,2	0,23

Fonte: Maciel et al (2019)

1. Sólidos Totais; 2. Cinzas; 3. Sólidos Sedimentáveis; 4. Sólidos Suspensos Totais; 5. Demanda Bioquímica de Oxigênio; 6. Demanda Química de Oxigênio.

Pesquisas recentes realizadas na Embrapa Gado de Leite, demonstram que o uso do biofertilizante, como substituto ao fertilizante sintético, tem sido uma alternativa efetiva para promoção da bioeconomia na agropecuária.

## Resultados

O biofertilizante de dejetos da bovinocultura possui concentração de compostos nitrogenados suficientes para sua utilização no cultivo da cana-de-açúcar. Os resultados mostraram que as maiores doses de biofertilizante proporcionaram melhor eficácia no crescimento das plantas, podendo substituir em até 100% a aplicação de ureia (Mendonça et al., 2018).

Maciel et al. (2019) mostraram que é possível substituir parcialmente a adubação nitrogenada sintética por biofertilizante no cultivo de milho (*Zea mays*). As doses de biofertilizante aplicadas proporcionaram o mesmo efeito da adubação sintética no solo, no que se refere aos teores de macronutrientes, micronutrientes e índices de fertilidades, não promovendo efeitos deletérios. Além disso, os resultados indicaram que a substituição promoveu benefícios à planta e proporcionou economia na produção agrícola (Otenio et al., 2018).

A aplicação do biofertilizante na lavoura de capim-elefante cv BRS-Capiaçu, aumentou a produtividade sem produzir efeito significativo sobre as variáveis nutricionais avaliadas, conforme resultados encontrados por Gonçalves (2019) que obteve maior produção em matéria

seca (27,2 t/ha). Vitor et al. (2009) obtiveram resultados similares (29 t/ha) ao utilizar biofertilizante como fonte de nitrogênio na cultura do capim elefante. Acredita-se que a alta produção de matéria seca obtida neste trabalho ocorreu devido à combinação de nitrogênio e potássio, que devem ser equilibrados, como foi sugerido por Andrade et al. (2000).

Silva et al. (2012) observaram que ao aplicar biofertilizante no solo e nas folhas da cultura de inhame (*Dioscorea cayennensis ham*) houve um ganho na produtividade: 15,4% e 10%, respectivamente, quando comparado ao uso isolado de esterco bovino. Este ganho foi atribuído à composição química do biofertilizante, que melhorou a nutrição das plantas, e as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. Resultados de análises do solo de Carpanez (2019), mostraram que os nutrientes como fósforo (P), nitrogênio (N), potássio (K), carbono (C), e os micronutrientes, apresentaram uma tendência de retenção na camada superior do solo (0 –20 cm), onde se encontra o sistema radicular das plantas, facilitando a absorção de nutrientes necessários para o seu desenvolvimento.

Além desses estudos, que foram realizados na Embrapa Gado de Leite, outros trabalhos que utilizaram biofertilizante encontraram resultados satisfatórios para a substituição da fertilização sintética. Resultados encontrados por Lemes et al. (2016) mostraram que o biofertilizante atendeu à demanda nutricional nas brotações de alfafa sem alterar o valor nutricional da forrageira. O uso de

biofertilizante na cultura de aveia também apresentou aumento no rendimento de massa seca (Erthal et al., 2010). Da mesma forma, Teixeira et al. (2017) obtiveram aumento na produção da massa de forragem do capim do gênero *Braquiária* e melhoria na fertilidade do solo.

Dessa forma, entende-se que o biofertilizante é uma fonte viável de nutrientes para as culturas agrícolas, contribuindo para a promoção dos preceitos da bioeconomia e o aproveitamento de resíduos (dejetos) da bovinocultura. Onde uso de recursos biológicos dentro da estrutura de um sistema econômico sustentável é base para a bioeconomia (Devaney et al., 2018).

### **Estudos de ACV de biofertilizante**

A avaliação do impacto gerado pelo uso de biofertilizante demanda uma metodologia que possa contribuir para uma melhor compreensão da eficiência dos sistemas de produção (Mwambo et al., 2019) no manejo dos resíduos e ciclagem de nutrientes (Notarnicola et al., 2017)

A ACV tem sido utilizada para quantificar as emissões de GEE e os impactos ambientais associados à substituição dos fertilizantes sintéticos pelos biofertilizantes (Hanserud et al., 2018). Styles et al. (2018) utilizaram a ACV para avaliar a economia ambiental da aplicação de biofertilizantes obtidos de processos distintos. Arashiro et al. (2018) utilizaram a ACV para avaliar impactos ambientais associados a diferentes sistemas de tratamento de água residuária para geração de biogás e

biofertilizante. Havukainen et al. (2018) verificaram a redução da emissão de GEE na produção de biofertilizantes em comparação com a emissão na produção de fertilizantes sintéticos, em média 78% em relação a N e 41% para P.

Tais estudos permitem considerar que a aplicação do biofertilizante propicia ganhos ambientais e aumenta a sustentabilidade da produção, quando comparados com os fertilizantes sintéticos. (Bennich e Belyazid, 2017; Velenturf et al., 2019).

Os sistemas de produção de alimentos requerem grandes quantidades de fertilizantes, empregados para atender as demandas de crescimento da população mundial (Claudino e Talamini, 2012). Resultados de ACV mostraram que aplicação de compostos nitrogenados (N) na agricultura causam impactos significativos, dentre eles a contaminação de recursos hídricos e emissões de GEE (Torrellas et al., 2012; Lares-Orozco et al., 2016). Cherubini et al. (2014) constataram que as emissões oriundas da adubação nitrogenada em lavouras de milho eram uma das principais causas de impacto na categoria de acidificação.

Diversos estudos tem mostrado a importância da ACV como ferramenta para a avaliação da sustentabilidade no contexto da bioeconomia (Karvonen et al., 2017). Martin et al. (2018), por exemplo, utilizaram a ACV para avaliar a sustentabilidade na bioeconomia florestal sueca.

Os preceitos de bioeconomia são potencializados com os resultados de ACV, de forma a possibilitar a identificação de pontos críticos e

viabilizar o desdobramento de soluções, novas tecnologias e novos mercados, de forma a reduzir a dependência de recursos não renováveis.

### **Conclusão**

O emprego do biofertilizante na agropecuária possibilita a disposição adequada de resíduos, reduz os impactos ambientais, melhorando a sustentabilidade e a eficiência dos sistemas de produção. Pois aprimora a ciclagem de nutrientes dentro da propriedade e diminui a necessidade de aquisição de insumos externos. Neste sentido, destaca-se como uma alternativa de promoção da bioeconomia na agropecuária.

A ACV reforça que o uso do biofertilizante na agricultura, em substituição ou complementação aos fertilizantes sintéticos, é uma forma de reduzir os impactos ambientais da atividade agrícola. A análise com esta ferramenta possibilita identificar as emissões de cada etapa ou processo, demonstrando as reduções da carga ambiental e os benefícios gerados, como a redução da emissão de GEE e a minimização na geração de resíduos. Os resultados de ACV contribuem para orientar pesquisas e fornecer soluções de mais sustentáveis.

### **Agradecimentos**

A Embrapa pelo subsidio financeiro de pesquisa, Projeto SEG: 03.16.04.023.00.00. Potencialização da produção do biogás e uso do biofertilizante no tratamento de dejetos da pecuária leiteira. E aos revisores do congresso GCV 2020.

## Referências bibliográficas

- Andrade, A. C., Fonseca, D. M. D., Gomide, J. A., Alvarez V, V. H., Martins, C. E., & Souza, D. P. H. D. (2000). Produtividade e valor nutritivo do capim-elefante cv. Napier sob doses crescentes de nitrogênio e potássio. *Revista Brasileira de Zootecnia*, 29(6), 1589-1595.
- Arashiro, L. T., Montero, N., Ferrer, I., Ación, F. G., Gómez, C., & Garfí, M. (2018). Life cycle assessment of high rate algal ponds for wastewater treatment and resource recovery. *Science of the Total Environment*, 622, 1118-1130. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.051.
- Asada, R., Krisztin, T., di Fulvio, F., Kraxner, F., & Stern, T. (2020). Bioeconomic transition: Projecting consumption-based biomass and fossil material flows to 2050. *Journal of Industrial Ecology*. doi.org/10.1111/jiec.12988.
- Bennich, T., & Belyazid, S. (2017). The route to sustainability—prospects and challenges of the bio-based economy. doi.org/10.3390/su9060887
- Bjørn, A., Owsianiak, M., Molin, C., & Hauschild, M. Z. (2018). LCA history. In *Life Cycle Assessment*. doi.org/10.1007/978-3-319-56475-3.
- Carpanez, T. G. Alterações nas características químicas de um Planossolo após aplicação de biofertilizante. 2019. 26f. Trabalho de Final de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Juiz de Fora.
- Cherubini, E., da Silva Jr, V. P., Zanghelini, G. M., Alvarenga, R. A., Galindro, B. M., de Léis, C. M., & Soares, S. R. (2014). Comparison of different calculation procedures and emission factors in the manure management systems of swine production. doi.org/10.13140/2.1.3617.4402.
- Claudino, E. S., & Talamini, E. (2013). Análise do Ciclo de Vida (ACV) aplicada ao agronegócio: uma revisão de literatura. doi.org/10.1590/S1415-43662013000100011.
- Cruz, A. C.; Pereira, F. dos S.; Figueiredo, V. S. de. (2017). Fertilizantes organominerais de resíduos do agronegócio: avaliação do potencial econômico brasileiro. BNDES Setorial - Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social, Rio de Janeiro, n. 45.
- D'amato, D., Gaio, M., & Semenzin, E. (2019). A review of LCA assessments of forest-based bioeconomy products and processes under an ecosystem services perspective. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135859
- Dahiya, S., Kumar, A. N., Sravan, J. S., Chatterjee, S., Sarkar, O., & Mohan, S. V. (2018). Food waste biorefinery: Sustainable strategy for circular bioeconomy. doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.176.
- Devaney, L., & Henchion, M. (2018). Consensus, caveats and conditions: International learnings for bioeconomy development. doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.11.047.
- Erb, K. H., Lauk, C., Kastner, T., Mayer, A., Theurl, M. C., & Haberl, H. (2016). Exploring the biophysical option space for feeding the world without deforestation. doi.org/10.1038/ncomms11382.
- Erthal, V. J., Ferreira, P. A., Pereira, O. G., & Matos, A. T. D. (2010). Características fisiológicas, nutricionais e rendimento de forrageiras fertigadas com água residuária de bovinocultura. doi.org/10.1590/S1415-43662010000500002.
- Fernandez-Mena, H., Gaudou, B., Pellerin, S., MacDonald, G. K., & Nesme, T. (2020). Flows in Agro-food Networks (FAN): An agent-based model to simulate local agricultural material flows. doi.org/10.1016/j.agry.2019.102718.
- Globalfert © (2019). Disponível em: <https://www.globalfert.com.br/analises/>. Acesso em: 10 de dez de 2019.
- Gonçalves, M. O. (2019). Produtividade e teor de fibras em capim elefante brs Capiacu (Pennisetum purpureum Schum) fertirrigado com biofertilizante. 2019. 22f. Trabalho de Final de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Juiz de Fora.
- Hanserud, O. S., Cherubini, F., Øgaard, A. F., Müller, D. B., & Brattebø, H. (2018). Choice of mineral fertilizer substitution principle strongly influences LCA environmental benefits of nutrient cycling in the agri-food system. *Science of The Total Environment*, 615, 219-227. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.215
- Havukainen, J., Uusitalo, V., Koistinen, K., Liikanen, M., & Horttanainen, M. (2018). Carbon footprint evaluation of biofertilizers. *International Journal of Sustainable Development and Planning*, 13(8), 1050-1060.
- Instituto de Economia Agrícola – IEA. Análises e Indicadores do Agronegócio (2015). Disponível em: <http://www.iea.sp.gov.br/ftp/iea/AIA/AIA-49-2015.pdf>
- Karvonen, J., Halder, P., Kangas, J., & Leskinen, P. (2017). Indicators and tools for assessing sustainability impacts of the forest bioeconomy. doi.org/10.1186/s40663-017-0089-8.
- Kunz, A., Steinmetz, R. L. R., & do Amaral, A. C. (2019). Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato. Embrapa Suínos e Aves-Livro científico (ALICE).
- Lares-Orozco, M. F., Robles-Morúa, A., Yopez, E. A., & Handler, R. M. (2016). Global warming potential of intensive wheat production in the Yaqui Valley, Mexico: a resource for the design of localized mitigation strategies. doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.128.
- Lemes, R. L., Soares Filho, C. V., Neto, M. G., & Heinrichs, R. (2016). Biofertilizer in the nutritional quality of alfalfa (Medicago sativa L.). *Seminário: Ciências Agrárias*, 37(3), 1441-1450.
- Maciel, A. M., Silva, J. B. G., de Matos Nascimento, A., de Paula, V. R., Otenio, M. H. (2019). Aplicação de biofertilizante de bovinocultura leiteira em um planossolo. doi.org/10.17765/21769168.2019v12n1p151-171.
- Malusá, E., & Vassilev, N. (2014). A contribution to set a legal framework for biofertilisers. *Applied microbiology and biotechnology*, 98(15), 6599-6607. doi.org/10.1007/s00253-014-5828-y.
- Magri, M. E., Carlon, P., Cruz, L. J. M., Dalri-Cecato, L. (2019). Closing the Loop on Biogas Plants: Recycling Digestate and Sludge on Agriculture and Microbial Risk Assessment. doi.org/10.1007/978-3-030-10516-7\_12.
- Mao, C., Feng, Y., Wang, X., & Ren, G. (2015). Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. doi.org/10.1016/j.rser.2015.02.032
- Martin, M., Røyne, F., Ekvall, T., & Moberg, Å. (2018). Life cycle sustainability evaluations of bio-based value chains: reviewing the indicators from a Swedish perspective. doi.org/10.3390/su10020547.
- Massaro, V., Digiesi, S., Mossa, G., Ranieri, L. (2015). The sustainability of anaerobic digestion plants: a win strategy for public and private bodies. *Journal of Cleaner Production*, 104, 445-459. doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.05.021
- Mendonça, H. V., Martins, C. E., da Rocha, W. S. D., Borges, C. A. V., Ometto, J. P. H. B., Otenio, M. H. (2018). Biofertilizer Replace Urea as a Source of Nitrogen for Sugarcane Production. doi.org/10.1007/s11270-018-3874-2.
- Montoro, S. B., Lucas Jr, J., Santos, D. F. L., & Costa, M. S. S. M. (2019). Anaerobic co-digestion of sweet potato and dairy cattle manure: A technical and economic evaluation for energy and biofertilizer production. doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.148.
- Mouri, G., & Aisaki, N. (2015). Using land-use management policies to reduce the environmental impacts of livestock farming. doi.org/10.1016/j.ecocom.2015.03.003.
- Mwambo, F. M., & Fürst, C. (2019). A Holistic Method of Assessing Efficiency and Sustainability in Agricultural Production Systems. *Journal of Environmental Accounting and Management*, 7(1), 27-43.
- Notarnicola, B., Sala, S., Anton, A., McLaren, S. J., Saouter, E., & Sonesson, U. (2017). The role of life cycle assessment in supporting sustainable agri-food systems: A review of the challenges. *Journal of Cleaner Production*, 140, 399-409. doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.071.
- Otenio, M. H., Maciel, A. M., Silva, J. B. G., de Paulo, V. R., & de Matos Nascimento, A. (2018). Aplicação de biofertilizante de água residuária de bovinocultura leiteira na cultura do milho. Embrapa Gado de Leite-Comunicado Técnico (INFOTECA-E).
- Silva, J. B. G., Martinez, M. A., Pires, C. S., de Sousa Andrade, I. P., & da Silva, G. T. (2012). Avaliação da condutividade elétrica e pH da solução do solo em uma área fertirrigada com água residuária de bovinocultura de leite. doi.org/10.15809/irriga.2012v1n01p250.
- Styles, D., Adams, P., Thelin, G., Vaneeckhaute, C., Chadwick, D., & Withers, P. J. (2018). Life cycle assessment of biofertilizer production and use compared with conventional liquid digestate management. *Environmental science & technology*, 52(13), 7468-7476. doi.org/10.1021/acs.est.8b01619.
- Teixeira, F. O. P., Botelho, S. A., de Melo, L. A., Fia, R., Teixeira, G. A. P. (2017). Efeito da disposição de efluentes da bovinocultura no solo e na biomassa vegetal. doi.org/10.13083/reveng.v25i4.783.
- Torrellas, M., Antón, A., López, J. C., Baeza, E. J., Parra, J. P., Muñoz, P., Montero, J. I. (2012). LCA of a tomato crop in a multi-tunnel greenhouse in Almeria. doi.org/10.1007/s11367-012-0409-8.
- Velenturf, A. P., Archer, S. A., Gomes, H. I., Christgen, B., Lag-Brottons, A. J., Purnell, P. (2019). Circular economy and the matter of integrated resources. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.44.
- Vitor, C. M. T., Fonseca, D. M. D., Cóser, A. C., Martins, C. E., Nascimento Júnior, D. D., & Ribeiro Júnior, J. I. (2009). Produção de matéria seca e valor nutritivo de pastagem de capim-elefante sob irrigação e adubação nitrogenada. *Revista Brasileira de Zootecnia*, 38(3), 435-442.

## Avaliação do ciclo de vida em produtos bioeconômicos

Cainã Lima Costa 1<sup>1</sup>

Caroline Soares da Silveira 2<sup>1</sup>

Flávia Regina Poyer 3<sup>1</sup>

Letícia de Oliveira 4<sup>1</sup>

1 Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS)

[costalimaeng@gmail.com](mailto:costalimaeng@gmail.com)

### Resumo

A redução dos impactos ambientais na produção e consumo de bens tornou-se uma meta estratégica para muitos países. Assim, a caracterização e descrição dos materiais envolvidos neste percurso é fundamental para determinar as consequências inerentes ao processo de comercialização, seja a nível social, econômico e ambiental. Partindo deste pressuposto, há um número considerável de áreas científicas que visam reconhecer e correlacionar a economia com ecossistemas naturais ao longo do tempo e espaço. Neste sentido, como um campo emergente e com agendas propositivas que buscam gerar valor a produtos por intermédio dos recursos naturais, além de aprimorar e desenvolver biotecnologias estão os conceitos de bioeconomia. Ao longo de algumas etapas produtivas dos novos produtos bioeconômicos (“bioprodutos”) ocorre a utilização de recursos minerais e uso de recursos renováveis. Logo, entender o grau de sustentabilidade entre essa relação é fundamental para a estruturar tal nicho de mercado, de modo que atenda os objetivos contemporâneos. A metodologia de avaliação do ciclo de vida contribui neste sentido, pois compreende todas as fases pelas quais os insumos passam, desde a ideia inicial, passando pelo desenvolvimento, produção, venda e manutenção, culminando na disposição final do produto. O presente artigo busca identificar os elementos principais, na literatura científica, que são capazes de mensurar o desempenho bioeconômico. O estudo caracteriza-se por ser exploratório e descritivo, por meio de uma revisão sistemática da literatura, identificando

quais cadeias produtivas possuem métricas neste sentido. Os resultados alcançados mostram as dimensões da medição de desempenho e alguns dos principais indicadores de desempenho utilizados, além de elencar os produtos encontrados, suas principais estratégias para pertencerem a uma economia de base biológica.

**Palavras-chaves:** ACV, Bioeconomia, Métricas, Bioprodutos.

### 1. Introdução

O acelerado crescimento econômico do mundo moderno requer cuidados especiais quanto ao uso dos recursos naturais e a crescente pressão ambiental. Determinadas lideranças governamentais procuram eficiência na utilização das riquezas oriundas do meio ambiente. Algumas projeções indicam que a extração de insumos, como biomassa, combustíveis fósseis, minérios e minérios metálicos em 21 setores da indústria deverá aumentar 119% de 2015 para 2050 e as emissões de gases de efeito estufa crescerão 41%. (HATFIELD-DODDS et al., 2017; KRAUSMANN et al., 2017).

Neste aspecto, a necessidade de repensar os cenários atuais e futuros se faz pertinente, tendo em vista que as novas formas de produção e consumo representam ações a serem pensadas pela sociedade e comunidade científica. Para que essas mudanças ocorram, algumas questões contemporâneas balizam as discussões, tais como: a extração de recursos naturais, os

processos produtivos alternativos e as peculiaridades do nosso estilo de vida.

Desta maneira sabe-se que um viés aborda a teoria da utilidade econômica e comportamento do consumidor e outro dá um tratamento ao que tange as abordagens ambientais (CURRAN, 2017). Entre inúmeras discussões teóricas referentes ao último ponto, que permeiam este raciocínio interligando as abordagens citadas, desperta interesse nos trabalhos envolvendo a bioeconomia.

Uma das definições mais conhecidas deste modelo de produção industrial foi desenvolvida pela Comissão de Pesquisa e Inovação da União Europeia, estabelecendo que a “bioeconomia seria responsável por produzir recursos biológicos renováveis da terra e do mar, desde que estes fossem convertidos em produtos de valor agregado, como por exemplo: alimentos, biomateriais, bioenergia e bioprodutos” (COMISSÃO EUROPEIA, 2017).

De modo geral os procedimentos técnicos deste segmento utilizam os conhecimentos desenvolvidos em outros campos científicos, unindo aspectos biológicos e econômicos, assim é possível encontrar informações na literatura através dos termos: Biotecnologia Industrial, Economia Circular, Economia Verde, entre outros. Uma vez que, a área viabiliza a transformação de sistemas biológicos (organismos, células ou enzimas) para atuarem como reagentes ou catalisadores, tornando alguns processos produtivos mais limpos, isto é,



otimizando o uso de energia e insumos não renováveis (petroquímicos) (PAULA & BIRRER, 2006). Contudo, o interesse desse ensaio não visa diferenciar as áreas que contribuíram para formação da bioeconomia e/ou são semelhantes, conforme foi realizado pelos autores D'amato et al. (2017), Ferreira, Pié & Terceño (2018) e Birner (2018).

Percebe-se que a definição do campo possui diferentes interpretações e estratégias, devido ao seu alcance intercontinental coexistem algumas características comuns referente a perspectiva de sustentabilidade que merecem destaque (BUGGE et al., 2017).

Primeiro, o setor demandará um aumento significativo da produção e extração de biomassa, sendo necessário um cuidado especial com os ecossistemas provedores. Segundo, para que seja possível substituir amplamente os recursos não renováveis é preciso desenvolver “tecnologias verdes”, divididas no desenvolvimento de ferramentas para processamento, biotecnologia e biorrefinarias. Por último é necessário compreender como os dois pontos unem-se para que haja a expansão deste mercado.

Logo, para garantir que os desafios elencados continuem tornando o ramo da bioeconomia uma realidade, esta revisão tem como objetivo geral identificar como a técnica de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) vem sendo aplicada neste seguimento. Assim, buscamos responder especificamente as seguintes questões:

1. Quais as cadeias produtivas, considerando o conceito de bioeconomia, utilizam a ACV?
2. Quais dimensões de desempenho estão presentes nos estudos?

## 2. Metodologia

O artigo pode ser classificado como revisão sistemática, onde há a realização de uma avaliação estruturada da literatura com o objetivo de responder os questionamentos abordados utilizando as melhores evidências coletadas. As bases de dados escolhidas foram a *Scopus* e *Web of Science*, consideradas como os maiores bancos de dados de resumos e citações da literatura com revisão por pares.

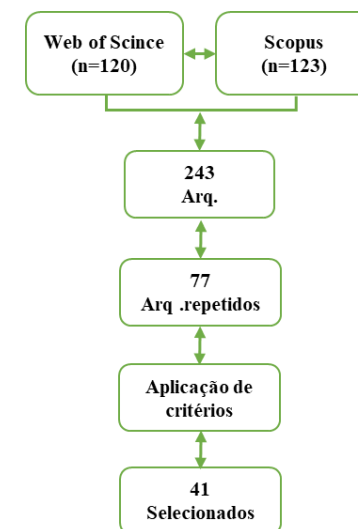
Como critério para a busca de artigos relacionados aos temas, foram inseridas no campo de busca um protocolo conforme a Tabela 1. Todos os elementos textuais poderiam ocorrer no título, no resumo ou nas palavras-chave. Considerou-se como trabalhos elegíveis os artigos em formatos científicos e capítulo de livro que estivessem escritos na língua inglesa.

Tabela 1: Protocolo de pesquisa

Item	Operador Boleando
<i>Life Cycle Assessment</i>	OR
<i>Life-Cycle Assessment</i>	OR
<i>Life Cycle Management</i>	OR
<i>Life-Cycle Management</i>	OR
<i>Life Cycle Modeling</i>	OR
<i>Bioeconomy</i>	AND
<i>Bio-economy</i>	AND

Após executar a recuperação dos arquivos foram realizadas algumas etapas ilustradas na Figura 1, cada uma seguiu as seguintes ações: 1) exclusão de arquivos repetidos; 2) leitura do título e do resumo de cada artigo; 3) aplicação dos critérios alinhados com os questionamentos propostos pelo presente trabalho. Assim, foi selecionado 41 artigos para compor a revisão sistemática.

Figura 1: Sistemática de recuperação



Na aplicação de critérios, ao realizar a leitura dos resumos, foram observados se os arquivos compunham relações textuais com o ordenamento exposto a seguir: 1º) os argumentos de definição utilizados expressavam a sua visão de bioeconomia e a importância da ferramenta ACV para o desenvolvimento do objeto pesquisado; 2º) os itens estruturados na

abordagem eram suficientes para descrever o setor e a aplicação a partir das questões de pesquisa e 3) possuía os elementos essenciais que caracterizam os trabalhos científicos nas modalidades de revisão bibliográfica, estudo empírico, construção teórica, entre outros.

Os resultados preliminares da pesquisa são apresentados conforme as perguntas, no entanto as cadeias produtivas e temas observados estão divididos em subtópicos. A Tabela 2 ilustra a operacionalização, além de representar o contingente dos arquivos distribuídos em abordagens empíricas e revisões de literatura.

**Tabela 2: Protocolo de pesquisa**

<i>Objeto de pesquisa</i>	<i>Abordagem metodológica</i>	
	<i>Revisão</i>	<i>Estudo Empírico</i>
<i>Avaliação Bioeconômica</i>	8	0
<i>Avaliação Social</i>	3	2
<i>Bioenergia</i>	2	0
<i>Biomassa Florestal</i>	2	8
<i>Biomassa de Algas</i>	1	3
<i>Biomassa Residual</i>	1	6
<i>Bioplástico</i>	3	2
<i>Total</i>	20	21

\* Autoria própria

De maneira especial os eixos Avaliação Bioeconômica e Avaliação Social referem-se aos estudos mais generalistas, ocorrendo discussões de vários aspectos que vão além das métricas de interesses: dimensões, processos e indicadores. Dessa forma, a seleção desses arquivos foi proposital, para verificar quais as tendências de pesquisas estão sendo trabalhadas em conjunto nos dois campos. Enfim, estudos futuros possivelmente poderão incluir os novos tópicos

para recuperar as informações de forma mais sistemática.

### 3. Resultados

#### 3.1 Avaliação Bioeconômica

Diferentemente das avaliações envolvendo produtos com base produtiva fóssil, a avaliação bioeconômica carece de alguns cuidados especiais. Visto que, os sistemas produtivos biológicos não podem possuir uma taxa de extração que exceda a sua capacidade de regeneração. Portanto, apontar os principais pontos críticos encontrados torna-se essencial.

Nesta perspectiva, as dimensões mais incidentes tratam dos recursos bióticos e abióticos. Nicolaidis Lindqvist et al., (2019) detalham como construir indicadores. Nesse sentido, foram estabelecidas quatro categorias principais: esgotamento de recursos bióticos, uso da água doce, perda de biodiversidade e a degradação dos serviços ecossistêmicos.

Atualmente, os trabalhos com ACV tratam a área biológica a partir de dados altamente agregados para analisar os sistemas. Esse formato não considera adequadamente os aspectos ecológicos do próprio objeto de estudo e/ou dos sistemas que o apoiam. Indicadores apropriados que incluam a vulnerabilidade das espécies, resiliência, tamanho mínimo viável de população e a taxa de regeneração ainda estão em fase de desenvolvimento ou de integração com a ACV (NICOLAIDIS LINDQVIST et al., 2019; CRENNNA et al., 2018).

Crenna et al., (2018), após uma extensa revisão, apresentaram a ferramenta (NOBRri), onde estão listados alguns recursos bióticos (animais e plantas) para inventário de ciclo de vida. Os indicadores descritos são baseados na renovabilidade, característica que pode identificar a capacidade de carga de alguns ecossistemas. Os pesquisadores finalizam suas descobertas apresentando as principais lacunas de maneira a formar uma agenda de pesquisa.

Brekke et al., (2019) mostram como os conceitos de bioeconomia e ACV podem ser estruturados para melhorar a dimensão governança, sobretudo na tomada de decisão quando se trata de reduzir impactos ambientais. Nesta mesma linha, o monitoramento das bioeconomias nacionais é debatido por outros autores, no entanto as ênfases temáticas estão relacionadas ao uso global da terra, fluxos globais dos recursos agrícolas, limites dos sistemas e cadeias de valor (O'BRIEN et al., 2017; MARTIN et al., 2018; CRISTÓBAL et al., 2016; MORRISON & GOLDEN, 2015; VIAGGI, 2015)

#### 3.2 Avaliação Social

As estruturas para avaliação do ciclo de vida social estão em constante desenvolvimento. Ainda é necessário que ocorram uma série de evidências empíricas para validá-las como uma dimensão. Pouco se conhece sobre o desempenho social de produtos com base biológica.

Falcone et al., (2019) apresentam uma estrutura de estudo para o eixo abrangendo todas as partes

interessadas (trabalhadores, consumidores, comunidade local, sociedade em geral e atores da cadeia de valor), o trabalho resultou em 15 subcategorias dispostas em 16 indicadores sociais, entre os quais destacam-se: trabalho infantil, política para igualdade de oportunidades e o gerenciamento risco no local de trabalho, entre outros.

Em consequência da bioeconomia ter um aporte global, Mattila et al., (2018) verificaram como as métricas internacionais estão desenvolvendo-se na escala local, de maneira que possam ser efetivas. Os temas globais mais debatidos são saúde e segurança e a igualdade de gênero. Neste seguimento, destacam-se ainda trabalhos envolvendo a perspectiva do consumidor, o ciclo de vida social contextualizado a uma região específica, além de um framework para indústria florestal. (FALCONE & IMBERT, 2018; SIEBERT et al., 2018a; SIEBERT et al., 2018b)

### 3.3 Bioenergia

A bioenergia é considerada um dos pioneiros produtos da bioeconomia. Porém, muitos sistemas de cultivo energético estão sofrendo ameaças socioecológicas ou limitações técnicas. Nesse sentido, os estudos de ACV ajudam o desenvolvimento do campo estão entre as dimensões de desempenho recorrentes: avaliação do uso alternativo das terras, qualidade do solo, comparação de cultivares, impacto de diferentes sistemas, análise de resíduos agrícolas e as comparações com referências fósseis (VON COSSEL et al., 2019; ZABANIOTOU, 2018).

### 3.4 Biomassa Florestal

Nos setores de produção primária, particularmente o setor florestal é considerado um dos líderes na aplicação dos conceitos de bioeconomia e sustentabilidade dos negócios. D'Amato et al., (2019) ao revisar o estado da arte do dimensionamento ambiental do setor encontraram mais de 150 estudos aplicando ACV, os quais 90% avaliam as mudanças climáticas. No conjunto são debatidas outras questões como: a eutrofização, toxicidade humana e ambiental, esgotamento de recursos e acidificação. Uma das grandes inovações da área está na utilização da biomassa em cascata, onde uma soma específica de processos viabiliza diferentes bioprodutos em uma mesma fábrica, o que visa o máximo rendimento. Os resíduos e viabilidades deste novo complexo também estão sendo melhores avaliados com a ajuda da ACV (JARRE et al., 2020).

Estão entre as categorias já avaliadas e contextualizadas com a bioeconomia, os seguintes temas: identificação dos impactos em biodiversidade florestal (MYLLYVIITA et al., 2019); avaliação de compostos fibrosos em fluxos de uso em cascata (HILDEBRAND et al., 2019); enriquecimento do solo a partir de biofertilizantes florestais (KRZYŻANIAK et al., 2019); identificação de desempenho em diferentes processos de reciclagem para madeira laminada (RISSE et al., 2019); avaliação de cenários utilizando o conceito de simbiose ambiental (HILDEBRANDT et al., 2018); avaliação regional do ciclo de vida social

(SIEBERT et al., 2018c); viabilidade ambiental de materiais compósitos (SOMMERHUBER et al., 2017) e a avaliação integrada de operações florestais em cadeias de suprimentos (MIRABELLA et al., 2014).

### 3.5 Biomassa de Algas

As algas estão sendo debatidas como matérias primas promissoras para auxiliar no suprimento de biomassa. São consideradas como uma alternativa de baixo impacto ambiental, pois não dependem de terras aráveis, e evitam a competição entre cultivos, além de utilizarem menos recursos hídricos. Esses organismos já são utilizados em uma grande variedade de produtos, como os biocombustíveis, fertilizantes e produtos químicos (BUSSA et al., 2020).

As dimensões frequentemente avaliadas referem-se ao desempenho de microalgas em comparação com as plantas terrestres. Os pontos mais abordados são gastos energético e o impacto ambiental dos nutrientes aplicados. Desta forma, os estudos avaliam por intermédio da ACV uma série de uso das fontes de energia e nutrientes para o cultivo das algas (BUSSA et al., 2020; SEVERO et al., 2020; SEGHETTA et al., 2016).

### 3.6 Biomassa Residual

O gerenciamento correto de resíduos é uma das oportunidades de valorização da bioeconomia, aproveitando as matérias ocorre a produção de energia e produtos químicos. Existe uma grande incidência de trabalhos nesse sentido (MAK et

al., 2020). Utilizando resíduos agrícolas, como o caso do bagaço da cana de açúcar a ACV tem indicado qual a melhor rota de aproveitamento, entre gerar eletricidade ou produzir derivados celulósicos (KATAKOJWALA & MOHAN, 2020). É também empregada na avaliação de biofertilizantes reciclados e/ou na adubação proveniente da compostagem. As duas formas substituem os materiais sintéticos (CHEN et al., 2019; PERGOLA et al., 2018). A ferramenta foi aplicada empiricamente no gerenciamento de alimentos desperdiçados, verificando as melhores opções para aproveitamento de biogás, ácido, entre outros materiais (BRUNKLAUS et al., 2018; OLDFIELD et al., 2016). Salienta-se que os resíduos não estão livres do ônus dos impactos primários, assim as avaliações devem considerar as etapas anteriores para evitar decisões equivocadas de sustentabilidade (OLOFSSON & BÖRJESSON., 2018).

### 3.7 Bioplástico

No desenvolvimento da cadeia de bioplásticos os estudos da área indicam a vantagem em termos de economia de recursos fósseis e redução de emissões de gases do efeito estufa. O impacto mais recorrente deriva dos procedimentos primários no cultivo de diferentes matérias agrícolas (HATTI-KAUL et al., 2020). Sendo assim, as avaliações de ciclo captam qual a melhor geração de biomassa (1ª, 2ª ou 3ª) a ser processada para cada novo bioproduto (ÖGMUNDARSON et al., 2019; SPIERLING et al., 2018). Entretanto, cada tipo de bioplástico

tem um desafio produtivo. Conforme, os estudos de Yadav et al., (2020) um dos materiais com maior potencial de substituição são os *poli-hidroxicanoatos*, porém possuem um alto custo, em função da utilização de substratos puros. Uma das maneiras de minimização é fazer uso de resíduos industriais como fontes alternativas, fazendo valer os pressupostos de uma abordagem circular de processos (DIETRICH et al., 2017).

### 4. Conclusões

A partir de uma breve revisão sobre bioprodutos que pertencem a área estratégica de bioeconomia foi possível destacar quais são os principais autores, aplicações e áreas que estão utilizando a ACV.

Os indicadores mais recorrentes são: 1) impacto do uso da terra; 2) demanda por recursos hídricos 3) emissão de gases e 4) comparações entre produtos de base biológica e petroquímica.

Verificou-se que existe uma lacuna de pesquisa trabalhando para que ocorra a inclusão dos recursos bióticos e abióticos nos inventários de análise de ciclo de vida.

Em razão da identificação de um número expressivo de cadeias produtivas, não foi possível realizar um maior detalhamento entre as mesmas. Assim, as próximas pesquisas, irão se valer de uma melhor estrutura de classificação que permita recuperar os indicadores mais consolidados em cada uma das cadeias produtivas encontradas.

### Referências bibliográficas

- BIRNER, Regina. Bioeconomy concepts. In: Bioeconomy (2018). [http://doi.org/10.1007/978-3-319-68152-8\\_3](http://doi.org/10.1007/978-3-319-68152-8_3)
- BREKKE, Andreas et al. Life cycle assessment: A governance tool for transition towards a circular bioeconomy?. In: From Waste to Value. Routledge, 2019. p. 272-292.
- BRUNKLAUS, Birgit et al. The future of Swedish food waste: an environmental assessment of existing and prospective valorization techniques. Journal of Cleaner Production, v. 202, p. 1-10, 2018.
- BUGGE, Markus M.; Hansen, Teis; Klitkou, Antje. What is the bioeconomy? A review of the literature (2016). <https://doi.org/10.3390/su8070691>
- BUSSA, Maresa et al. Life cycle assessment of microalgae products: State of the art and their potential for the production of polylactid acid (2019). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.048>
- BUSSA, Maresa; ZOLLFRANK, Cordt; RÖDER, Hubert. Life-cycle assessment and geospatial analysis of integrating microalgae cultivation into a regional economy (2020). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118630>
- CHEN, Wenhao et al. The socio-economic impacts of introducing circular economy into Mediterranean rice production. Journal of cleaner production, v. 218, p. 273-283, 2019.
- COMISSÃO EUROPEIA. Final Report Bioeconomy Strategy 2017. Disponível em: [https://ec.europa.eu/transparency/regexpert/index.cfm?do=groupDetail\\_groupDetailDoc&id=36183&no=1](https://ec.europa.eu/transparency/regexpert/index.cfm?do=groupDetail_groupDetailDoc&id=36183&no=1). Acesso em: 25 set. 2014
- CRENNA, Eleonora; SOZZO, Sara; SALA, Serenella. Natural biotic resources in LCA: Towards an impact assessment model for sustainable supply chain management (2018). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.07.208>
- CRISTÓBAL, Jorge et al. Environmental sustainability assessment of bioeconomy value chains (2016). <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2016.02.002>
- CURRAN, Dean. The treadmill of production and the positional economy of consumption (2017). <https://doi.org/10.1111/cars.12137>
- D'AMATO, Dalia et al. Green, circular, bio economy: A comparative analysis of sustainability avenues (2017). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.09.053>
- D'AMATO, Dalia; GAIO, Marco; SEMENZIN, Elena. A review of LCA assessments of forest-based bioeconomy products and processes under an ecosystem services perspective (2019). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135859>

- DIETRICH, Karolin et al. Producing PHAs in the bioeconomy—Towards a sustainable bioplastic (2017). <https://doi.org/10.1016/j.spc.2016.09.001>
- FALCONE, Pasquale Marcello et al. Transitioning towards the bioeconomy: Assessing the social dimension through a stakeholder lens (2019). <https://doi.org/10.1002/csr.179>
- FALCONE, Pasquale Marcello; IMBERT, Enrica. Social life cycle approach as a tool for promoting the market uptake of bio-based products from a consumer perspective (2018). <https://doi.org/10.3390/su10041031>
- FERREIRA GREGORIO, Valeria; PIÉ, Laia; TERCEÑO, Antonio. A systematic literature review of bio, green and circular economy trends in publications in the field of economics and business management (2018). <https://doi.org/10.3390/su10114232>
- HATFIELD-DODDS, Steve et al. Assessing global resource use and greenhouse emissions to 2050, with ambitious resource efficiency and climate mitigation policies (2017). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.12.170>
- HATTI-KAUL, Rajni et al. Designing biobased recyclable polymers for plastics (2019). <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2019.04.011>
- HILDEBRANDT, Jakob et al. Assessing the technical and environmental performance of wood-based fiber laminates with lignin based phenolic resin systems (2019). <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.10.029>
- HILDEBRANDT, Jakob et al. Revealing the Environmental Advantages of Industrial Symbiosis in Wood-Based Bioeconomy Networks: An Assessment From a Life Cycle Perspective (2019). <https://doi.org/10.1111/jiee.12818>
- JARRE, Matteo et al. Transforming the bio-based sector towards a circular economy-What can we learn from wood cascading? (2020). <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2019.01.017>
- KATAKOJWALA, Ranaprathap; MOHAN, S. Venkata. Microcrystalline cellulose production from sugarcane bagasse: Sustainable process development and life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, v. 249, p. 119342, 2020.
- KRAUSMANN, Fridolin et al. Global socioeconomic material stocks rise 23-fold over the 20th century and require half of annual resource use (2017). <https://doi.org/10.1073/pnas.1613773114>
- KRZYŻANIAK, Michał; STOLARSKI, Mariusz Jerzy; WARMIŃSKI, Kazimierz. Life cycle assessment of poplar production: Environmental impact of different soil enrichment methods (2019). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.09.180>
- MAK, Tiffany MW et al. Sustainable food waste management towards circular bioeconomy: Policy review, limitations and opportunities (2019). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122497>
- MARTIN, Michael et al. Life cycle sustainability evaluations of bio-based value chains: reviewing the indicators from a Swedish perspective (2018). <https://doi.org/10.3390/su10020547>
- MATTILA, Tuomas J. et al. Evaluating social sustainability of bioeconomy value chains through integrated use of local and global methods (2018) <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2017.12.019>
- MIRABELLA, Nadia; CASTELLANI, Valentina; SALA, Serenella. Forestry operations in the alpine context. Life cycle assessment to support the integrated assessment of forest wood short supply chain. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 19, n. 8, p. 1524-1535, 2014.
- MORRISON, Brandon; GOLDEN, Jay S. An empirical analysis of the industrial bioeconomy: implications for renewable resources and the environment. *BioResources*, v. 10, n. 3, p. 4411-4440, 2015.
- MYLLYVIITA, Tanja et al. Assessing biodiversity impacts in life cycle assessment framework-Comparing approaches based on species richness and ecosystem indicators in the case of Finnish boreal forests (2019). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117641>
- NICOLAIDIS LINDQVIST, Andreas et al. Bio-Based Production Systems: Why Environmental Assessment Needs to Include Supporting Systems (2019). <https://doi.org/10.3390/su11174678>
- O'BRIEN, Meghan et al. Toward a systemic monitoring of the European bioeconomy: Gaps, needs and the integration of sustainability indicators and targets for global land use (2017). <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.04.047>
- ÖGMUNDARSON, Ólafur et al. Environmental hotspots of lactic acid production systems (2020). <https://doi.org/10.1111/gcbb.12652>
- OLOFSSON, Johanna; BÖRJESSON, Pål. Residual biomass as resource—Life-cycle environmental impact of wastes in circular resource systems. *Journal of Cleaner Production*, v. 196, p. 997-1006, 2018.
- PAULA, Lino; BIRRER, Frans. Including public perspectives in industrial biotechnology and the biobased economy (2006). <https://doi.org/10.1007/s10806-005-6170-2>
- PERGOLA, M. et al. A combined assessment of the energy, economic and environmental issues associated with on-farm manure composting processes: Two case studies in South of Italy. *Journal of Cleaner Production*, v. 172, p. 3969-3981, 2018.
- RISSE, Michael; WEBER-BLASCHKE, Gabriele; RICHTER, Klaus. Eco-efficiency analysis of recycling recovered solid wood from construction into laminated timber products (2019). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.117>
- SEGHETTA, Michele et al. Life cycle assessment of macroalgal biorefinery for the production of ethanol, proteins and fertilizers—a step towards a regenerative bioeconomy (2016).
- SEVERO, Ihana A. et al. Bio-combustion of petroleum coke: The process integration with photobioreactors. Part II—Sustainability metrics and bioeconomy (2020). <https://doi.org/10.1016/j.ces.2019.115412>
- SIEBERT, A. et al. How not to compare apples and oranges: Generate context-specific performance reference points for a social life cycle assessment model (2018c). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.06.298>
- SIEBERT, A. et al. Social life cycle assessment indices and indicators to monitor the social implications of wood-based product (2018a). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.02.146>
- SIEBERT, Anke et al. Social life cycle assessment: in pursuit of a framework for assessing wood-based products from bioeconomy regions in Germany. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 23, n. 3, p. 651-662, 2018b.
- SOMMERHUBER, Philipp F. et al. Life cycle assessment of wood-plastic composites: Analysing alternative materials and identifying an environmental sound end-of-life option (2017). <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.10.012>
- SPIERLING, Sebastian et al. Bio-based plastics-A review of environmental, social and economic impact assessments (2018). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.014>
- VIAGGI, Davide. Research and innovation in agriculture: beyond productivity?. *Bio-based and Applied Economics Journal*, v. 4, n. 1050-2016-85779, p. 279-300, 2015.
- VON COSSEL, Moritz et al. Prospects of Bioenergy Cropping Systems for A More Social-Ecologically Sound Bioeconomy (2019). <https://doi.org/10.3390/agronomy9100605>
- YADAV, Bhoomika et al. Bioconversion of waste (water)/residues to bioplastics-A circular bioeconomy approach (2019). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122584>
- ZABANIOTOU, A. Redesigning a bioenergy sector in EU in the transition to circular waste-based Bioeconomy-A multidisciplinary review (2018). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.172>

## ***Identificação e Avaliação das Fases do Ciclo de Vida Contempladas na Lista de Verificação de Boas Práticas Ambientais em Serviços de Alimentação***

Ana Carolina Agne Ferreira Zão<sup>1</sup>

Ana Paula Bandeira de Oliveira<sup>2</sup>

Magali Rejane Rigon<sup>3</sup>

Carlos Alberto Mendes Moraes<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Graduanda em Nutrição, UNISINOS, anacarolinazao@hotmail.com;

<sup>2</sup>Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil PPGEC, anapbo@hotmail.com;

<sup>3</sup>Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil PPGEC, magali\_rigon@hotmail.com;

<sup>4</sup>Professor dos Programas de Pós-Graduação em Engenharia Civil PPGEC e Engenharia Mecânica PPGEM, cmoraes@unisinos.br.

### **Resumo**

*A busca por alternativas consideradas sustentáveis na produção de refeições é subsidiada pela forma como os recursos naturais se relacionam com a produção, a transformação, a distribuição, o acesso e o consumo de alimentos. Assim, o objetivo desse trabalho é identificar as fases do ciclo de vida que envolvem as unidades de alimentação e nutrição para avaliar as fases contempladas na Lista de Verificação de Boas Práticas Ambientais para Serviços de Alimentação (LVBPA-SA). A aplicação da LVBPA-SA em Unidades de Alimentação tem o propósito de identificar as condutas sustentáveis seguidas como também as que não são seguidas para a criação de um plano de ação corretiva, se caracterizando como um importante instrumento para os gestores. Materiais e métodos: a partir da lista de verificação LVBPA-SA – SA constituída por 68 itens de avaliação, divididos em quatro blocos, realizar a identificação da fase do ciclo de vida contemplada por cada item, estruturando a pesquisa como descritiva. Resultados: Oportunizar novos debates através dos resultados obtidos no estudo do checklist LVBPA-SA versus fases do ciclo de vida do produto, visto que existem várias premissas*

*abordadas no contexto da produção de refeições e que possuem diferentes interfaces ambientais. Além disso, a consideração sobre a perspectiva do ciclo de vida é essencial para dar subsídios a um plano de ação efetivamente sustentável, para o estabelecimento dos critérios para avaliação e seleção dos fornecedores de matérias-primas, ingredientes e embalagens contribuindo diretamente com os ODS.*

**Palavras-chaves:** *Unidade de Alimentação e Nutrição, Serviços de Alimentação, Ciclo de Vida, Desperdício.*

### **Introdução**

Nos últimos anos é notório o aumento das refeições feitas fora de casa, em decorrência da crescente jornada de trabalho e menos horas dedicadas a preparação de alimentos no lar. Com isso, o mercado atual está marcado pelo crescimento dos estabelecimentos produtores de refeições, conhecidos no setor da saúde como Unidades de Alimentação e Nutrição (UAN) (ABREU; SPINELLI; PINTO, 2011).

É possível afirmar que as UANs se tornam grandes responsáveis pela geração de boa quantidade de resíduos sólidos, de uso de água e energia. Portanto, é de suma importância o planejamento da gestão buscando por alternativas consideradas sustentáveis na produção de refeições, visando a diminuição da pegada ambiental e correlacionando com a gestão do ciclo de vida dos produtos, na avaliação dos potenciais impactos que causados

ao meio ambiente (ABREU; SPINELLI; PINTO, 2009; ANTUNES; DAL BOSCO, 2019).

A temática ambiental juntamente com a transversalidade da ciência acarreta na melhoria da utilização dos recursos naturais em diversos setores do mercado e indústria. Sendo assim, as UANs devem promover ações de sustentabilidade ambiental e para que isso seja possível, a *International Organization for Standardization* (ISO) desenvolveu diretrizes sobre a gestão ambiental dentro de empresas, a ISO 14001, oferecendo ferramentas para identificar e controlar o impacto ambiental, bem como desenvolver ações de sustentabilidade com a implementação e constante aprimoramento do desempenho ambiental.

As Nações Unidas reconheceram a relevância do setor de alimentos para alcançar os 17 Objetivos do Desenvolvimento Sustentável da Agenda 2030. O 12.3 ODS refere-se a “reduzir pela metade o desperdício de alimentos per capita mundial, nos níveis de varejo e do consumidor, e reduzir as perdas de alimentos ao longo das cadeias de produção e abastecimento, incluindo as perdas pós-colheita” e o 12.5 ODS visa “reduzir substancialmente a geração de resíduos por meio da prevenção, redução, reciclagem e reuso”. Estas perdas e gerações de resíduos estão diretamente ligadas com a pegada de carbono.

A pegada de carbono dos alimentos refere-se à quantidade total de gases de efeito estufa emitida ao longo do ciclo de vida dos alimentos, expressada em dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>)

equivalente. De acordo com a FAO (2019), a América Latina e o Caribe são responsáveis por 16% da pegada de carbono global ocasionada pelas perdas e desperdícios de alimentos.

Em países desenvolvidos, como a Itália, um estudo de caso estimou uma média para o Potencial de Aquecimento Global (GWP) de 1,31 kg CO<sub>2</sub>-eq por refeição servida em cantinas de escolas públicas. (HERRERO; MENNA; VITTUARI, 2019).

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é um instrumento que busca mensurar os impactos ambientais gerados a partir da fabricação de um determinado serviço ou produto, os quais possuem etapas de produção e de uso, ou seja, o seu ciclo de vida. Estas etapas englobam desde à extração das matérias-primas, a produção, a distribuição até o consumo e destinação final dele, abrangendo a reciclagem e reuso em certos casos. (INSTITUTO BRASILEIRO DE INFORMAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA (IBICT); 2020)

A cultura de que a sustentabilidade só deve ser aplicada a grandes empresas ou as que trabalham diretamente com recursos naturais, somadas a preocupação que, com ao adotar essas práticas, os custos irão aumentar, são errôneas. Aponta-se que a adoção dessas práticas se mostram eficazes para atingir produções mais sustentáveis com baixo custo, sendo elas a racionalização do uso de energia, a redução de gases estufa ao adotar uma política de transporte mais eficiente e

aumentar a produtividade e a qualidade de vida dos colaboradores. (IBICT, 2014)

Ações como a coleta seletiva de lixo, o controle do uso de água, de papel e de energia, a articulação entre cooperativas da região, a projeção de espaços que possuam como principal a iluminação natural, a aquisição de produtos de fácil higienização visando a otimização do uso de água e a educação ambiental para clientes e colaboradores tornam, com custo zero, um estabelecimento voltado as questão e a eficiência do uso de recursos.

Os Procedimentos Operacionais Padronizados (POP) são de suma importância para a efetivação dessas ações nos serviços de alimentação (SA), eles auxiliam na economia dos recursos por ser um procedimento padronizado, realizado pelo colaborador responsável, baseado na forma mais eficiente e com menor gasto de água, produtos químicos e energia.

Portanto, com vista no cenário mundial atual, a partir de uma demanda dos estabelecimentos de alimentação pela necessidade de um parâmetro e um norteador para a implantação de boas práticas ambientais (BPAs) em seus serviços, surgiu a Lista de Verificação de Boas Práticas Ambientais para Serviços de Alimentação (LVBPA-SA). A estrutura da lista em questão foi definida tendo como base as diretrizes estabelecidas pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (BRASIL, 2010), Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) (BRASIL, 1997b) e Política Nacional de

Conservação e Uso Racional de Energia (PNCURE) (COLARES; *et al*, 2018; BRASIL, 2001).

Logo, trabalhar com a finalidade de reduzir os impactos ambientais diretamente ligados aos processos de produção de refeições é imprescindível. Objetivou-se com este estudo identificar as fases do ciclo de vida que envolvem as unidades de alimentação e nutrição para avaliar as fases contempladas na LVBPA-SA.

### Metodologia

A partir da LVBPA-SA foi realizada a identificação da fase do ciclo de vida contemplada por cada item contido na lista, estruturando a pesquisa como descritiva.

A LVBPA-SA é composta por 68 itens de avaliação, arranjados em quatro blocos. O primeiro (Bloco A) referente à resíduos sólidos, dispendo de 33 perguntas sobre medidas relacionadas a redução, reutilização, armazenamento e destino final do mesmo. Em seguida, o segundo bloco (Bloco B) conta com 16 perguntas sobre as medidas relacionadas ao uso racional da água. O terceiro bloco (Bloco C) conta com 5 perguntas sobre as medidas relacionadas ao uso racional de energia. Enfim, o quarto bloco (Bloco D) corresponde a 14 perguntas sobre as documentações da unidade analisada dispõe para a adoção de boas práticas ambientais.

Para a realização da avaliação, foram consideradas 4 fases que correspondem as fases do ciclo de vida do preparo de uma refeição nas UANs, apresentadas na Tabela 1.

A seguir é aprestando as considerações de cada uma dessas fases. A fase 1, fase de planejamento do cardápio e aquisição de gêneros alimentícios, contempla os instrumentos que auxiliam na preparação das refeições e na compra dos gêneros alimentícios, como a seleção dos fornecedores de matérias-primas, ingredientes e embalagens. A fase 2 refere-se ao pré-preparo e preparo das refeições e envolve o recebimento de gêneros, armazenamento, pré-preparo e cocção, tendo em vista o gerenciamento de desperdício gerado nestas fases e na fase de distribuição e fase de serviço.

Entende-se que a fase 3 considera a distribuição da refeição, tendo em vista a educação ambiental passada para o comensal e o desperdício (restos) gerado pelo mesmo e pelas sobras das preparações. Por fim, a Fase de serviço, identificada como fase 4, refere-se as atividades relacionadas a capacitação dos funcionários, as medidas relacionadas a reutilização, tratamento e destinação de resíduos, bem como o uso racional de água e energia e aos POPs.

**Tabela 1: Identificação das fases do ciclo de vida contempladas pela LVBPA-SA**

<i>Fase</i>	<i>Identificação</i>
1	Fase de planejamento do cardápio e aquisição de gêneros

2	Fase de pré-preparo e preparação
3	Fase de distribuição
4	Fase de serviço

Então, cada questão contemplada pela LVBPA-SA foi relacionada a uma das fases do ciclo de vida do preparo de uma refeição, para que seja possível identificar quais fases estão sendo consideradas por esta ferramenta de gestão, já que uma das premissas da lista é dar subsídios a construção de um plano de ação efetivamente sustentável para ser aplicado em UANs.

### Resultados

De acordo com a Tabela 2, ao analisar a LVBPA-SA, o estudo mostra que a maior parte dos itens, em todos os blocos, referem-se a fase de serviço, correspondendo à 66,7%, 87,5%, 80% e 92,9% no bloco A, B, C e D respectivamente.

Ainda, a fase de planejamento do cardápio e aquisição de gêneros só se fez presente no bloco A, correspondendo à 15,2% do mesmo. Pensando pelo lado do sistema de GCV, que considera reduzir o peso dos produtos e aumentar o material reciclável (IBICT, 2014), esta fase é de suma importância, tendo em vista que pode, com simples ações como a aquisição de produtos provindos da agricultura familiar da região do SA (diminuindo as emissões de gases no transporte), a compra de insumos que dispensam embalagens secundárias (maior quantidade de alimento em uma única embalagem), aquisição de alimentos pré processados e descascados, com a finalidade da redução na fonte, ou seja, na

unidade processadora, uma vez que os resíduos gerados ficam na fonte há maior facilidade de realizar o encaminhamento para estes para a reciclagem e compostagem, acarretando benefícios como a redução de resíduos, o consumo de água e energia.

De acordo com a FAO, escassez de água afeta mais de 40% da população mundial, uma porcentagem que irá aumentar, e esta situação deve-se em grande parte a um consumo excessivo de água para a produção alimentar e agrícola. Sendo assim, ao se analisar o contexto de ciclo de vida e da LVBPA-SA, os itens do bloco B, correspondentes ao uso racional de água totalizaram 87,5% na fase de serviço.

Tendo em vista a finalidade da aplicação do bloco B e ao que a fase de serviços contempla na ACV, entende-se que, segundo a ANA (2020), hábitos como a limpeza de calçadas, lavagem de louças, verduras e carros de transporte, por exemplo, devem ser analisados com a finalidade de promover a eficiência do recurso utilizado para estes, ressaltando a importância dos POPs.

**Tabela 2: Identificação das fases contempladas pela LVBPA-AS por blocos**

<i>Bloco A</i>		
<i>Fase</i>	<i>Número de itens</i>	<i>%</i>
1	5	15,2
2	3,5	10,6
3	2,5	7,6
4	22	66,7
<i>Bloco B</i>		
<i>Fase</i>	<i>Número de itens</i>	<i>%</i>



1	-	-
2	1	6,3
3	1	6,3
4	14	87,5
<b>Bloco C</b>		
<b>Fase</b>	<b>Número de itens</b>	<b>%</b>
1	-	-
2	-	-
3	1	20
4	4	80
<b>Bloco D</b>		
<b>Fase</b>	<b>Número de itens</b>	<b>%</b>
1	-	-
2	-	-
3	1	7,1
4	13	92,9

Para as considerações do estudo de Herrero; Menna; Vittuari, (2019), em relação a categoria de impacto *Global Warming Potential* (GWP), 56% deste está associado à fase de compras, seguido pela fase de preparação (32%), distribuição (7%) e serviço com 5% do total do GWP. Ainda, na fase de compra a influência dos ingredientes abrange cerca de 85% de toda a fase, seguida pelo impacto das embalagens, 14% e transporte, 1%.

Estando a fase de compras associada a mais da metade do GWP de uma refeição, apenas 7,4% das perguntas da LVBPA-SA são direcionadas a esta fase (Tabela 3).

O estudo de Herrero; Menna; Vittuari, (2019) apontou que o consumo de eletricidade na preparação representa 28% do impacto ambiental total de uma refeição, tendo em vista

que o bloco C da LVBPA-SA conta com 5 perguntas direcionadas ao uso racional de energia, 80% dos itens se concentraram na fase de serviços e 20% na fase de distribuição (Tabela 2).

De acordo com a Tabela 3, o estudo aponta que 77,9% dos itens da LVBPA-SA referem-se a fase de serviços, seguido pela fase de planejamento do cardápio e aquisição de gêneros e pela fase de pré-preparo e preparação, 8,1%, 7,4% e 6,6% respectivamente.

**Tabela 3. Identificação das fases contempladas na LVBPA-SA sem discriminação por blocos**

<b>LVBPA-SA</b>		
<b>Fase</b>	<b>Número de itens</b>	<b>%</b>
1	5	7,4
2	4,5	6,6
3	5,5	8,1
4	53	77,9

A aplicação da LVBPA-SA em UANs tem o propósito de identificar as condutas sustentáveis seguidas como também as que não são seguidas para a criação de um plano de ação corretiva, se caracterizando como um importante instrumento para os gestores, trazendo consigo benefícios, tais como, a adequação a padrões internacionais como, por exemplo, os 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável produzidos pela ONU, com o objetivo de assegurar padrões de produção e de consumo sustentáveis, bem como auxiliar na adoção e a nortear os gestores a implantar as BPAs.

Portanto, a LVBPA-SA pode auxiliar no fornecimento de dados para ao desenvolvimento de uma ACV. Assim, a integração dessas ferramentas permite identificar os impactos ambientais associados ao consumo de alimentos em cantinas, restaurantes e serviços de alimentação em geral, por exemplo.

## Conclusões

O estudo mostrou que a maior parte dos itens da LVBPA-SA referem-se a fase de serviço do SA, totalizando 77,9% dos itens da lista, esta fase engloba as atividades relacionadas a capacitação dos funcionários, as medidas relacionadas a reutilização, tratamento e destinação de resíduos, bem como o uso racional de água e energia e aos POPs. Após a fase de serviço encontra-se a fase de distribuição, seguido pela fase de planejamento do cardápio e aquisição de gêneros e pela fase de pré-preparo e preparação, 8,1%, 7,4% e 6,6% respectivamente.

Ressalta-se a importância de mecanismos norteadores para a adesão de boas práticas ambientais em diferentes âmbitos, corroborando com o desenvolvimento de uma ACV.

Além disso, fica evidenciado a necessidade de mais estudos na área, tendo em vista a transversalidade da ciência na temática ambiental, bem como a perspectiva do ciclo de vida afim de dar subsídios a um plano de ação efetivamente sustentável neste seguimento, para o estabelecimento dos critérios para avaliação e

seleção dos fornecedores de matérias-primas, ingredientes e embalagens. Tais ações contribuem diretamente com os ODS, preconizados pela Agenda 2030, bem como auxiliam a mitigar impactos ambientais e a conservação de recursos naturais não renováveis.

## Referências bibliográficas

ABREU E. S. D., SPINELI M. G. N., PINTO A. M. D. S. **Gestão de Unidades de Alimentação e Nutrição: Um Modo de Fazer**. 4ª ed. São Paulo: Metha; 2011.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Dicas de Educação Ambiental. In: ANA, Brasília, [2020]. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/programas-e-projetos/gestao-ambiental-e-sustentabilidade/dicas-de-educacao-ambiental>. Acesso em 15 mai. 2020.

ANTUNES, M. T.; DAL BOSCO, S. M. Gestão em unidades de alimentação e nutrição da teoria à prática. 1. ed. Curitiba: Editora Appris, 2019.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT NBR ISO 14001: Sistemas de gestão ambiental: Requisitos com orientações para uso. Paraná. 2015.

BALDWIN, C.; WILBERFORCE, N.; KAPUR, A. Restaurant and food service life cycle assessment and development of a sustainability standard. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 16, n. 1, p. 40–49, 2011.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Diário Oficial da União: Brasília, DF, 8 jan. 1997.

BRASIL. Lei nº 10.295, de 17 de outubro de 2001. Dispõe sobre a Política Nacional de Conservação e Uso Racional de Energia e dá outras providências. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, p. 1, 18 out. 2001.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional dos Resíduos Sólidos. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm). Acesso em: 10 mai. 2020.

COLARES, L. G. T. et al. Lista de verificação de boas práticas ambientais para serviços de alimentação: elaboração, validação de conteúdo e confiabilidade interavaliadores. **Brazilian Journal of Food Technology**, v. 21, n. 0, 2018.

FAO. FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. FAO Regional Office for Latin America and the Caribbean: Latin America and the Caribbean is responsible for 20% of global food lost from post-harvest up to retail. 2019.

FAO. FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. 2050: A escassez de água em várias partes do mundo ameaça a segurança alimentar e os meios de subsistência. Roma. 2015.

GARCÍA-HERRERO, L.; DE MENNA, F.; VITTUARI, M. Food waste at school. The environmental and cost impact of a canteen meal. **Waste Management**, v. 100, p. 249–258, 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE INFORMAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA (IBICT): O que é Avaliação do ciclo de vida. Brasília [2020]. Disponível em: <http://acv.ibict.br/acv/o-que-e-o-acv/>. Acesso em: 04 jul. 2020.

INSTITUTO BRASILEIRO DE INFORMAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA (IBICT). Desenvolvimento Sustentável e Avaliação do Ciclo de Vida. LAMB, C. M. S. R. (coord.). CNI/Ibict: Brasília, DF. 2014.

NAÇÕES UNIDAS NO BRASIL- ONU BR. **A Agenda 2030**. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/pos2015/agenda2030/>. Acesso em: 13 de jan. de 2020.

SAARINEN, M. et al. Life cycle assessment approach to the impact of home-made, ready-to-eat and school lunches on climate and eutrophication. **Journal of Cleaner Production**, v. 28, p. 177–186, 2012.

TONINI, D.; ALBIZZATI, P. F.; ASTRUP, T. F. Environmental impacts of food waste: Learnings and challenges from a case study on

UK. **Waste Management**, v. 76, p. 744–766, 2018.

## Aplicação da Ecologia Industrial na ciclagem de nutrientes em efluentes industriais

Rita de Cassia Souza de Queiroz<sup>1</sup>

Henrique Leonardo Maranduba<sup>1</sup>

Luciano Brito Rodrigues<sup>2</sup>

José Adolfo de Almeida Neto<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Instituto Federal da Bahia – IFBA, Campus Jequié

<sup>2</sup> Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia – UESB, Campus Itapetinga

<sup>3</sup> Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC, Campus Ilhéus

[rcritinha30@gmail.com](mailto:rcritinha30@gmail.com)

### Resumo

O setor lácteo destaca-se como uma das cadeias de elevada relevância socioeconômica, principalmente pela expressiva quantidade de indústrias. Tais fatos desencadeiam uma série de preocupações ambientais referentes, principalmente, às emissões diretas de efluentes sem tratamento nos corpos hídricos. Os princípios da Ecologia Industrial e Economia Circular despontam com enorme potencial para garantir eficiência, custo e operacionalidade do setor, e nessa perspectiva, as *wetlands* construídas (WCs) são alternativas no tratamento de efluentes utilizando macrófitas aquáticas. O objetivo desta pesquisa foi comparar o desempenho ambiental de rotas de aproveitamento da biomassa da macrófitas aquática *C. articulatus*, cultivada em WCs, e, após a fitorremediação de efluente de laticínio de médio porte. Foi realizada uma Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) “portão-a-portão” para avaliar o impacto ambiental de 1 m<sup>3</sup> de efluente tratado sob duas perspectivas de cenários de aproveitamento da biomassa: ração animal (C1) e biogás + biofertilizante (C2). Foram avaliadas as categorias de impacto Mudanças Climáticas (MC), Eutrofização de Água Doce (EAD), Acidificação Terrestre (AT), Depleção da Camada de Ozônio (DCO) e Demanda Acumulada de Exergia (DAEx). Os dados referentes aos fluxos de entradas e saídas são compostos por fontes primárias (experimentos) e secundárias (artigos científicos e banco

de dados de inventários do ciclo de vida). Os resultados apontaram um melhor desempenho nas categorias MC e EAD para o cenário C1. O cenário C2, por sua vez, foi mais favorável nas categorias AT e DCO. Na categoria DAEx, as incertezas inerentes aos dados não possibilitaram nenhum tipo de conclusão. O tratamento de efluentes de laticínios em WCs tem potencial de gerar impactos ambientais positivos, sendo, portanto, uma opção tecnológica com possibilidades de aplicação.

**Palavras-chaves:** *Wetlands* construídas;

Fitorremediação; Efluente de laticínio; Biomassa; Tecnologias limpas; Avaliação do Ciclo de Vida.

### Introdução

Considerando necessidades econômicas, demandas socioambientais crescentes e legislação ambiental mais rigorosa, as indústrias têm demandado processos inovadores no tratamento e valorização de seus subprodutos, resíduos e efluentes. Tratando especificamente do ciclo de vida dos produtos lácteos, os níveis mais elevados de impacto ambiental negativo da cadeia são, em sua maioria, provenientes das fazendas, devido às emissões de gases de efeito estufa, sendo também, o elo mais estudado para a mitigação na cadeia do leite. Os laticínios também podem desencadear problemas ambientais, principalmente aqueles relacionados ao consumo de energia e à poluição dos recursos hídricos. Nesse sentido, medidas mitigadoras também devem ser avaliadas visando a redução dos potenciais impactos ambientais associados a esse segmento industrial.

A demanda por produtos lácteos apresenta projeções de crescimento, potencializando os possíveis problemas ambientais negativos, a exemplo do descarte indevido de efluentes sem tratamento pelos laticínios de menor porte (LIN et al., 2014; QUEIROZ et al., 2019). Além do desperdício nutricional, esta prática pode gerar eutrofização e redução do oxigênio dissolvido nos corpos hídricos. Dessa forma, quatro indicadores ambientais destacam-se para os laticínios, que são o consumo de água, de energia e a geração e destinação final de efluentes.

A perspectiva de integração de processos, utilizando os princípios da ecologia industrial e o fechamento de ciclos na economia circular são uma tendência atual para o tratamento e valorização de subprodutos, resíduos e efluentes. Porém, o desafio para a sua aplicação na indústria láctea relaciona-se com o pouco volume de efluente gerado individualmente e com o elevado número de médios e pequenos laticínios distantes geograficamente, inviabilizando a integração de processos devido ao transporte e a perecibilidade.

Geralmente as tecnologias de tratamento e valorização apresentam custos de implantação e manutenção elevados, os quais não são compatíveis com a receita de médios e pequenos empreendimentos, até mesmo, às formas mais convencionais de tratamento de efluentes. Por outro lado, pesquisas vêm destacando a implantação de *Wetlands Construídas* (WCs) como um sistema atrativo no tratamento de efluentes, tanto no aspecto ambiental como financeiro. Lee et al. (2010) enfatizaram o

reduzido custo para implantação e manutenção das WCs, quando comparadas com outras formas de tratamento de águas residuárias. Além de reduzir carga orgânica, inorgânica, metais tóxicos, pesticidas e microrganismos patógenos, as WCs não necessitam de áreas extensas e promovem um panorama de integração de processos por meio da ciclagem de nutrientes, como nitrogênio (N) e fósforo (P) e, do aproveitamento da biomassa (CARVALHO; PRAZERES; RIVAS, 2013; MATAMOROS; GARCÍA; BAYONA, 2008).

Mendonça et al. (2012) destacaram que há carência de estudos sobre o tratamento de efluentes de laticínio com WCs em clima tropical. Lu et al. (2016) pesquisaram diferentes impactos de WCs em zona rural e sugeriram a necessidade de mais estudos sobre as diferentes condições que devem ser consideradas em tratamentos com *wetlands*, como: operação e fluxo e tipos de materiais usados para suporte das macrófitas aquáticas.

Esse trabalho comparou o desempenho ambiental de rotas de aproveitamento da biomassa da macrófita aquática *C. articulatus*, cultivada em WCs, e, após a fitorremediação de efluente de laticínio de médio porte.

## Materiais e Métodos

A pesquisa foi baseada nos princípios metodológicos das normas ISO 14040/44 (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006). Em experimentos preliminares, a macrófita aquática local *C. articulatus* apresentou desempenho fitorremediador superior às demais plantas analisadas (QUEIROZ et al., 2017; QUEIROZ et al., 2019), sendo pré-selecionada para esta avaliação ambiental.

A função definida para o sistema foi fitorremediar efluente de laticínio, tendo como unidade funcional 1 m<sup>3</sup> de efluente tratado. Os dados referentes aos fluxos de entradas e saídas, dos processos principais do sistema de produto, foram provenientes de fontes primárias (experimentos laboratoriais) e os demais processos de fontes secundárias, incluindo artigos científicos e a base de dados ecoinvent @ 3.0.

O sistema de produto foi delimitado a partir da entrada do efluente nas WCs para a fitorremediação, incluindo os processamentos da biomassa em cada um dos dois cenários definidos, sendo designado por sistema “portão-ao-portão” (*gate-to-gate*)<sup>1</sup>. Não foi realizada alocação; opcionalmente foi realizada a expansão

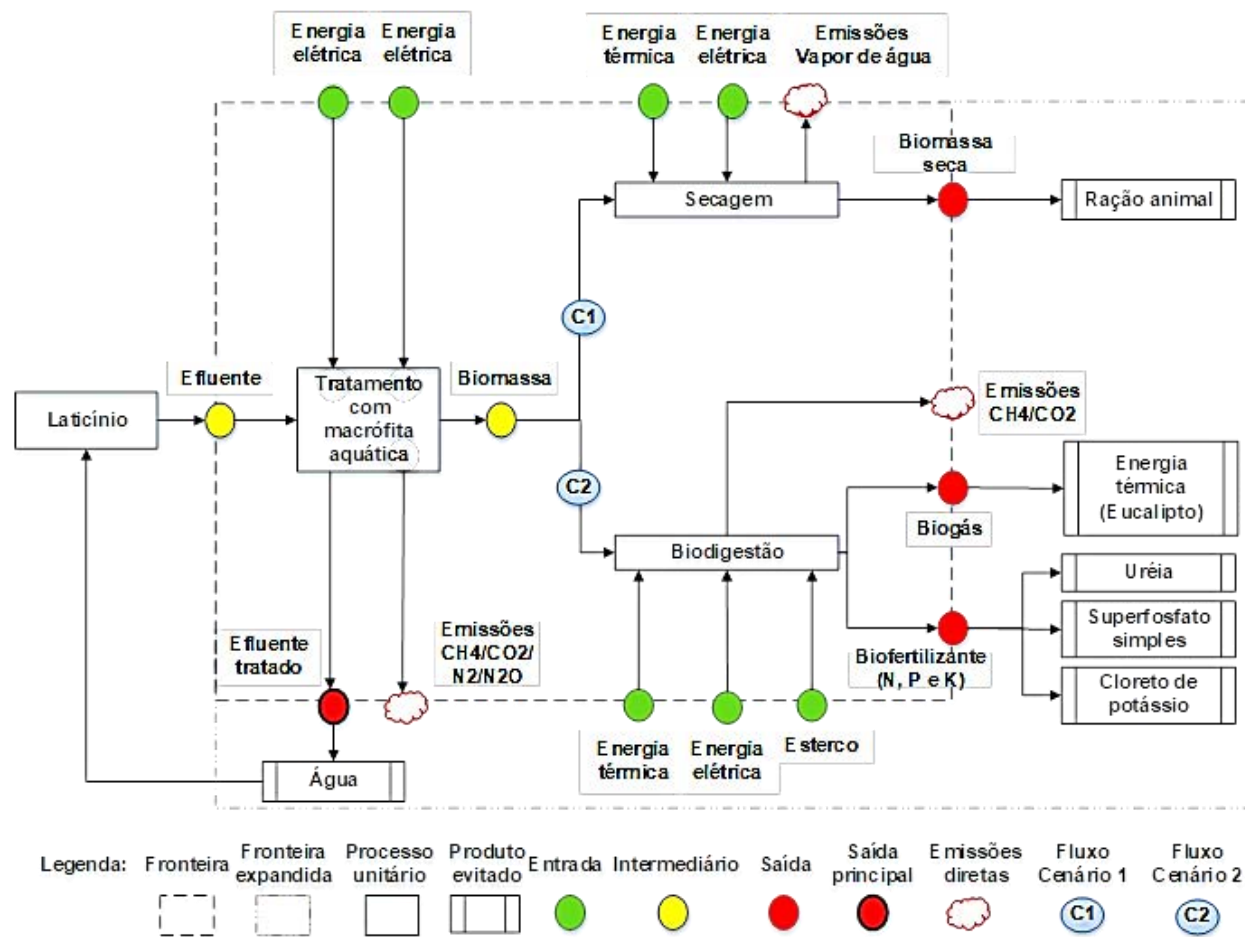
das fronteiras, com a internalização dos impactos causados pelos produtos evitados.

Foram considerados dois cenários alternativos para o aproveitamento da biomassa das macrófitas aquáticas após a fitorremediação: alimentação animal (C1) e produção de biogás e biofertilizante/fertilizante orgânico (C2) (Figura 1).

---

<sup>1</sup> Considerando que a pesquisa foi portão ao portão, não existe Fluxo de Referência (berço ao túmulo).

**Figura 1** - Fluxograma com as fronteiras do sistema de produto para otimização da fitorremediação e ciclagem de nutrientes e recursos naturais de efluente de laticínio utilizando macrófitas aquáticas.



As rotas de aproveitamento da biomassa foram escolhidas dentre as opções abordadas na literatura, com potenciais técnico e econômico de implementação em médios e pequenos laticínios. Sendo assim, os cenários escolhidos (C1 e C2) visam promover a integração de

processos e a ciclagem de nutrientes e energia, já que C1 gera matéria prima (biomassa seca) para a produção de ração animal, C2 gera biofertilizante contendo NPK e micronutrientes, e ambos têm potencial para serem reaproveitados na própria cadeia láctea.

Em C1 a biomassa passa por um processo de secagem, sendo considerada a etapa de centrifugação associada a processos mecânicos e térmicos. A biomassa seca, com 15% de umidade (MARANDUBA et al., 2016), é destinada para a alimentação animal, evitando impactos no mercado de ração provenientes de outras fontes, como soja e cevada. Os impactos associados ao processo da conversão da biomassa seca em ração animal foram desconsiderados, sendo ainda assumida a relação 1:1 (1 kg de biomassa seca é igual 1 kg de ração animal).

Em C2, a biomassa passa por um processo de codigestão anaeróbia, com a adição de esterco bovino, resultando na produção de biogás (70% CH<sub>4</sub> e 30% CO<sub>2</sub>) (MARANDUBA et al., 2016) e biofertilizante. A combustão de eucalipto para geração de energia térmica foi substituída pela combustão direta do biogás na caldeira do laticínio. Os impactos associados ao processo de conversão foram desconsiderados, sendo o poder calorífico inferior (PCI) do biogás equivalente a 1 MJ térmico de madeira de eucalipto. Para o biofertilizante foi considerado que após o processo de codigestão, o mesmo estabiliza-se, podendo ser utilizado como fonte de NPK (2 - 0,56 - 1,1) (SOUZA et al., 1999), na substituição parcial dos fertilizantes ureia, superfosfato simples e cloreto de potássio.

Em ambos os cenários, considerou-se que o efluente tratado foi utilizado nos banheiros e lavagem de áreas externas do próprio laticínio. Os fluxos mássicos e energéticos da colheita e transporte da macrófita aquática utilizada para o

tratamento e o transporte dos coprodutos gerados em ambos os cenários foram desconsiderados, por não diferirem entre si.

## Resultados e Discussão

O cenário C1 (alimentação animal) impactou positivamente em duas categorias de impacto, obtendo, nas categorias Mudança Climática (MC) e Eutrofização (EUT), emissões de -27,35 kg CO<sub>2</sub> eq e -0,00594 kg P eq, respectivamente. Já o cenário C2, em menor escala, mitigou emissões de -6,48 kg CO<sub>2</sub> eq (MC) e -0,00245 kg P eq (EUT) por m<sup>3</sup> de efluente tratado. Isso significa que C1 apresentou desempenho ambiental 76% (MC) e 59% (EUT) superior a C2 (biogás e biofertilizante) (Figura 2).

As emissões negativas estão associadas aos créditos ambientais (impactos evitados) dos coprodutos gerados pelos processos pós-tratamento do efluente de laticínio nas *wetlands*. Em C1, a produção de biomassa seca e sua destinação para produção de alimentação animal interferiu no mercado de produtos agrícolas, reduzindo a demanda de matérias primas concorrentes, principalmente farelo de soja. Devido ao fato de a soja ser uma cultura intensiva em mecanização, uso de fertilizantes e de pesticidas e causar impactos no uso e transformação de áreas agrícolas, as categorias MC e EUT foram afetadas positivamente com a destinação da biomassa para o mercado de ração animal. Pois tais impactos ambientais negativos causados pela produção de farelo de soja foram

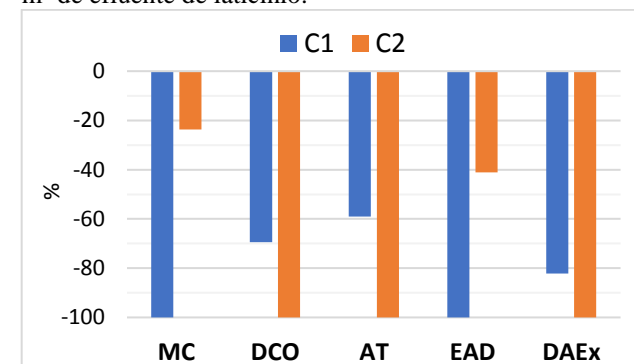
reduzidos por sua substituição pelo farelo obtido a partir da biomassa seca de macrófitas. Já em C2 a produção de biogás e biofertilizante também substituiu sistemas de produtos mais impactantes, porém com menor impacto positivo nas duas categorias.

O C2 causou nas categorias Depleção da Camada de Ozônio (DCO), Acidificação Terrestre (AT) emissões de -1,11E-06 kg CFC-11 eq (DCO), -0,046 kg SO<sub>2</sub> eq (AT) e na Demanda Acumulada de Exergia (DAEx) uma demanda de -202,32 MJ eq (DAEx). Estes valores apontam desempenhos 31% (DCO), 41% (AT) e 18% (DAEx) superiores aos de C1, que apresentou resultados de -7,7E-07 kg CFC-11 eq (DCO), -0,027 kg SO<sub>2</sub> eq (AT) e -166,18 MJ eq (DAEx) (Figura 2). Em C2 as produções de biogás e biofertilizante interferiram nos mercados de energéticos e de fertilizantes, reduzindo a demanda de energia térmica obtida a partir da combustão da madeira de eucalipto, e de fertilizantes NPK (ureia, superfosfato simples e cloreto potássio).

Na categoria DCO, os impactos evitados estão associados principalmente ao uso do biofertilizante em substituição aos fertilizantes sintéticos; além disso, a redução da demanda de madeira de eucalipto para a geração de energia térmica reduziu os impactos relacionados ao consumo de água na fase agrícola (infraestrutura de distribuição da água). Nas categorias AT e DAEx, os impactos evitados deram-se pelo uso do biofertilizante em substituição, principalmente dos fertilizantes nitrogenados sintéticos e superfosfato simples, reduzindo os impactos

relacionados aos fluxos elementares dos processamentos de fertilizantes sintéticos (amônia e o ácido sulfúrico) e na captação e distribuição de água.

**Figura 2** - Impactos ambientais dos cenários de aproveitamento da biomassa utilizada no tratamento de 1 m<sup>3</sup> de efluente de laticínio.

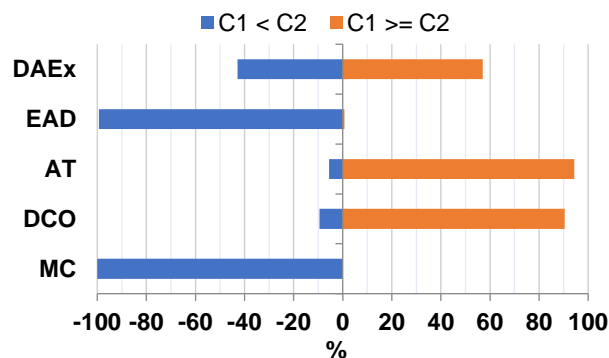


Legenda: MC: Mudança Climática; DCO: Depleção da Camada de Ozônio; EAD: Eutrofização de Água Doce; DAEx: Demanda Acumulada de Exergia.

Em condições semelhantes e resultados com a mesma tendência deste experimento, Niero et al. (2014) avaliaram sistema de tratamento de esgoto e aproveitamento do lodo em escala comercial para sistema com capacidade para atender 20.000 a 100.000 pessoas. Para a categoria EUT, os autores alcançaram crédito de -2,2E-4 kg P eq. (NIERO et al., 2014), valor semelhante aos créditos alcançados em C1 (5,9E-3 kg P eq.) e C2 (2,4 E-3 kg P eq). Para a categoria MC, a estação de tratamento de esgoto apresentou impacto de 0,29 kg CO<sub>2</sub> eq (NIERO et al., 2014), para créditos de C1 (-27,35 kg CO<sub>2</sub> eq) e C2 (-6,48 kg CO<sub>2</sub> eq).

A análise de incerteza (Figura 3) indicou que para a categoria DAEx não é possível afirmar que C2 obteve desempenho estatisticamente superior a C1. Esse resultado inconclusivo deve-se às incertezas relacionadas aos inventários de ciclo de vida utilizados e às extrapolações dos dados de laboratório para análise em escala piloto.

**Figura 3** - Análise de incertezas comparativa entre os cenários C1 e C2. Simulação Monte Carlo com 1000 interações.



Dessa forma, o aproveitamento da biomassa por meio da rota de secagem e aproveitamento na produção de ração animal (C1) apontou um desempenho ambiental superior para as categorias Mudanças Climáticas (MC) e Eutrofização (EUT). Enquanto que, a produção de biogás e biofertilizante (C2) foi superior para as categorias Depleção da Camada de Ozônio (DCO) e Acidificação Terrestre (AT), com probabilidades de 90,5% (DOC) e 94,4% (AT) de C2 apresentarem mais impactos positivos (impactos evitados) que C1.

Em todas as categorias, tanto C1 quanto C2 apresentaram impactos positivos (evitados/créditos) superiores aos impactos negativos (adversos). Quando é considerada as prioridades globais, a redução na emissão de GEE e a escassez de água destacam-se, ou seja, as categorias de impacto MC e EUT seriam preponderantes em relação às políticas ambientais de mitigação de impactos. Neste contexto, C1 seria indicado como a principal rota tecnológica para o aproveitamento e ciclagem nutricional da biomassa resultante do tratamento do efluente de laticínio utilizando macrófitas aquáticas em WCs.

### Conclusões

A utilização de *wetlands construídas* com macrófitas aquática nativas tem potencial para na fitorremediação de efluente de laticínio.

A alternativa de aproveitamento da biomassa como ração animal (C1) mostrou-se mais favorável na mitigação das emissões de GEE e da eutrofização do que C2. Enquanto que, a alternativa de aproveitamento energético e nutricional (C2) mostrou-se melhor na mitigação das emissões de gases acidificantes terrestres e destruidores da camada de ozônio.

Para a categoria, demanda acumulada de exergia, não houve diferença significativa no desempenho dos cenários alternativos de aproveitamento da biomassa, dentro do intervalo de confiança de 95%. Dessa forma, a escolha da melhor alternativa de aproveitamento da biomassa

proveniente da fitorremediação deverá ser tomada com base na ponderação das categorias dentro da avaliação de impacto do ciclo de vida, definidas com base em prioridades locais, especificadas em políticas públicas municipais, no local de implantação das *wetlands*.

A qualidade dos dados precisa ser melhorada, isto significa analisar um sistema de tratamento “WC e macrófitas” em uma escala maior.

## Referências

- CARVALHO, F.; PRAZERES, A.R.; RIVAS, J. (2013) Cheese whey wastewater: characterization and treatment. *Sci total environ.*, v. 445–446, p. 385–96, 15 fev.
- ISO 14040. (2006) Environmental managementd Life cycle assessmentd Principles and framework. . [S.l].
- ISO 14044. (2006) Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines,. p. 54.
- LEE, M.S. et al. (2010) Evaluating the efficiency and temporal variation of pilot-scale constructed wetlands and steel slag phosphorus removing filters for treating dairy wastewater. *Water research*, v. 44, n. 14, p. 4077–86, jul.
- Lin, C.S.K. et al.(2014). *Bioproducts and Biorefining*, 8(5), 686–715. <https://doi.org/10.1002/bbb.1506>
- LU, S. et al. (2016) Impacts of different media on constructed wetlands for rural household sewage treatment. *J Cleaner Prod.*, v. 127, p. 325–330.
- MARANDUBA, H.L. et al. (2016) Improving the energy balance of microalgae biodiesel: Synergy with an autonomous sugarcane ethanol distillery. *Energy*, v. 115, p. 888–895.
- MATAMOROS, V.; GARCÍA, J.; BAYONA, J. M. (2008) Organic micropollutant removal in a full-scale surface flow constructed wetland fed with secondary effluent. *Water Research*, v. 42, n. 3, p. 653–660.
- MENDONÇA, H.V. et al. (2012) Remoção de nitrogênio e fósforo de águas residuárias de laticínios por sistemas alagados construídos operando em bateladas. *Rev Amb Agua-An Interdisciplinary J Applied Sci*, v. 7, n. 2, p. 75–87.
- NIERO, M. et al. (2014) Comparative life cycle assessment of wastewater treatment in Denmark including sensitivity and uncertainty analysis. *J Cleaner Prod*, v. 68, p. 25–35.
- QUEIROZ, R.C.S. et al. (2019) Assessment of autochthonous aquatic macrophytes with phytoremediation potential for dairy wastewater treatment in floating constructed wetlands. *Int J Phytoremediation*. <https://doi.org/10.1080/15226514.2019.1686603>.
- QUEIROZ, R.C.S. et al. (2017). Use of native aquatic macrophytes in the reduction of organic matter from dairy effluents. *International Journal of Phytoremediation*, v. 19, n. 8, p. 781–789, 10 nov. <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/15226514.2017.1349860>
- SOUZA, L.S. et al. (1999) Teores De Macro E Micronutrientes E a Relação C/N De Várias Espécies De Plantas Daninhas. *Planta Daninha*, v. 17, n. 1, p. 163–167.



## Revisão sistemática dos impactos ambientais de produtos oriundos da pesca e aquicultura.

Johnny David Gomes de Queiroz<sup>1</sup>

Anderson Douglas Maia de Freitas<sup>2</sup>

Jorgiane Pires Bezerra<sup>3</sup>

Viviane da Silva Barros<sup>1</sup>

Maria Cléa Brito de Figueirêdo<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Universidade Estadual do Ceará

<sup>2</sup>Universidade Federal do Ceará

<sup>3</sup>Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará

<sup>4</sup>Embrapa Agroindústria Tropical

Johnnydavid\_queiroz@yahoo.com.br

### Resumo

Este trabalho realizou revisão sistemática e bibliométrica da literatura com o objetivo de identificar para quais produtos oriundos da pesca e aquicultura foram realizados estudos sobre seu desempenho ambiental, com abordagem de ciclo de vida. Buscou-se também identificar os principais aspectos e impactos ambientais, além de medidas mitigadoras propostas para reduzir os impactos dos processos relacionados ao ciclo de vida desses produtos. Foram selecionadas publicações internacionais de bases de dados do Portal de Periódicos da CAPES/MEC (Web of Science, Scopus e SpringerLink). Foram encontrados 1.022 artigos nas três bases de dados (173 na Web of Science, 232 na Scopus e 617 na SpringerLink), e selecionados 24 artigos, de acordo com os seguintes critérios de inclusão adotados: somente artigos em inglês, publicação entre 2015–2019 e artigos aplicavam a ACV (todos os tipos de ACV de produtos derivados da aquicultura). Observou-se que a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) foi utilizada em processos de produção aquícola (13 artigos) abordando espécies de tilápia e camarões, e em produtos oriundos da indústria do pescado (11 artigos) como filetagem de pangásius, enlatado de anchovas, vísceras de salmão e coprodutos (gelatina, farinha de peixe, óleo de peixe e quitosana). Os principais impactos ambientais oriundos da pesca e

produção aquícola foram eutrofização, escassez hídrica e redução de recursos naturais devido ao uso de rações ricas em nutrientes, ao elevado gasto de água nas fazendas de criação e ao consumo de energia dos sistemas de produção. Na indústria processadora do pescado foi observado que os impactos ambientais de maiores efeitos estiveram relacionados ao consumo de energia nos tratamentos dos resíduos e ao grande consumo de água na filetagem. Medidas como a adoção de boas práticas de manejo durante o cultivo, tratamento ou aproveitamento dos resíduos e a utilização de processos de produção mais limpos foram apontados para minimização dos impactos ambientais. Conclui-se que é necessário ampliar o escopo de avaliação de produtos oriundos do pescado, considerando as etapas de filetagem e aproveitamento dos resíduos do processamento, distribuição e descarte de resíduos, assim como outras categorias de impacto, como mudança no uso da terra, toxicidade e biodiversidade aquítica.

**Palavras-chaves:** *Pescado, Avaliação do Ciclo de Vida, Impactos Ambientais, Biopolímeros, Revisão Sistemática.*

### Introdução

A pesca e produção aquícola tem aumentado constantemente em resposta à demanda crescente pela população mundial por peixes. Entre 2010 e 2014, a produção mundial aquícola cresceu 5,8% ao ano (FAO, 2016 *apud* BIERMANN; GEIST, 2019).

A pesca e aquicultura pode acarretar diversos impactos ambientais nas três áreas de proteção ambiental: recursos naturais, qualidade dos ecossistemas e saúde humana. A pesca contínua e não seletiva tem resultado na perda de recursos

bióticos, enquanto a ocupação de áreas para aquicultura em tanques escavados em áreas interiores tem promovido mudanças no uso da terra e escassez. A ração não consumida e os resíduos de antibióticos acarretam impactos diversos no meio ambiente que vão além da eutrofização e toxicidade, abrangendo a transmissão de doenças e dispersão de espécies não nativas que afetam a biodiversidade (ABDOU *et al.*, 2017).

Além dessas questões, um dos grandes problemas relacionados à aquicultura é a geração de subprodutos que poderiam ser reaproveitados com maior valor agregado. O desenvolvimento de produtos a partir desses resíduos pode oferecer vantagens sob os aspectos ambientais, econômicos e sociais (gerando empregos e agregando valor com tecnologias alternativas).

Na União Europeia, os subprodutos gerados pelo setor pesqueiro representam um total de 5,2 milhões toneladas / ano. Filetagem de peixe, salga e defumação geram a maior quantidade de subprodutos (50-75% do peixe processado), com total de 3,17 milhões de toneladas / ano. A indústria de conservas de peixe é considerada como a segunda fonte de subprodutos (30-65% dos peixes), com um total de 1,5 milhões milhão de toneladas / ano. Finalmente, o processamento crustáceos e moluscos também geram quantidades importantes de resíduos sólidos (0,5 milhão de toneladas / ano) (LOPES *et al.*, 2015).

Além dos impactos ambientais diretos da atividade pesqueira e aquícola, impactos indiretos relacionados à produção de

ingredientes para a alimentação de peixes, uso de energia (por exemplo, combustível, eletricidade) e construção de infraestrutura e edifícios também precisam ser considerados. O uso da abordagem de ciclo de vida na avaliação dos impactos de produtos oriundos do pescado permite entender melhor as consequências ambientais da aquicultura e garantir sua sustentabilidade (ABDOU *et al.*, 2017).

Esses impactos podem ser quantificados usando Avaliações de Ciclo de Vida (ACV) (ISO 14044, 2006), que é uma ferramenta de contabilidade ambiental que foi desenvolvida para estimativa de emissões ao longo do ciclo de vida de um produto, desde a extração de matérias-primas até a destinação final do produto. Uma vantagem da ACV é que ela permite comparar diferentes produtos ou sistemas a partir da definição de uma unidade funcional comum.

Considerando a importância de avaliar os impactos ambientais diretos e indiretos do pescado, ao longo de sua vida útil, este trabalho realiza uma revisão sistemática de estudos de ACV de produtos oriundos do pescado. Essa revisão busca identificar para quais produtos oriundos do pescado foram realizados estudos sobre seu desempenho ambiental, os principais aspectos e impactos ambientais, além de medidas mitigadoras propostas para os processos relacionados ao ciclo de vida desses produtos.

### Metodologia

Nessa revisão foi realizada uma análise sistemática e bibliométrica da literatura para

identificar e avaliar estudos ACV de produtos oriundos do pescado. Buscou-se responder as seguintes perguntas: Quais os estudos de ACV de produtos oriundos do pescado? Qual a unidade funcional (UF) e métodos de avaliação de impacto ambiental empregados nesses trabalhos? Quais aspectos e impactos ambientais foram encontrados nos artigos selecionados para a revisão. Quais medidas mitigadoras foram sugeridas?

Realizou-se pesquisa de artigos científicos nas bases de dados Web of Science, Scopus e SpringerLink. As pesquisas foram realizadas com as seguintes palavras-chave em um processo iterativo, como: “Life Cycle Assessment (LCA) e collagen”, “tilapia e collagen”, “environmental impacts e LCA e tilapia”, “fish waste e environmental impacts” e “biopolymers e LCA”.

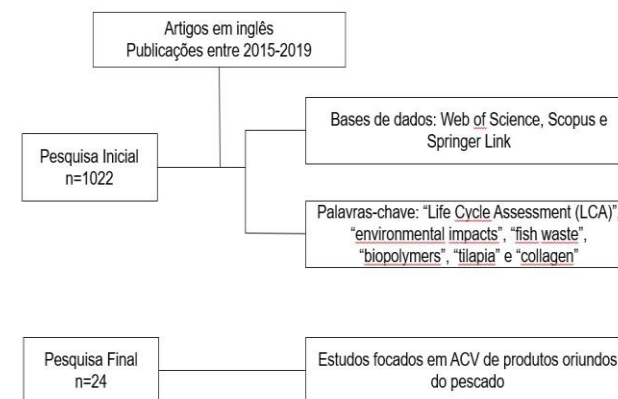
Na busca inicial, foram identificados 1022 estudos considerando as diversas palavras-chave para a revisão sistemática (Figura 1). Foram então aplicados os seguintes critérios de inclusão para triagem dos artigos: somente artigos em inglês, publicação entre 2015–2019 e artigos aplicavam a ACV (todos os tipos de ACV de produtos derivados da aquicultura). Esse filtro resultou na seleção de 24 artigos.

A figura 2 apresenta divisão dos artigos selecionados de acordo com a disposição nas três bases de dados selecionadas.

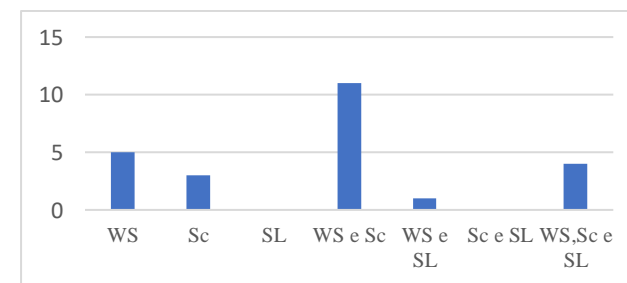
A etapa de qualificação dos artigos foi iniciada com a leitura dos 24 artigos selecionados. Nessa etapa foi criada uma base de dados em planilha

eletrônica contendo os autores, objetivo/função, unidade funcional, fronteira do sistema, categorias de impacto ambiental, métodos utilizados, impactos ambientais identificados, medidas mitigadoras sugeridas.

**Figura 1: Metodologia da Revisão Sistemática**



**Figura 2: Disposição dos artigos nas bases de dados selecionadas**



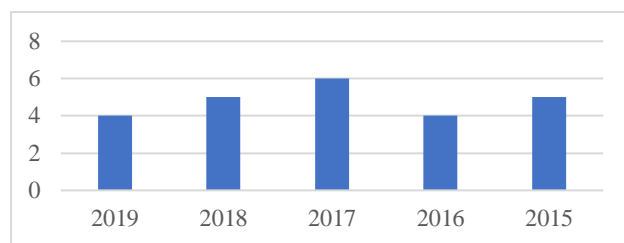
Legenda: WS (Web of Science), Sc (Scopus) e SL (Springer Link).

### Resultados e Discussão

Poucos estudos de ACV foram realizados para produtos derivados da aquicultura (Figura 3). Percebe-se que a abordagem de ACV em estudos

na piscicultura com foco na avaliação dos impactos ambientais nos produtos, processos ou tecnologias se manteve estável. O ano de 2017 apresentou o maior número de publicações.

**Figura 3: Evolução histórica das publicações sobre ACVs em produtos, processos e tecnologias no setor da piscicultura.**



É importante destacar que 55% dos artigos abordam ACVs em processos de produção aquícola, principalmente de espécies de tilápia e camarão. Somente 11 dos 24 estudos analisados apresentaram ACVs de produtos originários da indústria do pescado como filé de *pangasius*, enlatado de anchovas, vísceras de salmão e coprodutos (gelatina, farinha de peixe, óleo de peixe e quitosana).

Na maioria dos artigos, notou-se que as unidades funcionais utilizadas nos estudos eram comuns quando se tratava de processos de produção na aquicultura: tonelada e quilogramas de animal vivo (Tabela 1). Já nos trabalhos de produtos derivados dos pescados, as UFs variaram de acordo com os produtos ou coprodutos: tonelada (produção de pescado vivo e resíduos de vísceras), quilogramas (produção de pescado vivo e beneficiamento de subprodutos), grama

(beneficiamento de subprodutos) e metro quadrado (beneficiamento de subprodutos).

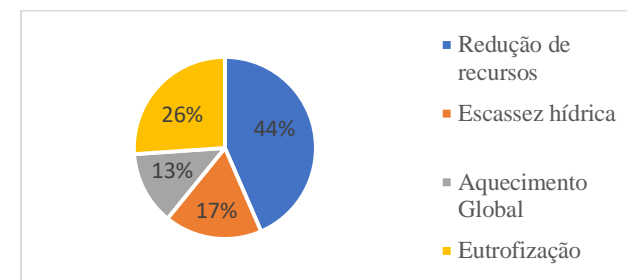
Em relação as fronteiras do sistema, a maioria dos trabalhos (20) usou a fronteira “berço ao portão” com a avaliação ambiental encerrando-se nas fazendas de criação ou na indústria do pescado. Dois artigos analisando experimentos com reaproveitamento de resíduos de peixe usaram a fronteira “portão ao portão”. Somente dois estudos avaliaram o sistema até a destinação final (limites do “berço ao túmulo”), Etxabide *et al.* (2016) avaliou a produção de gelatina a partir do resíduo de peixe e Lopes *et al.* (2015) analisou cenários para disposição final de resíduos da indústria do pescado, um cenário com valorização do resíduo para a fabricação de ração e três cenários de destinação final do resíduo (compostagem, incineração e aterro).

Os principais impactos ambientais identificados nos artigos que avaliaram a atividade de pesca e produção aquícola foram redução de recursos naturais abióticos, eutrofização, escassez hídrica e aquecimento global (Figura 4). Os principais métodos empregados para avaliação desses impactos foram IPCC (2006 e 2013), IMPACT 2002 e CMLCA v5.2.

A redução de recursos naturais abióticos ocorreu devido ao grande consumo de energia e combustíveis fósseis (McGrath *et al.*, 2015). A eutrofização foi causada por nutrientes e matéria orgânica oriundas de restos de ração não digerida (Abdou *et al.*, 2017; Gracia *et al.*, 2019). A escassez hídrica ocorreu devido ao gasto de água nos sistemas de produção (Henriksson *et*

*al.*,2018). Abdou *et al.* (2017), notou que a produção de ração é o fator mais impactante na categoria de aquecimento global.

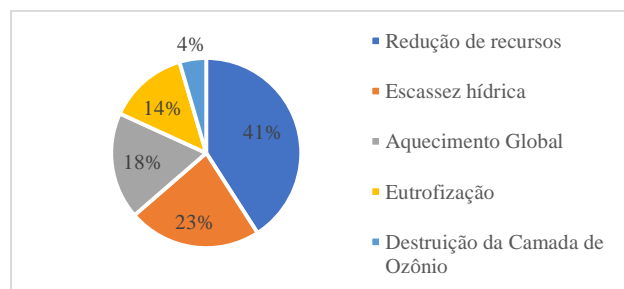
**Figura 4: Principais Impactos Ambientais nas atividades de pesca e produção aquícola.**



Com relação as medidas mitigadoras apontadas para redução de impactos na produção aquícola, Yacout *et al.* (2016) notou que o consumo de energia e a produção de ração foram os principais processos que afetaram o desempenho ambiental das categorias de acidificação e potencial de aquecimento global. Esses autores sugeriram que a redução desses impactos poderia ser minimizada reformulando receitas de ração para peixe, utilizando ingredientes com menor impacto para o meio ambiente.

Os principais impactos ambientais identificados nos artigos que avaliaram o processamento do pescado foram redução de recursos abióticos, escassez hídrica, aquecimento global, eutrofização e destruição da camada de ozônio (Figura 5). Esses impactos foram avaliados utilizando-se os métodos IPCC (2006, 2007 e 2008), IMPACT 2002, mid-point CML2001, Recipe midpoint EPE 2015, Recipe v1.07 e USE tox.

Figura 5: Principais Impactos Ambientais no processamento do pescado.



O grande consumo de energia usada no processamento e varejo foi o principal aspecto

ambiental para a redução de recursos abióticos (Denham et al., 2016). Nhu *et al.* (2015) identificou que o consumo de água (principalmente na filetagem e congelamento) e uso de eletricidade (no congelamento, abastecimento de água, tratamento de águas residuais) são as causas principais no aumento dos impactos em produtos derivados da pesca. Na extração de quitina e quitosana de cascas de camarão e caranguejo realizada por Ivan *et al.* (2018), os principais impactos ambientais notados foram a escassez hídrica (devido ao grande uso de água nas etapas de processos de

extração) e aquecimento global (produção de calor a base de carvão).

Richard *et al.* (2018) notou que impactos no potencial de depleção de ozônio ocorreu devido ao uso de gás refrigerante no processamento do pescado.

O desenvolvimento de produtos (como biogás, fertilizantes e hidrolisados) a partir dos resíduos do processamento é apontado como medida para reduzir os impactos na cadeia.

Tabela 1: Estudos de ACV na Cadeia de pescado

Referências	Objetivo/Função	Unidade Funcional	Fronteiras do Sistema	Categoria de Impacto	Métodos Utilizados
Biermann <i>et al.</i> , 2019	Comparar dois sistemas de produção usando ACV (aquicultura extensiva e semi-intensiva)	1kg de peso vivo	“berço ao portão”	1,2,3,4,5,6,7,8,9,10,11,12,13,14,15	-
Chen <i>et al.</i> , 2019	Avaliar o desempenho ambiental de dois sistemas de criação de camarão (semi-intensivo e intensivo)	1t de camarão vivo; 1t de camarão descascado e congelado	“berço ao portão”	9,16,17,18,19	Método 2000 (versão 2.04); Eco-indicator 95; IMPACT 2002+;
Garcia <i>et al.</i> , 2019	Avaliar os possíveis impactos ambientais na produção de robalo	1 kg de robalo; 1 ton de robalo vivo	“berço ao portão”	2,9,18,19,20,21,22,23,24,25,26	-
Marin <i>et al.</i> , 2019	Quantificar o uso de recursos da produção da aquicultura na china.	1 ton de peso vivo	“berço ao portão”	6,21,28,44	-
Henriksson <i>et al.</i> , 2018	Avaliar consequências ambientais associados a intensificação de piscicultura	1 ton de peso vivo	“Berço ao portão”	9,15,18,19,23,27	IPCC(2006)
Laso <i>et al.</i> , 2018	Apresentar metodologia para avaliar o valor ambiental e econômico na tomada de decisão em diferentes cenários dentro do setor de conservas	1kg de anchovas	“berço ao portão”	1,2,5,6,8,12,22,23,24,25,36,38,39,40,41,42,43	IPCC (2011)
Ivan <i>et al.</i> , 2018	Avaliar duas cadeias de suprimentos diferentes de quitosana seus principais pontos quentes	1kg de quitosana	“berço ao portão”	1,9,13,27,28	Ekvall e Weidema (2004) e Weidema et al. (2009);
Richard <i>et al.</i> , 2018	Comparar as contribuições dos impactos ambientais da produção de salmão	1 ton de evisceração de salmão	“berço ao portão”	2,9,18,19,26,27,28	IPCC (2006);
Monteiro <i>et al.</i> , 2018	Avaliar o desempenho ambiental dos métodos de extração visando a recuperação de lipídios ricos em u3	1 kg de lipídios produzido	“berço ao portão”	1,7,31	IMPACT 2002;
Abdou <i>et al.</i> , 2017	Estimar os impactos ambientais da criação de robalo e dourada em uma fazenda de aquicultura marinha	1 ton de peixe vivo	“berço ao portão”	9,17,18,19,27,29	-

Henriksson <i>et al.</i> , 2017	Avaliar as consequências ambientais, sociais e econômicas dos diferentes cenários alternativos projetados por Tran et al. (2017)	1 ton de peixe vivo	“berço ao portão”	9,17,18,19,27	IPCC, 2013;
Henriksson <i>et al.</i> , 2017.2	Comparar os benefícios ambientais da tilápia usando ACV	1 ton de tilápia viva	“berço ao portão”	9,18,19,27,30	CMLCA v5.2;
Medeiros <i>et al.</i> , 2017	Comparar o desempenho ambiental da monocultura e policultura de <i>C. macropomum</i> e <i>M. amazonicum</i> , na aquicultura de multiespécies.	1 kg de biomassa animal	“berço ao portão”	1,9,17,19,27,28	Método 3.02 (Guinee et al., 2002)
SNhu <i>et al.</i> , 2017	Avaliar condições ambientais do desempenho de Pangasius em fazendas certificadas e não certificadas usando ACV	1 ton de peso vivo	“portão a portão”	9,12,15,18,27	Método CEENE; RECIPE midpoint (M) v.1.1.12.
Sampaio <i>et al.</i> , 2017	Avaliar os impactos ambientais de dois métodos de extração em escala laboratorial.	1 g de gelatina	“portão ao portão”	1,2,3,4,5,6,12,15,26,36,37	ReCiPe Midpoint; EPE 2015
Denham <i>et al.</i> , 2016	Avaliar as emissões de gases de efeito estufa de uma cadeia de suprimentos de peixe na Austrália	1 ton de peixe processado vendido	“berço ao portão”	Mudanças climáticas	IPCC 2007
Laso <i>et al.</i> , 2016	Determinar melhores técnicas disponíveis de um produto e não de um processo	1 lata de produto	“berço ao portão”	Aquecimento global	IPCC 2008;
Etxabide <i>et al.</i> , 2016	Analisar os impactos ambientais no processo de fabricação de filmes de gelatina a partir de resíduos de peixe	1m <sup>2</sup> de filme produzido	“berço ao tumulto”	1,2,6,9,13,19,21,32,33,34	-.
Dalia <i>et al.</i> , 2016	Identificar, analisar e quantificar os impactos ambientais causados durante a produção de tilápia em diferentes sistemas de produção	1 ton de peso vivo	“berço ao portão”	9,17,18,19	Pelletier e Tyedmers (2010) e Van der Velden et al. (2014) – (DAE);
Henriksson <i>et al.</i> , 2015	Avaliar os impactos mais comuns em mercadorias da aquicultura asiática	1 ton de produto congelado	“berço ao portão”	18,19,23	USEtox;
Lopes <i>et al.</i> , 2015	Comparar 4 cenários diferentes (valorização do resíduo, compostagem, incineração e aterro) para a gestão de resíduos de peixe	....	“berço ao tumulto”	9,18	-
McGrath <i>et al.</i> , 2015	Avaliar ambientalmente uma tecnologia na criação de salmão	1 ton de salmão vivo	“berço ao portão”	9,12,16,17,18	-
Nhu <i>et al.</i> , 2015	Analisar o consumo de recursos na produção de pangasius	1 ton de file embalado	“Berço ao portão”	21,27,28	CEENE v.2;
Angel <i>et al.</i> , 2015	Avaliar os impactos ambientais do processamento de atum industrial equatorial	1 ton de atum	“berço ao portão”	1,5,12,14,17,24,26	ReCiPe v1.07;

1. Mudanças climáticas;2.Depleção de ozônio;3.Câncer de toxicidade humana;4.Doenças não relacionadas ao câncer;5.Material particulado;6.Radiação ionizante;7.Saúde humana;8.Formação fotoquímica de ozônio;9.Acidificação;10.Eutrofização terrestre;11.Eutrofização de água doce;12.Eutrofização marinha e de água doce;13.Ecotoxicidade;14.Depleção de recursos fósseis e minerais;15.Esgotamento de recursos hídricos;16.Uso de recursos bióticos;17.Uso cumulativo de energia;18.Aquecimento global;19.Eutrofização;20.Depleção abiótica;21.Combustíveis fósseis;22.Toxicidade humana;23.Ecotoxicidade aquática em água doce;24.Ecotoxicidade aquática marinha;25.Ecotoxicidade terrestre;26.Oxidação fotoquímica;27.Uso da terra;28.Uso da água;29.Uso do mar;30.Pegada Hídrica;31.Qualidade do Ecossistema;32.Agentes cancerígenos;33.Respiratórios orgânicos;34.Respiratórios inorgânicos;35.Acidificação terrestre;36.Depleção de metais;37.Ecotoxicidade aquática;38.Depleção aquática;39.Depleção fóssil;40.Toxicidade Humana;41.Ocupação urbana da terra;42.Ocupação agricultura da terra;43.Transformação natural da terra;44.Biomassa.

## Conclusões

Conclui-se que existem poucos estudos de ACV sobre produção e produtos aquícolas, mas a quantidade encontrada de artigos é semelhante para os tipos estudado na revisão (produção e produtos oriundos da aquicultura).

A comparação de resultados de diferentes estudos de ACV é um desafio, devido as diferenças nos métodos de avaliação de impactos, e na definição do sistema de estudo.

Os resultados desta revisão mostram que na maioria dos estudos relacionados a produção aquícola e pesca, o manejo alimentar é um dos principais contribuintes para a maioria dos impactos (redução de recursos e eutrofização). Já no processamento do pescado, destaca-se o consumo de energia utilizada para processamento e congelamento dos produtos (intensificando o impacto de redução de recursos) e elevado consumo de água nas etapas de processamento do pescado (escassez hídrica).

Por fim, é necessário o aprofundamento de estudos de ACV avaliando outras categorias de impactos ambientais relacionadas a produção aquícola e processamento de pescado, como mudança no uso da terra, toxicidade humana, ecotoxicidade aquática, e depleção de recursos bióticos.

## Referências bibliográficas

ABDOU, Khaled et al. Environmental assessment of seabass (*Dicentrarchus labrax*) and seabream (*Sparus aurata*) farming from a life cycle perspective: A case study of a Tunisian aquaculture farm. (2017) <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquaculture.2017.01.019>.

AVADÍ, Angel et al. Life cycle assessment of Ecuadorian processed tuna. (2015) <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-015-0943-2>.

BIERMANN, Gesa; GEIST, Juergen. Life cycle assessment of common carp (*Cyprinus carpio* L.) – A comparison of the environmental impacts of conventional and organic carp aquaculture in Germany. (2019) <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquaculture.2018.10.019>.

CAO, Ling et al. Life Cycle Assessment of Chinese Shrimp Farming Systems Targeted for Export and Domestic Sales. (2011) <http://dx.doi.org/10.1021/es104058z>.

DENHAM, Felicity C. et al. Greenhouse gas emissions from a Western Australian finfish supply chain. (2016) <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.11.080>.

ETXABIDE, Alaitz et al. Sustainable Fish Gelatin Films: from Food Processing Waste to Compost. (2016) <http://dx.doi.org/10.1021/acssuschemeng.6b00750>.

GARCÍA, Benjamín García et al. Life Cycle Assessment of Seabass (*Dicentrarchus labrax*) Produced in Offshore Fish Farms: Variability and Multiple Regression Analysis. (2019) <http://dx.doi.org/10.3390/su11133523>.

HENRIKSSON, Patrik J. G. et al. Comparison of Asian Aquaculture Products by Use of Statistically Supported Life Cycle Assessment. (2015) <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.5b04634>.

HENRIKSSON, Patrik J.g. et al. Benchmarking the environmental performance of best management practice and genetic improvements in Egyptian aquaculture using life cycle assessment. (2017) <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquaculture.2016.09.051>.

HENRIKSSON, Patrik John Gustav et al. Indonesian aquaculture futures – Evaluating environmental and socioeconomic potentials and limitations. (2017b) <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.06.133>.

HENRIKSSON, Patrik John Gustav et al. Measuring the potential for sustainable intensification of aquaculture in Bangladesh using life cycle assessment. (2018) <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1716530115>.

LASO, J. et al. Finding the best available techniques for an environmental sustainable waste management in the fish canned industry. (2016) <http://dx.doi.org/10.3303/CET1652065>.

LASO, Jara et al. Finding an economic and environmental balance in value chains based on circular economy thinking: An eco-efficiency methodology applied to the fish canning industry. (2018) <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.02.004>.

LOPES, Carla et al. Valorisation of fish by-products against waste management treatments – Comparison of environmental impacts. (2015) <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2015.08.017>.

MARÍN, Tomás et al. Resource Use in Mariculture: A Case Study in Southeastern China. (2019) <http://dx.doi.org/10.3390/su11051396>.

MCGRATH, Keegan P.; PELLETIER, Nathan L.; TYEDMERS, Peter H.. Life Cycle Assessment of a Novel Closed-Containment Salmon Aquaculture Technology. (2015) <http://dx.doi.org/10.1021/es5051138>.

MEDEIROS, Mateus V.; AUBIN, Joël; CAMARGO, Antonio F.m.. Life cycle assessment of fish and prawn production: Comparison of monoculture and polyculture freshwater systems in Brazil. (2017) <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.04.059>.

MONTEIRO, Ana et al. Liquid by-products from fish canning industry as sustainable sources of  $\omega$ 3 lipids. (2018) <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.04.102>.

MUÑOZ, Ivan et al. Life cycle assessment of chitosan production in India and Europe. (2017) <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-017-1290-2>.

NEWTON, Richard W.; LITTLE, David C.. Mapping the impacts of farmed Scottish salmon from a life cycle perspective. (2017) <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-017-1386-8>.

NHU, Trang Thuy et al. Resource consumption assessment of Pangasius fillet products from Vietnamese aquaculture to European retailers. (2015) <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.03.030>.

NHU, Trang T. et al. Environmental impact of non-certified versus certified (ASC) intensive Pangasius aquaculture in Vietnam, a comparison based on a statistically supported LCA. (2016) <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.10.006>.

PAREDES, María; PADILLA-RIVERA, Alejandro; GÜERECA, Leonor. Life Cycle Assessment of Ocean Energy Technologies: A Systematic Review. (2019) <http://dx.doi.org/10.3390/jmse7090322>.

SAMPAIO, Ana Paula C. et al. Life cycle assessment from early development stages: the case of gelatin extracted from tilapia residues. (2016) <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-016-1179-5>.

YACOUT, Dalia M. M.; SOLIMAN, Naglaa F.; YACOUT, M. M.. Comparative life cycle assessment (LCA) of Tilapia in two production systems: semi-intensive and intensive. (2016) <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-016-1061-5>.

## ***Avaliação do ciclo de vida do processamento de coprodutos da indústria de laranja***

Jessyka Silva da Costa <sup>1</sup>

Camila Daniele Willers <sup>2</sup>

Henrique L. Maranduba <sup>3</sup>

José Adolfo de Almeida Neto <sup>3</sup>

Luciano Brito Rodrigues <sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia - UESB, Rodovia BR 415, km 03, Itapetinga – BA, 45700-000, Brasil

<sup>2</sup>Instituto Federal da Bahia – IFBA

<sup>3</sup>Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC

rodrigueslb@uesb.edu.br

### **Resumo**

*Esse trabalho avaliou os potenciais impactos ambientais do aproveitamento dos coprodutos provenientes do processamento da laranja (óleo essencial e pectina). Uma Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) atribucional foi realizada de acordo com as normas NBR ISO 14040 e NBR ISO 14044. A fronteira do sistema utilizou uma abordagem do berço ao portão (cradle-to-gate), considerando como unidade funcional de 1 kg de pectina. Foram consideradas nove categorias de impacto do método ReCiPe Midpoint (H) v.1.02., e o software SimaPro® versão 8.5.2.0 foi utilizado como ferramenta de apoio. Os resultados da avaliação de impacto indicaram os principais hotspots do processo, com maior destaque na produção da pectina (produto principal), em que o fluxo de energia, associado às emissões de CO<sub>2</sub>, ao uso de ácido clorídrico e ao consumo de água, foram os principais contribuintes. Em termos de unidade de processo, as operações de hidrólise ácida, lavagem e precipitação foram as mais impactantes nas categorias avaliadas, com predominância da hidrólise. Foi possível*

*demonstrar os efeitos dos parâmetros de processamento na extração de óleo essencial e pectina em termos de fluxos relevantes de massa, energia e impactos ambientais para cada produto, enfatizando os desafios e pontos a serem melhorados nas etapas de processamento envolvidas: consumo de energia e água, uso de ácidos, resíduos gerados, tempo de processamento e fonte de combustível utilizado na caldeira. Assim, a abordagem pode auxiliar a superar os desafios na avaliação da sustentabilidade no setor da indústria cítrica, além de se alinhar aos princípios da Economia Circular, uma vez que contribui para o aproveitamento de produtos pela sua integração em outras linhas de processo.*

**Palavras-chaves:** Indústria de Alimentos, Gestão ambiental, óleo essencial, pectina, economia circular.

### **Introdução**

A indústria de processamento da laranja produz cerca de dez milhões de toneladas de resíduos (bagaço/cascas) por ano. A gestão inadequada de resíduos industriais é apontada como a causa de muitos problemas ambientais. Em relação aos resíduos da indústria de processamento de laranja, as técnicas tradicionais de manuseio não são consideradas economicamente viáveis (ex., compostagem e alimentação animal) ou são desencorajadas pela política pública (aterro sanitário). Como alternativa a essas iniciativas, outras destinadas a recuperar energia e recursos estão recebendo cada vez mais atenção (NEGRO *et al.*, 2017).

A casca de laranja é um resíduo quimicamente complexo e altamente biodegradável, que contém uma variedade de compostos valiosos, incluindo açúcares fermentáveis, polímeros de

carboidratos, flavonóides, polifenóis, pectinas e óleos essenciais, proporcionando uma oportunidade para a valorização de coprodutos com alto valor agregado (PUTNIK *et al.*, 2017; GARCIA *et al.*, 2016).

Os óleos essenciais são substâncias fitoquímicas fornecedoras de atividades antioxidantes e antimicrobianas naturais, atuando sobre bactérias e fungos, além de diversas outras atividades que favorecem seu uso diversificado como, aromatizantes e flavorizantes (PUTNIK *et al.*, 2017). A pectina é um polissacarídeo bastante utilizado como agente gelificante (principalmente na produção de geleia), modificador de viscosidade, espessantes, e que, mais atualmente vem sendo utilizado como substituto de açúcar e gordura, além de aplicações na formulação de medicamentos na indústria farmacêutica (SRIVASTAVA e MALVIYA, 2011; GARCIA-GARCIA *et al.*, 2019).

A crescente demanda mundial por água, alimentos e fibras, impulsionada pelo aumento da população nos países em desenvolvimento e pelos novos padrões de consumo, pressiona a agricultura um uso mais controlado dos recursos naturais. Essa condição consolida-se como indutora para que as organizações públicas e privadas desenvolvam novos processos, métodos, sistemas e produtos que além segurança do alimento e da saúde dos consumidores, resultem na redução de impactos ambientais (GARNETT, 2011; TALENKAR *et al.*, 2018).

Neste cenário, a identificação do conjunto de etapas necessárias para que um produto cumpra sua função, contando com aquisição de recursos naturais aplicados em sua produção podem afetar as estimativas de impactos ambientais adversos de um sistema de produto. Partindo deste contexto, faz-se necessário caracterizar o sistema de produto e obter informações sobre as unidades de processos incluídas no sistema, o uso de matérias primas, insumos, recursos, resíduos gerados, entre outros, para identificação de soluções sustentáveis nos setores agroindustriais.

Portanto, para melhorar o desempenho ambiental desse setor, é imprescindível a avaliação do desempenho atual e a identificação de pontos de críticos do processo. A avaliação do ciclo de vida (ACV) é uma das abordagens metodológicas que podem identificar e quantificar os impactos ambientais relacionados a um produto. A ACV vem sendo utilizada no apoio a tomada de decisão em relação à produção de alimentos e visando minimizar seus efeitos associados, englobando todas as etapas do ciclo de vida envolvidas: obtenção de matérias-primas, fabricação, transporte, uso e fim da vida útil (SOARES *et al.*, 2019).

Nesse contexto, o objetivo do trabalho foi avaliar os potenciais impactos ambientais associados ao processo integrado de aproveitamento dos coprodutos provenientes do processamento da laranja, do óleo essencial e da pectina.

## Material e métodos

Os dados da produção e caracterização da cadeia produtiva do óleo essencial e da pectina foram obtidos de fontes secundárias e os cálculos realizados através de balanços de massa, considerando fatores como a capacidade produtiva, matéria-prima, insumos, resíduos e rendimentos operacionais. Em termos de localização geográfica, foi considerada uma planta industrial no município de Rio Real situada no litoral Norte da Bahia, reconhecida como o maior polo produtivo de laranja do estado com área plantada de 21.000 ha.

No processamento, as frutas são descarregadas por caminhões na área de recepção, onde são lavadas e higienizadas para remoção dos resíduos na superfície e demais sujidades. As laranjas são direcionadas para o extrator tipo “*FMC Citrus Juice Extractor*”. Nesta operação três produtos intermediários são gerados: suco, emulsão água-óleo e bagaço. O óleo é descarregado dos extratores como uma emulsão com água, seguindo para as operações sequenciais consideradas no sistema, filtração, centrifugação (separação, clarificação e polimento) e armazenamento em câmara fria, sob temperatura de -10°C. O produto final obtido é comercializado como óleo prensado a frio (TETRA PAK, 2018).

As cascas obtidas após a extração do óleo essencial seguem para extração da pectina. O processo inicia-se em reator de batelada através da adição de um solvente aquecido em meio

ácido, com controle de pH, temperatura e tempo. A produção prossegue por seis operações unitárias depois da hidrólise: filtração, precipitação, lavagem, secagem, trituração, embalagem e armazenado em temperatura ambiente até a distribuição (ARANGO e MENDES, 2013).

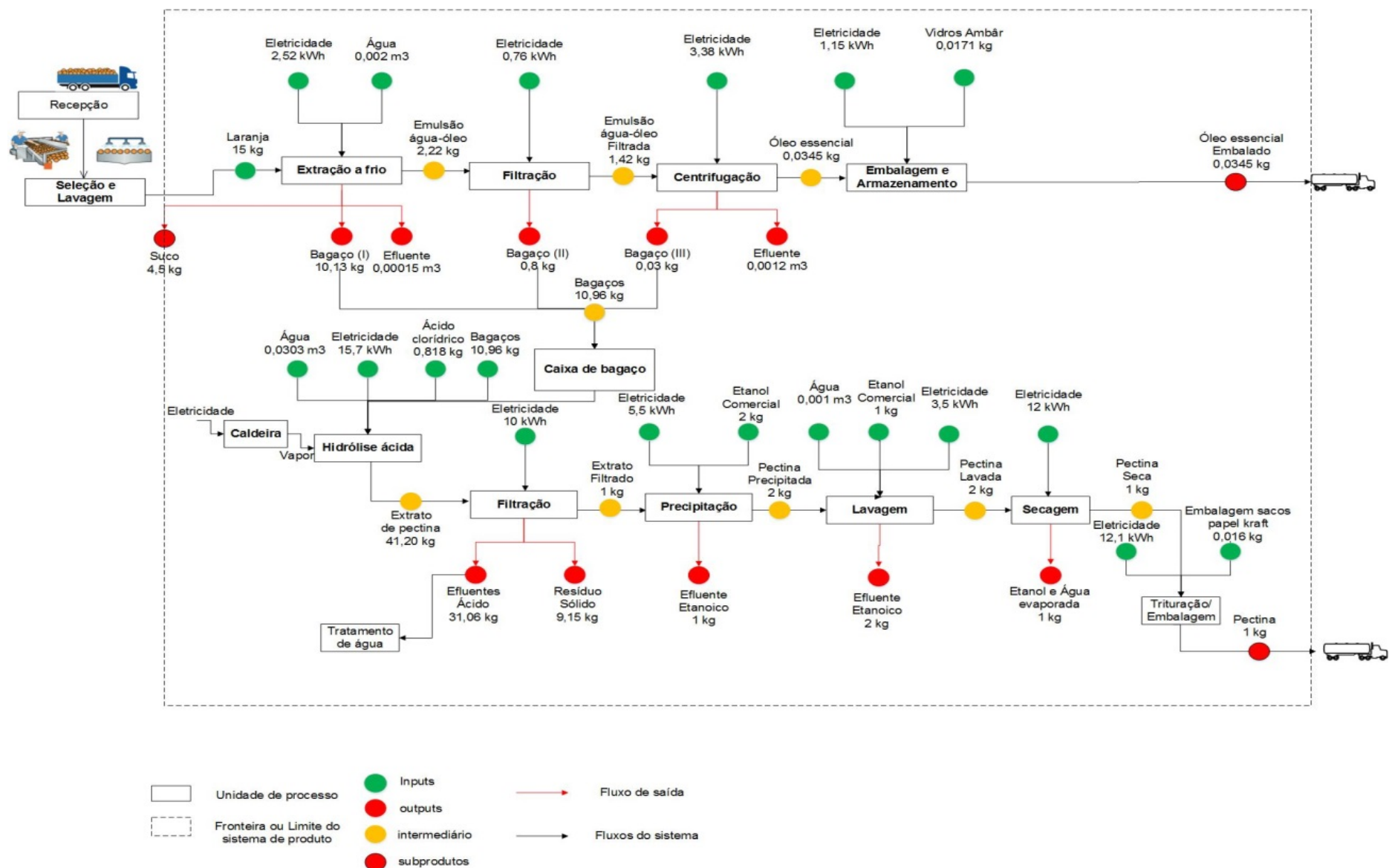
Este estudo baseou-se no método da Avaliação do Ciclo de Vida sistematizado pelas normas NBR ISO 14040:2009a e NBR ISO 14044:2009b (ABNT, 2009a, b). Foram respeitadas as quatro fases da estrutura das normas, a saber: definição do objetivo e escopo, análise de inventário, avaliação de impacto e interpretação. Assim, o objetivo da ACV foi avaliar os impactos ambientais na produção integrada da pectina a partir do resíduo do óleo essencial da casca da laranja.

Os dados de entrada e saída foram distribuídos proporcionalmente entre os coprodutos (processo multifuncional) por meio de alocação econômica. A escolha da alocação foi baseada no frequente uso deste procedimento em outros trabalhos de ACV de reaproveitamento de resíduos (BECCALI *et al.*, 2009; BECCALI *et al.*, 2010; POURBAFRANI *et al.*, 2013).

Dentro do escopo do estudo, a fronteira do sistema de produto foi definida como do berço a portão (*cradle-to-gate*) compreendendo desde o cultivo da matéria-prima até a obtenção do óleo essencial e da pectina (Figura 1).



Figura 1: Diagrama de fluxo do ciclo de vida dos produtos avaliados



As razões para o estudo surgiram da necessidade obter informações sobre as condições ambientais da indústria de processamento de laranja, para contribuir com a sustentabilidade ambiental no setor de alimentos. O público alvo da pesquisa são os produtores responsáveis pelo setor de processamento de laranja e a comunidade científica.

A função foi definida como, produzir pectina por meio do resíduo da produção do óleo essencial para aplicação na indústria alimentícia. A unidade funcional foi definida como 1 kg de pectina (produto principal), por apresentar maior valor representativo em termos de rendimento do processo estudado. O fluxo de referência adotado foi de 15 kg de laranjas processadas.

A modelagem do sistema e os cálculos dos impactos ambientais foram realizados com o uso do *software* SimaPro© versão 8.5.2.0 PhD, utilizando o banco de dados Ecoinvent v. 3 (PRÉ CONSULTANTS, 2017).

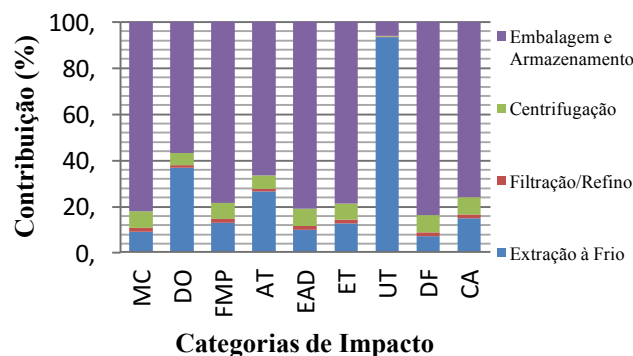
O método adotado para avaliação dos impactos, foi o *ReCiPe 2016 Midpoint (H) V1.02* que contempla dezoito categorias de impacto. O estudo considerou o uso de nove categorias: mudanças climáticas, depleção da camada de ozônio, formação do material particulado, acidificação terrestre, eutrofização de água doce, ecotoxicidade terrestre, uso da terra, depleção fóssil e consumo de água.

## Resultados e discussão

Os resultados foram obtidos através da análise individual de cada unidade de processo com objetivo de identificar os principais fluxos contribuintes para geração de impactos ambientais negativos. A avaliação de impacto indicou os principais *hotspots* do processo, com maior destaque na produção da pectina.

O óleo essencial apresentou menor potencial para a geração de impactos em oito das categorias avaliadas, com exceção do uso da terra (Figura 2).

**Figura 2: Contribuição relativa associada à fabricação do óleo essencial.**



MC: mudança climáticas; DO: depleção de ozônio; FMP: formação de material particulado; AT: acidificação terrestre; EAD: eutrofização de água doce; ET: ecotoxicidade terrestre; UT: uso da terra; DF: depleção fóssil; CA: consumo de água.

O perfil ambiental da produção de óleo essencial permite inferir que as unidades de

processos embalagem e armazenamento foram os principais contribuintes em oito de nove categorias avaliadas. As causas estão relacionadas ao uso da embalagem de vidro, devido à produção primária, ou seja, dos insumos utilizados na fabricação da embalagem de vidro, com destaque para o consumo de energia e o uso do carbonato de sódio. Já para o armazenamento, o consumo de energia proveniente do uso de câmara fria, é o principal fluxo contribuinte.

As demais contribuições envolveram a operação de extração a frio, por exemplo, na categoria de uso da terra. A área necessária para plantio de laranjas e a utilização de insumos agrícolas como fertilizantes nitrogenados, estabilidade do pomar, fertilizantes fosfatados, foram os principais fluxos contribuintes (UT, 83%), atribuídos ao processo de extração a frio.

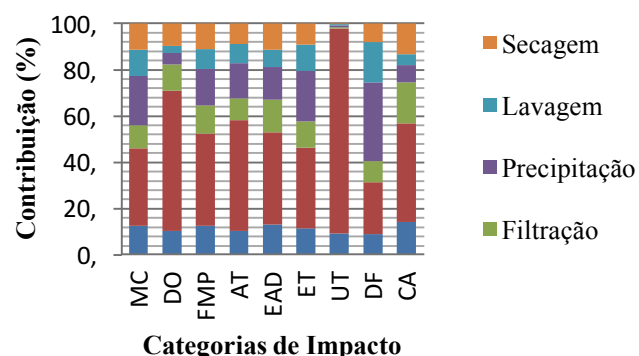
Outros estudos avaliando coprodutos à base de citros relatam que o óleo essencial apresenta melhor desempenho ambiental quando comparado a outros produtos, como por exemplo, o resíduo da casca desidratado. As maiores contribuições são de fato, pelo uso de fertilizantes oriundos da fase de cultivo da laranja e não ao seu processo de fabricação (BECALLI *et al.*, 2009; PEÑA *et al.*, 2015).

Na avaliação do desempenho ambiental da obtenção de pectina (Figura 3), as operações de hidrólise, lavagem e precipitação foram às operações que mais impactaram nas categorias avaliadas, sendo a unidade de processo de

hidrólise predominante na maioria das categorias.

A hidrólise ácida requer alto consumo de energia no processo, o que resulta em sua parcela de contribuição nas categorias de impacto, principalmente em mudanças climáticas e uso da terra. A categoria mudanças climáticas é avaliada em termos de emissão de CO<sub>2eq</sub>, gerando no cenário em questão contribuições para produção de emissões de gases causadores do efeito estufa. A segunda unidade de processo mais impactante nesta categoria foi a precipitação, o que pode ser justificado devido às emissões ocasionadas pelo uso do isopropanol utilizado nesta unidade operacional.

**Figura 3: Resultados da avaliação de impacto associado à fabricação da extração da pectina.**



MC: mudança climáticas; DO: depleção de ozônio; FMP: formação de material particulado; AT: acidificação terrestre; EAD: eutrofização de água doce; ET: ecotoxicidade terrestre; UT: uso da terra; DF: depleção fóssil; CA: consumo de água.

Para depleção de ozônio, a unidade de processo de hidrólise contribuiu com 60,8% dos impactos, maior parte decorrente do efeito direto da produção de energia (97%) e o restante representado pelo uso de ácido clorídrico. Em segundo lugar está a unidade de filtração (11,4%), onde a maior contribuição advém da estação de tratamento de água acoplada nesse processo. Isso ocorre porque o descarte do efluente gerado nesta unidade é considerado ponto crítico do processo de extração e um desafio comum encontrado nas indústrias.

Nas categorias de formação de material particulado, acidificação terrestre, eutrofização de água doce, ecotoxicidade terrestre, uso da terra e depleção de água, a hidrólise permaneceu sendo a etapa que mais contribuiu para as categorias de impacto. Porém, pode-se destacar contribuições menores para as unidades de processos precipitação e filtração.

A precipitação, por exemplo, mantém contribuições variando entre 5% a 30%, sendo mais expressiva na categoria de depleção fóssil, ocasionada pelo uso de propanol. Na categoria de consumo de água, a etapa filtração contribuiu com 17% dos impactos. Esse fato é atribuído ao efluente gerado no processo industrial. Nota-se também um percentual de contribuições na etapa de trituração e embalagem, em MC (12,3%), FMP (12,3%), EAD (12,8%) e CA (13,8%). Essas contribuições são atribuídas ao uso de papel kraft para produção da embalagem

da pectina, que utiliza madeira em seu processo primário.

Desse modo, pode-se observar que a maioria das contribuições nas nove categorias de impacto utilizadas para unidade de processo hidrólise ácida está relacionada ao consumo energético. Porém, o consumo de água e o uso de ácido clorídrico também podem ser identificados como pontos críticos do processo, visto que estes foram fluxos que também contribuíram nas categorias de impacto analisadas.

### Conclusão

O estudo ressalta as principais contribuições para os impactos ambientais dentro de cada etapa do processo produtivo na extração do óleo essencial e pectina.

Para desenvolver sistemas de produção de alto rendimento com o mínimo impacto ambiental, é necessário aplicar estratégias melhoria dos processos, como a minimização da produção de resíduos e otimização do uso de insumos internos de produção.

Nesse estudo, a mudança ou a redução do ácido clorídrico no processo convencional, por exemplo, pode apresentar um benefício ambiental imediato, pois também eliminaria o fluxo de resíduos ácidos subsequentes gerados quando a pectina é filtrada. Iniciativas que promovessem compensações no consumo de energia (ex. geração própria) e redução no consumo de água podem contribuir para a redução da carga ambiental do processo.

No geral, o trabalho demonstrou a avaliação da viabilidade ambiental de uma biorrefinaria cítrica, auxiliando nas possíveis tomadas de decisões para uma melhoria na produtividade dos sistemas de produção de alimentos.

### Agradecimentos

Os autores agradecem a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Capes (Código de Financiamento 001), Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq (313293/2014-7; 167546/2017-1; 424824/2016-7), a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia - Fapesb (PAM0017/2014) pelo apoio no desenvolvimento deste trabalho.

### Referências

- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas (2009a). NBR ISO 14040:2009 - Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura. Rio de Janeiro.
- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas (2009b). NBR ISO 14044:2009 - Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e Orientações. Rio de Janeiro.
- ARANGO, F.A.; MENDES, R.E.M. (2013). Propuesta de diseño del proceso productivo para la obtención de pectina a base de residuos cítricos en colombia, de acuerdo a las necesidades técnicas, comerciales y financieras requeridas. (Trabajo de grado en Ingeniería industrial), Facultad de Ingeniería. Bogotá d.C.
- BECCALI, M.; CELLURA, M.; IUDICELLO, M.; MISTRETTA, M. (2010). Life cycle assessment of Italian citrus-based products. Sensitivity analysis and improvement scenarios. *Journal of Environmental Management*, 91, 415-1428.
- BECCALI, M.; CELLURA, M.; IUDICELLO, M.; MISTRETTA, M. (2009). Resource Consumption and Environmental Impacts of the Agrofood Sector: Life Cycle Assessment of Italian Citrus-Based Products. *Journal of Environmental Management*, 43, 707-724.
- GARCIA, M.J.L.; D'AMATO, A.; ALFONSO, A.; RIGHETTI, P.G.; FASOL, E. (2016). Orange proteomic fingerprinting: From fruit to commercial juices. *Food Chemistry*, 196, 739-749.
- GARCIA-GARCIA, G.; RAHIMIFARD, S.; MATHARU, A.S.; DUGMORE, T.I.J. (2019). Life-Cycle Assessment of Microwave Assisted Pectin Extraction at Pilot-scale. *ACS Sustainable Chem. Eng.*, 7(5), 5167-5175.
- GARNETT, T. (2011). Where are the best opportunities for reducing greenhouse gas emissions in the food system (including the food chain)? *Food Policy*, V36, S23-S32.
- NEGRO, V.; RUGGERI, B.; FINO, D.; TONINI, D. (2017). Life cycle assessment of orange peel waste management. *Resources, Conservation & Recycling*, 127, 148–158.
- PUTNIK, P.; BURSAĆ KOVAČEVIĆ, D.; REŽEK JAMBRAK, A.; BARBA, F.J.; CRAVOTTO, G.; BINELLO, A.; LORENZO, J.M.; SHPIGELMAN, A. (2017). Innovative "Green" and Novel Strategies for the Extraction of Bioactive Added Value Compounds from Citrus Wastes-A Review. *Molecules*, 22(5), 680.
- SOARES, B.B.; ALVES, E.C.; MARANDUBA, H.L.; SILVA, DA F.F.; FERNANDES, S.A.A.; ALMEIDA NETO, J.A.; RODRIGUES, L.B. (2019). Effect of handling and feeding strategies in the environmental performance of buffalo milk in Northeastern Brazil. *Int J Life Cycle Assess.*, 24, 1129–1138.
- SRIVASTAVA, P.; MALVIYA, R. (2011). Sources of pectin, extraction and its applications in pharmaceutical industry – an overview. *J. Nat. Prod. Resour.*, 2, 10-18.
- TALENKAR, S.; PATTI, A.F.; VIJAYRAGHAVAN, R.; ARORA A. (2018). An integrated green biorefinery approach towards simultaneous recovery of pectin and polyphenols coupled with bioethanol production from waste pomegranate peels. *Bioresour. Technol.*, 266, 322–334.
- TETRA PAK PROCESSING SYSTEMS AB. *The Orange Book*. 2018. [E-Book].

## Projeto de Inventário do Ciclo de Vida de bioprodutos associados ao biodiesel da palma africana "*Elaeis guineensis*"

José Adolfo de Almeida Neto<sup>5</sup>  
 Anna Leticia Montenegro Turtelli Pighinelli<sup>4</sup>  
 Diogo Aparecido Lopes da Silva<sup>1</sup>  
 Donato Alexandre Gomes Aranda<sup>2</sup>  
 Henrique Leonardo Maranduba<sup>5,6</sup>  
 Itana de Oliveira Lins<sup>5,7</sup>  
 Marília Ieda da Silveira Folegatti Matsuura<sup>4</sup>  
 Luciano Brito Rodrigues<sup>3</sup>  
 Rosenira Serpa da Cruz<sup>5</sup>

<sup>1</sup>Universidade Federal de São Carlos – UFSCar, São Carlos

<sup>2</sup>Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Rio de Janeiro

<sup>3</sup>Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia – UESB, Itapetinga

<sup>4</sup>Embrapa Meio Ambiente – Jaguariúna

<sup>5</sup>Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC, Ilhéus

<sup>6</sup>Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia – IFBA, Jequié

<sup>7</sup>Centro de Ensino Superior de Ilhéus – CESUPI, Ilhéus

jalmeida@uesc.br

### Resumo

*Biocombustíveis e biomateriais podem substituir uma gama de produtos de origem fóssil, com crescente participação na economia mundial, sendo o Brasil um dos principais players. Espera-se dos bioprodutos menor toxicidade e impacto sobre o clima, renovabilidade e potencial de produção descentralizada, contribuindo na implementação dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável da Agenda 2030 da ONU, principalmente nos temas de energias limpas, mudanças climáticas e produção e consumo responsáveis. Por outro lado, os bioprodutos podem apresentar indicadores desfavoráveis como a pegada hídrica e o uso da terra. Dentre os biocombustíveis, destacam-se os derivados de plantas oleaginosas, perenes e de elevada produtividade, como é o caso do dendezeiro ou palma africana (*Elaeis guineensis*), que possibilita unir desempenho ambiental e impactos sociais positivos. Apesar das potencialidades, o seu desempenho ambiental depende das condições edafoclimáticas, do manejo e tecnologias e*

*do aproveitamento dos coprodutos. Com base neste contexto, este trabalho objetiva produzir um conjunto de dados de inventários do biodiesel de palma e demais bioprodutos associados (biodiesel de óleo de palma, glicerina, óleo de palma, óleo e torta de palmiste), representativo das condições nacionais. É uma pesquisa aplicada, descritiva e quantitativa, com levantamento bibliográfico e documental e coleta de dados junto a empresas do setor, com base nas normas ISO 14040 e 14044 e no guia QualiData. Os conjuntos de dados dos bioprodutos estudados contribuem na ampliação do SICV Brasil e na melhoria da qualidade dos estudos de ACV. O intercâmbio de experiências entre a Universidade e o setor produtivo proporciona uma atuação sinérgica na melhoria do desempenho ambiental e da competitividade. O envolvimento de jovens pesquisadores contribui na formação de especialistas, ampliando o potencial de recursos humanos atuando na área de ACV no país, fortalece o trabalho em redes e possibilita um avanço e projeção internacional da produção acadêmica nacional. Do ponto de vista das políticas públicas, os conjuntos de dados gerados irão auxiliar na proposição de modelos de desenvolvimento mais sustentáveis, contribuindo para a projeção econômica no mercado internacional dos bioprodutos nacionais derivados da palma*

**Palavras-chaves:** Bioeconomia, Dendê, Banco de Dados, SICV Brasil, Avaliação do Ciclo de Vida

### 1. Introdução

Dentre as Políticas Científicas e Tecnológicas de médio prazo, destaca-se neste contexto, a Estratégia Nacional de Ciência, Tecnologia e Inovação (ENCTI) e especificamente o Plano de Ação em Bioeconomia (PACTI Bioeconomia) (2018-2022), que tem sintonia com o Acordo de

Paris (2015) e a Agenda 2030 da Organização das Nações Unidas (ONU).

Dentre as diretrizes gerais do PACTI Bioeconomia, fundamentadas nas premissas do desenvolvimento sustentável, encontra-se a busca de soluções ambientalmente corretas que considerem o ciclo de vida dos produtos e a economia circular (MCTIC, 2018).

Os conjuntos de dados do ciclo de vida do biodiesel, resultantes deste projeto, estão inseridos dentro de duas linhas temáticas do PACTI Bioeconomia, a Biomassa e o Processamento e biorefinarias, bem como, está diretamente relacionado ao PACTI de Energias renováveis.

A atual Política Nacional de Biocombustíveis, a RenovaBio, tem como objetivos: contribuir para o atendimento aos compromissos do País no âmbito do Acordo de Paris, com a adequada relação de eficiência energética e de redução de emissões de Gases do Efeito Estufa (GEE) na produção, na comercialização e no uso de biocombustíveis, incluindo mecanismos de avaliação de ciclo de vida, promovendo a adequada expansão da produção e do uso de biocombustíveis na matriz energética nacional, com ênfase na regularidade do abastecimento de combustíveis e contribuindo com previsibilidade para a participação competitiva dos diversos biocombustíveis no mercado nacional de combustíveis (EPE, 2017).

Num sentido mais amplo, visa atender necessidades latentes de nossa sociedade: valorização dos produtos nacionais, promoção do desenvolvimento e da inclusão social e econômica, fortalecimento da indústria, segurança energética com agregação de valor da biomassa brasileira e cuidado com o meio ambiente e a saúde da população.

Para o alcançar estas metas os principais meios são as metas anuais compulsórias de redução de emissões de GEE na matriz de combustíveis, o estabelecimento dos Créditos de Descarbonização (CBios) e a Certificação de Biocombustíveis (EPE, 2017). Diante deste cenário, a execução deste projeto busca contribuir com o inventário do biodiesel produzido no Brasil, essencial para a realização de estudos de ACV que fundamentam a implantação da RenovaBio (EPE, 2017)

A escolha do bioproduto biodiesel se deve ao reconhecimento da sua importância no contexto nacional e internacional. Em 2018, o Brasil produziu 5,3 bilhões de litros de biodiesel consolidando a posição de segundo produtor global, atrás apenas dos EUA (ANP, 2019).

Os combustíveis derivados do petróleo têm sido a principal fonte de energia desde o século 20. No entanto, previsões apontam escassez num futuro próximo, associadas a preocupações ambientais crescentes, conduzindo à busca de fontes alternativas de energia (KUSS et al., 2015). Nesse

sentido, a produção de biocombustíveis ganhou destaque como opção potencialmente atraente na solução de desafios da atualidade, como: o fornecimento confiável de combustível, os altos preços do petróleo e as mudanças climáticas. Os biocombustíveis possuem elevado conteúdo energético, potencial de aplicações e níveis relativos de emissão baixos em comparação com seus concorrentes de origem fóssil (BILDIRICI, 2017).

Nas regiões tropicais, como o caso das regiões Norte, Nordeste e Centro-oeste do Brasil, a produção de biomassa energética tem sido incentivada, pelas condições edafoclimáticas favoráveis à expansão de áreas de cultivo de determinadas espécies perenes, com elevado potencial de produção de óleo (COUTO et al., 2006).

Atualmente, cerca de 5% da produção mundial de cultivos alimentares (incluindo rações animais) está sendo utilizada na produção de biocombustíveis líquidos (REIJNDERS, 2019). Por este motivo, biocombustíveis convencionais, obtidos a partir de culturas anuais alimentares como milho, soja e girassol, têm sido criticados pela concorrência direta ou indireta com a produção de alimentos e rações animais. Assim, os biocombustíveis de segunda geração, derivados de material celulósico e plantas oleaginosas de elevada produtividade em óleo por área, como as microalgas e as palmáceas, são consideradas matérias-primas promissoras, com

reduzida pegada ambiental, alta eficiência energética e potenciais impactos sociais positivos, quando comparado com as concorrentes convencionais (ZIOLKOWSKA e SIMON, 2014).

O dendezeiro ou palma africana (*Elaeis guineensis*) é uma palmeira de cultivo permanente, originária da costa ocidental africana (Golfo da Guiné) com um ciclo de vida de 25 a 30 anos. Dentre todas as oleaginosas disponíveis para produção de biodiesel, a palma vem se destacando por ser a cultura que apresenta a maior produtividade por hectare e menor custo de de produção dentre as de cultivo terrestre (KUSS et al., 2015).

O óleo de palma, principal produto desta palmeira, tem como principais países produtores a Indonésia, Malásia, Nigéria, Tailândia e Colômbia, sendo a Indonésia o maior produtor mundial em 2018, ultrapassando 40 milhões de toneladas. O Brasil ocupa a 10<sup>a</sup> colocação, com 525 mil toneladas no mesmo ano (INDEX MUNDI, 2018).

O óleo de palma é transformado comercialmente em distintos produtos, de produtos alimentares, de higiene e limpeza ao biodiesel, movimentando bilhões de dólares em negociações globais, sendo um das oleaginosas mais eficientes em termos de utilização de recursos naturais, produtividade agrícola e comercialização (MAT YASIN et al., 2017).

Apesar das potencialidades apresentadas para a cultura da palma, os aspectos ambientais que estão diretamente atrelados ao seu manejo e todas as práticas desenvolvidas durante o ciclo produtivo da cultura, devem ser avaliados, bem como incluir na análise a utilização dos seus coprodutos.

De forma geral, são produzidos dois tipos de óleos da mesma fruta, o de palma da polpa ou mesocarpo, e o de palmiste, das sementes ou núcleo de casca dura dentro do mesocarpo, além de muitos outros coprodutos aproveitados no próprio processo produtivo, como os cachos vazios, as fibras do mesocarpo e a casca dura do palmiste. Os moinhos geram regularmente grandes quantidades de produtos do tipo fibra na forma de cachos de frutas vazios e fibras de mesocarpo de frutas, etc. Parte das fibras e da casca do palmiste são queimadas para geração de calor e, ou energia elétrica (BASIRON, 2007).

Com base neste contexto, este trabalho objetiva produzir um conjunto de dados de inventários do biodiesel de palma e demais bioprodutos associados (biodiesel de óleo de palma, glicerina, óleo de palma, óleo de palmiste e torta de palmiste), representativo das condições nacionais.

Esta proposta está, portanto, alinhada com os objetivos estabelecidos na Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável (ODS), com destaque para responder à mudança climática e

gestão sustentável dos recursos naturais do planeta (UN, 2016).

## 2. Materiais e Métodos

A metodologia proposta neste projeto está classificada como aplicada, exploratória, descritiva e explicativa e tem uma abordagem quantitativa e qualitativa do problema (LAKATOS e MARCONI, 1993).

Os procedimentos metodológicos foram: a pesquisa bibliográfica e documental, pesquisa de campo (coleta de dados), levantamentos e estudos de casos.

Iniciando com o aprofundamento da pesquisa bibliográfica e documental, visando atingir o estado da arte com relação ao processo produtivo e Inventário do Ciclo de Vida (ICV) do biodiesel de palma.

Paralelamente, as empresas envolvidas no sistema de produto foram identificadas, classificadas e selecionadas, considerando a região de abrangência. Em seguida foram estabelecidos contatos, por meio da UBRABIO e outras associações de produtores, com as empresas escolhidas para estabelecimento das parcerias, com a apresentação da proposta dos objetivos e a metodologia do projeto.

Os dados foram levantados com base em formulários e, ou visitas técnicas às empresas agrícolas e industriais, bem como, unidades

piloto e laboratoriais, incluindo entradas (insumos industriais, água, energia, etc.) e saídas (emissões, efluentes, resíduos, produtos e coprodutos).

Todas as informações levantadas, bem como, o nome das empresas e ou dos pesquisadores são mantidos em sigilo, para o qual é assinado um termo de compromisso entre as partes envolvidas, incluindo o compromisso de retorno dos resultados da pesquisa na forma de relatório técnico.

As metodologias empregadas fundamentam-se nos princípios da avaliação do ciclo de vida, definidos pelas normas ISO 14040: 2006 e ISO 14044: 2006 e nos requisitos estabelecidos no Guia QualiData e Manual do ILCD (IBICT, 2016; EU, 2014).

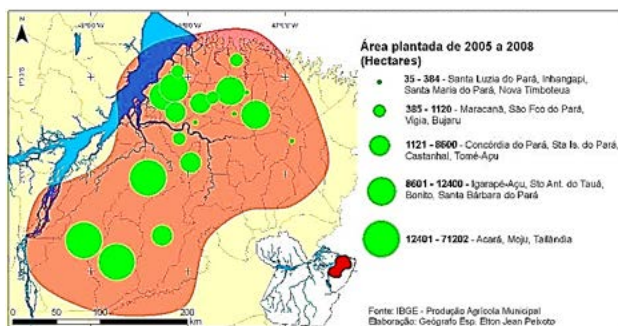
Os procedimentos para realizar uma ACV, previstos nas normas ISO 14040 e 14044 incluem, respectivamente: A estrutura geral, princípios e requisitos para condução do estudo. As etapas para a condução de estudos de ACV, estão divididas em quatro fases: definição do objetivo e escopo; construção do inventário (ICV); avaliação do impacto do ciclo de vida; e interpretação. Neste estudo, em função dos objetivos previamente definidos, serão consideradas as duas primeiras etapas, definição do objetivo e escopo e ICV.

## 3. Resultados Preliminares

### 3.1. Caracterização das principais áreas produtoras

O Brasil ocupa a 9º posição na produção de óleo de palma mundial sendo responsável por 395.000 t.a<sup>-1</sup>. O Pará é o maior produtor nacional de óleo de palma com uma área de 207.252 ha, sendo 40.000 ha em áreas de agricultores familiares (ABRAPALMA, 2017). Dez empresas de pequeno, médio e grande porte estão instaladas no estado, com atuação em 24 municípios, nas regiões Caeté, Capim, Guajará, Guamá, e principalmente na Tocantina (Figura 1).

Figura 1 – Polo de produção de palma no Pará



### 3.2. Descrição do sistema produtivo

A Figura 2 apresenta o fluxograma simplificado dos sistemas de produtos e coprodutos inventariados neste estudo, numa abordagem “berço ao portão”, i.e., extração/produção das matérias-primas até a produção do biodiesel e coprodutos.

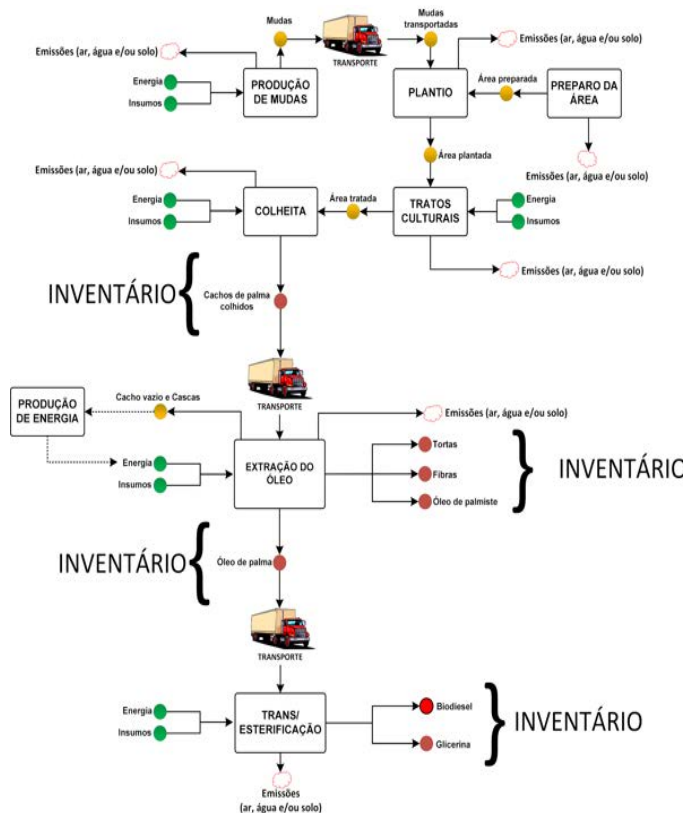


Figura 2 - Fluxograma do sistema de produto.

### 3.3. Inventário da produção do óleo de palma

Uma empresa representativa do setor foi visitada e por meio de entrevistas com gestores de cada unidade de processo foi preenchida uma planilha de coleta de dados, para cada unidade de processo indicada na Figura 2.

A planilha inclui informações quantitativas e

qualitativas dos fluxos elementares e intermediários, conforme ilustrado na Figura 3 para a unidade de processo <produção de mudas>.

Figura 3 – Planilha de coleta de dados utilizada na empresa visitada.

INFORMAÇÕES GERAIS SOBRE O PROCESSO (informações edafoclimáticas, metadados...)				
COBERTURA GEOGRÁFICA:	Empresa A, PA			Observações:
COBERTURA TEMPORAL:	Atual - a mais comum encontrada em operação média 2015-2019 (5 anos)			Observações:
ALOCAÇÃO:	ex - Não houve alocação			Observações:
ENTRADAS (uso de recursos naturais, matérias primas secundárias)				
1. Entradas de material e materiais auxiliares	Unidade	Quantidade	Normalizado	Origem do dado
Substrato / terraço	m <sup>3</sup>	4,72	0,0330	Estimado
Sementes pré-germinadas	unidade	167	1,1678	Medido
NPK 15-10-12 - 1,5Mg & 0,5B	kg	27,17	0,1900	Medido
Sacos de polietileno 30x30 cm 0,20 micras (0,0062m <sup>3</sup> )	unidade	163	1,1399	Medido
Herbicida glifosato	litro	0,0051	0,0000	Calculado
Adubo Foliar (UBYVERDE da UBYFOL)	kg	0,027	0,0002	Calculado
Gerador Pivô e Bombeamento	hm	0,821	0,0057	Calculado
Trator JD 5078 (2,6 Litros/HM)	hm	0,43	0,0030	Calculado
Pa-Carregadeira Case (9,0 Litros/HM)	hm	0,046	0,0003	Calculado
Diesel S-10	litro	6,57	0,0459	Medido
2. Consumo de Água	Unidade	Quantidade	Origem do dado	
Água de captação superficial	m <sup>3</sup>	58,7	Calculado	
3. Entradas de energia	Unidade	Quantidade	Origem do dado	
SAÍDAS (geração de resíduos e efluentes, emissões atmosféricas)				
4. Saídas de material (incluindo produtos)	Unidade	Quantidade	Tipo	
Mudas	unidade	143	1,0000	Produto final
Sacos de polietileno (30x30 cm) - 0,20 micras (0,0062m <sup>3</sup> )	unidade	20	0,1399	Resíduo (para
Sementes pré-germinadas - descartadas	unidade	4	0,0280	Resíduo (para
5. Emissões para o ar	Unidade	Quantidade	Origem do dado	
ex - Amônia (NH <sub>3</sub> )	ex - kg		ex - Medido	
6. Emissões para a água	Unidade	Quantidade	Origem do dado	
ex - Fósforo (P)	ex - kg		ex - Medido	
7. Emissões para o solo	Unidade	Quantidade	Origem do dado	
ex - Emissões para solo agrícola	ex - kg		ex - Medido	

Para lidar com a multifuncionalidade do sistema, será utilizado o método de alocação “mássico”; já para a alocação do fim de vida, será considerado o critério *cut-off*. O critério de corte para as unidades de processo e fluxos será o de “relevância ambiental”.

Após a realização da coleta dos dados primários, foram realizados os cálculos para a obtenção das emissões diretas da fase agrícola, referente à utilização de fertilizantes e herbicidas. Para isso, foi utilizado o estado da arte da literatura especializada e modelos matemáticos (MILÀ I



CANALS, 2003; NEMECEK et al., 2019).

**Figura 4** – Planilha com os cálculos das emissões diretas para o ar, água (subterrâneas e superficiais) e solo.

Emissões para o ar	Unidade	1 Muda	1 ha	Origem dos dados
Amônia	kg	7.91E-03	1.13E+00	Calculado
NOx	kg	3.42E-04	4.90E-02	Calculado
NO2	kg	9.37E-02	1.34E+01	Calculado
N2O	kg	0.00E+00	0.00E+00	Calculado
CO2, total	kg	9.74E-02	1.39E+01	Calculado
Emissões para águas subterrâneas	Unidade	1 Muda	1 ha	Origem dos dados
Nitrato lixiviado	kg	0.00E+00	0.00E+00	Calculado
Pgw	kg	0.00E+00	0.00E+00	Calculado
Emissões para águas superficiais	Unidade	1 Muda	1 ha	Origem dos dados
Pro	kg	0.00E+00	0.00E+00	Calculado
Per	kg	0.00E+00	0.00E+00	Calculado
Cd	kg	1.30E-08	1.86E-06	Calculado
Cu	kg	3.29E-08	4.71E-06	Calculado
Zn	kg	2.34E-07	3.35E-05	Calculado
Pb	kg	1.44E-07	2.06E-05	Calculado
Ni	kg	2.71E-08	3.87E-06	Calculado
Cr	kg	8.54E-08	1.22E-05	Calculado
Emissões para o solo	Unidade	1 Muda	1 ha	Origem dos dados
Amônia (NH3)	kg	9.30E-03	1.33E+00	Calculado
Cd	kg	1.30E-04	1.86E-02	Calculado
Cu	kg	3.29E-04	4.71E-02	Calculado
Zn	kg	2.34E-03	3.35E-01	Calculado
Pb	kg	1.44E-03	2.06E-01	Calculado
Ni	kg	2.71E-04	3.87E-02	Calculado
Cr	kg	8.54E-04	1.22E-01	Calculado

O principal resultado do projeto é a disponibilização de seis conjuntos de dados: (1) biodiesel de óleo de palma, glicerina, (2) óleo de palma, (3) óleo de palmiste, (4) torta de palmiste e (5) cachos de palma. A importância relativa destes conjuntos de dados está associada ao potencial de contribuição da palma africana (*Elaeis guineensis*) no suprimento de matéria-prima para o biodiesel do país no médio e longo prazo.

O estabelecimento de parcerias com empresas do setor de produção de óleo de palma e de biodiesel, por meio da Associação Brasileira de Produtores de Óleo de Palma (ABRAPALMA) e a União

Brasileira do Biodiesel e Bioquerosene - UBRABIO, possibilitou uma maior interação e troca de informações entre universidade e empresas, favorecendo um ambiente adequado no desenvolvimento científico e tecnológico de inovações voltadas para a melhoria do desempenho ambiental dos processos, tendo como referência as diretrizes estabelecidas pelo PACTI Bioeconomia.

#### 4. Considerações finais

A troca de conhecimento e experiências entre as Universidades e o setor produtivo da palma proporciona possibilidades de atuação sinérgica na melhoria da competitividade e do desempenho ambiental dos produtos derivados da palma brasileira.

Os conjuntos de dados gerados ao final deste projeto contribuem com a ampliação do SICV Brasil e com a qualidade dos estudos de ACV de produtos derivados de insumos da cadeia da palma africana, contribuindo para a competitividade dos bioprodutos brasileiros derivados da palma.

Do ponto de vista acadêmico, o envolvimento de jovens pesquisadores contribui na formação de especialistas, ampliando o potencial de recursos humanos atuando na área de ACV no país, bem como fortalece do trabalho em redes e possibilita um avanço e projeção internacional da produção acadêmica local.

Do ponto de vista das políticas públicas, os conjuntos de dados gerados irão auxiliar na proposição de modelos de desenvolvimento mais sustentáveis e contextualizados à realidade nacional, contribuindo para a projeção econômica no mercado internacional dos bioprodutos nacionais derivados da palma.

#### 5. Referências

- Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (2019) Produção Nacional de Biodiesel (metros cúbicos), 2018. Brasília: MME/ANP. Disponível em <http://www.anp.gov.br>. Acessado em fevereiro de 2019.
- ARCHER, S. A., MURPHY, R. J., STEINBERGER-WILCKENS, R. (2018). Methodological analysis of palm oil biodiesel life cycle studies. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 94, 694–704. doi:10.1016/j.rser.2018.05.066
- BASIRON, Y. (2007). Palm oil production through sustainable plantations. *European Journal of Lipid Science and Technology*, 109(4), 289–295. doi:10.1002/ejlt.200600223
- BILDIRICI, M. E. (2017). The effects of militarization on biofuel consumption and CO2 emission. *JLCP* 152, 420-428.
- COUTO, et al. Viabilidade do biodiesel de dendê para agricultura familiar. *Rev. Bahia Anál. Dados*, Salvador, v. 16, n. 1, p. 107-118, jun., 2006.
- EPE (2017). *RenovaBio: Biocombustíveis 2030, Nota Técnica Novos Biocombustíveis*, Brasília: MME/EPE. 18p.
- EPE (2018). *Análise da conjuntura dos biocombustíveis*. Brasília: MME/EPE, 65p.
- INDEX MUNDI (2018). Palm Oil Production by Country in 1000 MT. Disponível em <<https://www.indexmundi.com/agriculture/?commodity=palm-oil>>. Acesso em 10 fev. 2019.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA (2016). *Guia Qualidata: requisitos de qualidade de conjuntos de dados para o banco nacional de inventários do ciclo de vida - SICV Brasil*. 1 ed. Brasília: IBICT, 50p.

ISO 14044 (2006). International Standard – Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines. **International Organization for Standardization**. Geneva, Suíça. 46 p.

KUSS, V. V., KUSS, A. V., ROSA, R. G. DA, ARANDA, D. A. G., & CRUZ, Y. R. (2015). Potential of biodiesel production from palm oil at Brazilian Amazon. **Renew. and Sustainable Energy Reviews**, 50, 1013–1020. doi:10.1016/j.rser.2015.05.055.

LAKATOS, E. M.; MARCONI, M. de A. Fundamentos de metodologia científica. São Paulo: Atlas, 1993.

MAT YASIN, M. H., MAMAT, R., NAJAFI, G., ALI, O. M., YUSOP, A. F., & ALI, M. H. (2017). Potentials of palm oil as new feedstock oil for a global alternative fuel: A review. **Ren and Sus En Rev**, 79, 1034–1049. doi:10.1016/j.rser.2017.05.186

MILÀ I CANALS, L.. Contributions to LCA Methodology for Agricultural Systems 2. 2003.

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÕES E COMUNICAÇÃO. Plano de Ação em Ciência, Tecnologia e Inovação em Bioeconomia. Brasília, DF: Centro de Gestão e Estudos Estratégicos, MCTIC, 2018. 36p.

NEMECEK, T et al. World Food LCA Database: Methodological Guidelines for the Life Cycle Inventory of Agricultural Products. Version 3.5. n. 1, p. 88, 2019.

REIJNDERS, L. (2019). Is the Production of Biofuels Environmentally Sustainable? Reference Module in Materials **Science and Materials Engineering**. doi:10.1016/b978-0-12-803581-8.11018-5

SILVA, D. A. L. MASONI, P. Diálogos Setoriais Brasil e União Europeia: Análise crítica das principais políticas de gestão, manutenção e uso de bancos de dados internacionais de inventários do ciclo de vida de produto. **Instituto Brasileiro de Ciência e Tecnologia**. Brasília, 2016. 140p.

UN, 2016. Disponível em: <<http://www.br.undp.org/content/dam/brazil/docs/agenda2030/undp-br-Agenda2030-completo-pt-br-2016.pdf>>. Acesso em: 17 fev. 2019

UNIÃO EUROPEIA / JRC (2014). Manual do Sistema ILCD: Sistema internacional de referência de dados do ciclo de produtos e processos: Guia geral para avaliações do ciclo de vida: orientações detalhadas. Instituto Brasileiro de Informação em

Ciência e Tecnologia –MCTIC/IBICT: Brasília, 58p.

ZIOLKOWSKA, J. R., & SIMON, L. (2014). Recent developments and prospects for algae- based fuels in the US. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, 29, 847-853.

## ***Inventário do Ciclo de Vida do biodiesel brasileiro produzido de sebo bovino***

Alex Rodrigues Nogueira<sup>1</sup>

José Adolfo de Almeida Neto<sup>2</sup>

Henrique Leonardo Maranduba<sup>3</sup>

Camila Daniele Willers<sup>3</sup>

Francine Ferraro<sup>4</sup>

Cássia Maria Lie Ugaya<sup>5</sup>

Donato Alexandre Gomes Aranda<sup>6</sup>

Fabiano Ferreira da Silva<sup>1</sup>

Renata Cristina Ferreira Bonomo<sup>1</sup>

Rosenira Serpa da Cruz<sup>2</sup>

Luciano Brito Rodrigues<sup>1</sup>

<sup>1</sup> UESB – Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia

<sup>2</sup> UESC – Universidade Estadual de Santa Cruz

<sup>3</sup> IFBA – Instituto Federal da Bahia

<sup>4</sup> Grupo Oleoplan

<sup>5</sup> UTFPR – Universidade Tecnológica Federal do Paraná

<sup>6</sup> UFRJ – Universidade Federal do Rio de Janeiro

[rodrigueslb@uesb.edu.br](mailto:rodrigueslb@uesb.edu.br)

### **Resumo**

O Brasil se destaca no mercado internacional de produção e uso de biocombustíveis, incluindo o biodiesel. Neste contexto, o Programa Nacional de Produção e Uso do Biodiesel, em consonância com o Acordo de Paris e com os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da ONU propõem um aumento gradativo compulsório do biodiesel na mistura com o diesel fóssil, visando a intensificação da participação dos biocombustíveis na matriz energética (COP 21) e o acesso confiável, moderno e sustentável de energia para todos (ODS 7). Por outro lado, no cumprimento desses objetivos, faz-se necessário considerar questões como a redução dos impactos ambientais negativos relacionados às mudanças climáticas (ODS 13), promovendo a proteção, recuperação e uso sustentável dos recursos naturais (ODS 15), de forma conciliada com o crescimento econômico sustentável (ODS 8). Este trabalho propõe a elaboração de um inventário da produção de biodiesel de

sebo representativo para os principais produtores deste setor. A elaboração do inventário baseou-se em pesquisas bibliográficas visando a contextualização deste setor e sua relevância no contexto nacional. Adicionalmente, foi feita a consolidação de dados primários referentes ao processo de produção de biodiesel utilizando-se predominantemente sebo bovino, segundo informações das consultas públicas oferecidas por produtores no âmbito do programa Renovabio. Com base na capacidade de produção das três plantas industriais consideradas neste estudo, pode-se concluir que os dados primários destas unidades já representam mais de 36% do processamento de sebo bovino no país. Além disso, a tecnologia é compatível com a praticado no Brasil uma vez que praticamente a totalidade dos produtores de biodiesel optaram pela rota metilica no ano de 2018. De uma forma geral, considera-se que o uso dos dados primários referentes às plantas de produção foi benéfico pois permitirá eventuais extrapolações do uso do presente inventário em situações futuras. Por outro lado, a completeza dos dados primários obtidos é deficiente demandando um trabalho de pesquisa para complementação dos dados do inventário em trabalhos futuros. Mesmo assim, acredita-se que os dados deste trabalho poderão ser de grande utilidade para a comunidade de ACV no Brasil, dada a relevância do biodiesel de sebo no cenário econômico nacional.

**Palavras-chaves:** Bioeconomia, Inventário do Ciclo de Vida, Gordura bovina, Guia Qualidata, Biodiesel.

### **Introdução**

O Brasil tem desempenhado um papel importante no que se refere à produção de biodiesel. Ademais, considerando-se aspectos socioambientais, este combustível desponta como uma alternativa preferível ao diesel de

origem fóssil em função do seu melhor desempenho (Castanheira et al., 2014).

Em escala mundial, a produção de biodiesel é cresce anualmente, e alcançou a marca de 34,3 milhões de m<sup>3</sup> no ano de 2018 (REN21, 2019). A Tabela 1 mostra que 20,1% da produção naquele ano ocorreu nos Estados Unidos da América, maior produtor individual. Em seguida, tem-se o Brasil, onde a produção de biodiesel representou aproximadamente 15,7% do total mundial em 2018. Ainda, as produções ocorridas no Brasil e na Argentina apontam a América do Sul como uma região produtora relevante, com a marca de 7,6 milhões de m<sup>3</sup> no período.

**Tabela 1: Principais países produtores de biodiesel no ano de 2018 (REN21, 2019).**

<b>País</b>	<b>Produção (milhões de m<sup>3</sup>)</b>
Estados Unidos	6,9
Brasil	5,4
Indonésia	4,0
Alemanha	3,5
Argentina	2,8
França	2,2
Espanha	2,0
Tailândia	1,6
Itália	1,4
Polônia	1,0
China	1,0
Holanda	0,7
Reino Unido	0,5
<b>Total mundial</b>	<b>34,3</b>

Visando a introdução gradual do biodiesel no mercado interno brasileiro, foi lançado em 2004

o Programa Nacional de Produção e Consumo de Biodiesel (PNPB), segundo o qual biodiesel deve ser misturado com o diesel fóssil.

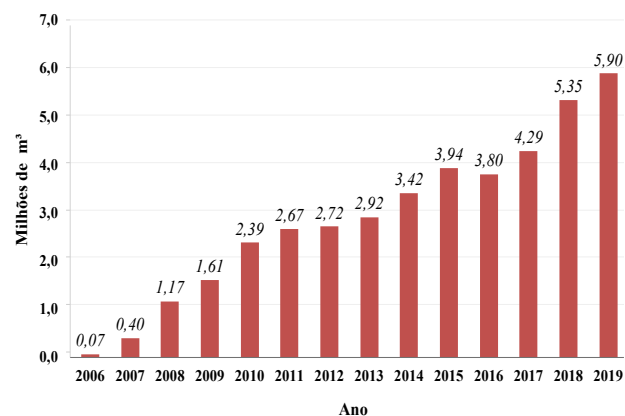
Com o amadurecimento do mercado nacional de biodiesel, o percentual obrigatório deste combustível na mistura com diesel fóssil vem sendo sucessivamente aumentado pelo Conselho Nacional de Políticas Energéticas (CNPE). A evolução da produção de biodiesel entre os anos de 2006 e 2019 é apresentada na Figura 1.

Atualmente, o percentual de mistura está estabelecido como 12% a partir do mês de março de 2020. Espera-se, ainda, um aumento da demanda por biodiesel no país nos próximos anos, impulsionado por iniciativas no âmbito da Agenda 2030 (ONU, 2020) que consolida os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS). Dentre tais objetivos, propõe-se intensificar, até o ano de 2030, a participação compulsória do biodiesel na mistura com o diesel fóssil, atendendo tanto o aumento da participação dos biocombustíveis na matriz energética brasileira como assegurando o acesso confiável, moderno e sustentável de energia para todos (ODS nº 7 e suas metas).

Quanto às matérias-primas, o óleo de soja é o insumo mais comum de ácidos graxos para a produção de biodiesel, representando cerca de 68% da demanda total no ano de 2019 (ANP, 2020). Porém, esta oleaginosa também tem uma demanda consolidada pelo mercado de alimentos, de modo que a sua utilização para a produção de biocombustíveis pode levar à

concorrência entre mercados (Tokarski et al., 2015). Ainda, alternativas disponíveis no Brasil, como os óleos de algodão, palma, amendoim, girassol e óleos de mamona, também são demandadas por outros setores para a produção de alimentos e insumos para a indústria química (Castanheira et al., 2014).

**Figura 1: Evolução da produção de biodiesel no Brasil entre 2006 e 2019 (ANP, 2020)**



Assim, o consumo de sebo bovino poderia contribuir para a redução da competição com outros mercados, visto que o Brasil possui o maior rebanho comercial de corte do mundo, com mais de 214,7 milhões de cabeças em 2018 (ABIEC, 2019).

Segundo a ANP (2020), o sebo bovino utilizado para a produção de biodiesel no Brasil em 2019 representou 13,9% da demanda de substâncias oleaginosas para a produção de biodiesel no país. Tal percentual reforça a importância desta matéria-prima.

Embora o Brasil venha se destacando em termos da criação de gado e produção de biodiesel, apenas dois registros de aplicação da técnica de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) ao processamento de biodiesel a partir de gordura animal no país puderam ser identificados junto à literatura técnica. Tratam-se dos estudos conduzidos por Esteves et al. (2017) e por Sousa et al. (2017).

Tais estudos, entretanto, possuem especificidades (como coberturas geográficas restritas, diferentes tratamentos para questões de multifuncionalidade, delimitações do sistema de produto, entre outras) que restringem o aproveitamento dos dados de inventário em estudos que pretendam adotar premissas diferentes daquelas estabelecidas originalmente pelos respectivos autores.

Sendo assim, identifica-se a necessidade de um inventário da produção de biodiesel a partir de sebo bovino, que possa auxiliar futuros estudos de ACV envolvendo este biocombustível no contexto do Brasil.

Portanto, o presente trabalho se propõe a contribuir para o preenchimento, ainda que preliminarmente, desta lacuna. Para tanto, tem-se como objetivo a elaboração de um inventário do biodiesel de sebo bovino representativo para o Brasil, considerando a importância desta matéria-prima no cenário nacional.

## Método de Trabalho

Para a elaboração do inventário do biodiesel produzido a partir de sebo bovino, recorreu-se a pesquisas bibliográficas visando a contextualização do perfil deste setor e sua relevância no contexto nacional de produção de biodiesel.

Durante a investigação, também se buscou conhecer as principais rotas tecnológicas e insumos disponíveis para esta atividade em escala industrial.

Adicionalmente, também foi feita a consolidação de dados primários referentes ao processo de produção de biodiesel utilizando-se sebo bovino. Tais dados foram obtidos a partir das consultas públicas oferecidas por alguns dos produtores no âmbito do programa Renovabio.

Complementarmente, dados considerados relevantes para a elaboração do inventário mas não disponíveis na consulta pública foram extraídos da literatura.

## Resultados

### *Descrição do processo*

Durante o desenvolvimento do estudo, observou-se que existem diferentes rotas tecnológicas para a produção de biodiesel, com destaque para os processos de microemulsão, o craqueamento térmico e transesterificação. Esta última, porém, é a mais comum em operação

industrial no Brasil e também em outros países (Castro et al., 2010; Aransiola et al., 2014).

A transesterificação ocorre a partir da reação entre triglicerídeos presentes no sebo bovino ou óleos vegetais e um álcool alifático de cadeia curta. Como resultado, obtêm-se ésteres e glicerol (Castro et al., 2010; Aransiola et al., 2014; Verma et al., 2016).

Ao avaliarem a influência de distintos álcoois sobre o rendimento da transesterificação, Verma et al. (2016) observaram que álcoois compostos por 1 a 8 átomos de carbono mostraram melhores resultados. Ainda, os autores afirmam que o metanol é a opção mais frequente no contexto mundial, devido ao seu menor custo e vantagens físico-químicas (como, por exemplo, maior reatividade e maior facilidade de recuperação ao fim do processo) em relação aos álcoois de cadeia mais longa.

O estudo realizado por Castro et al. (2010) confirma esta tendência no contexto brasileiro. Em seu estudo, os autores observaram que mais de 80% das 77 usinas produtoras de biodiesel instaladas no país no ano de 2010 que declararam a tecnologia adotada optavam pela rota metílica. Castro et al. concluíram também que as usinas operando com base na transesterificação metílica tinham potencial para produzir mais de 90% do volume total de biodiesel fabricado no Brasil à época.

Outra característica desta atividade é que as matérias-primas consumidas para a produção de biodiesel (álcool de cadeia curta e

triglicerídeos) não são miscíveis o suficiente para formar uma mistura monofásica. Como consequência da fraca afinidade entre os reagentes, nota-se que a velocidade global da reação é considerada baixa (Castro et al., 2010; Aransiola et al., 2014). Sendo assim, a aceleração da reação demanda: (i) agitação constantemente do meio reacional (e consequente consumo de eletricidade); (ii) o fornecimento de quantidades excedentes de álcool, de modo a deslocar o equilíbrio da reação no sentido da formação de produtos; e (iii) emprego de catalisadores (Castro et al., 2010; Aransiola et al., 2014; Verma et al., 2016).

No que diz respeito a este último tópico, a catálise alcalina homogênea com o uso de hidróxido de sódio (NaOH) ou hidróxido de potássio (KOH) é preferível tanto à catálise heterogênea quando aos processos enzimáticos, uma vez que propiciam maior velocidade e rendimento da reação. A preferência se deve à disponibilidade destes hidróxidos, e ao seu baixo custo, juntamente com a redução da demanda por utilidades de processo uma vez que as condições de operação são menos severas (Verma et al., 2016).

**Inventário da produção de biodiesel de sebo**

Dados referentes ao processo de transesterificação foram obtidos em grande parte de fonte primária. Estas informações referem-se a três unidades de produção instaladas na região Centro-Sul do Brasil (ANP, 2020; Sousa et al., 2017). Porém, por questões de confidencialidade, os nomes e as localizações precisas das usinas não serão apresentados.

Em termos tecnológicos, as plantas seguem o processo desenvolvido pela empresa Ballestra, e apresentam desempenho em termos de consumo de utilidades de processo e de matérias-primas que podem ser considerados similares aos relatados por Castro et al. (2012), Sajid et al. (2016) e Esteves et al. (2017).

Ainda, com base na capacidade de produção das plantas industriais em questão, pode-se considerar que os dados primários destas três unidades representam mais de 36% do processamento de sebo bovino no país.

Ademais, a tecnologia é compatível com o praticado no país uma vez que praticamente a

totalidade das 51 plantas brasileiras de produção de biodiesel no ano de 2018 optaram pela rota metílica para seus processamentos industriais (ANP, 2019).

Com base em informações obtidas junto ao então denominado Ministério da Indústria, Comercio Exterior e Serviços (MDIC, 2017), estabeleceu-se a premissa de que o metanol consumido no processo é importado. As procedências, distâncias entre o porto no país de origem e os principais portos no Brasil estão indicadas na Tabela 2. No tocante à tecnologia, deve-se ressaltar que o processamento de metanol ocorre predominantemente via reforma de gás natural a vapor, conforme tecnologia criada pela *Imperial Chemical Industries* (ICI). De acordo com o International Methanol Technology Operators Forum (IMTOF), esta é a tecnologia de produção de metanol predominante no mundo (IMTOF, 2011).

A Tabela 3 descreve o inventário do processo de produção de biodiesel de sebo bovino. Neste caso, o fluxo de referência adotado neste caso corresponde a 1,0 kg de biodiesel obtido por

meio de transesterificação metílica do sebo bovino.

**Tabela 3: Entradas e saídas consideradas para o processo de transesterificação metílica do sebo bovino**

<i>Substância</i>	<i>Unidade</i>	<i>Quantidade</i>
<i>Entradas</i>		
Sebo bovino	kg	1,101
Metanol	kg	0,095
Metilato de sódio	kg	0,017
Hidróxido de sódio	kg	0,005
Ácido clorídrico	kg	0,011
Ácido fosfórico	kg	0,001
Água	kg	1,367
Eletricidade	kWh	0,042
Lenha	kg	0,121
<i>Saídas</i>		
Biodiesel	kg	1,000
Glicerina	kg	0,127
Ácidos Graxos	kg	0,008
Efluentes líquidos	L	0,904
Resíduos sólidos	kg	0,013

Obs.: as distâncias médias de transporte de sebo e de lenha (considerando-se os diferentes produtores neste caso) foram estimadas, respectivamente, como 944 km e 246 km.

**Tabela 2: Dados de referência para a logística de fornecimento de metanol até as plantas industriais no Brasil (MDIC, 2017 e SEARATES, 2020)**

<i>País de origem</i>	<i>%</i>	<i>Distância até o Porto de Santos (km)</i>	<i>Distância até o Porto de Paranaguá (km)</i>	<i>Distância até o Porto de Rio Grande (km)</i>
Trinidad e Tobago	42,9%	6.207	6.458	7.177
Venezuela	22,3%	6.547	6.798	7.516
Chile	14,3%	4.722	4.534	3.770
Nova Zelândia	11,7%	12.496	12.307	11.543
Argentina	8,8%	2.400	2.211	1.376

Por fim, salienta-se que as emissões atmosféricas associadas à produção de vapor a partir da queima de lenha (biomassa) podem ser contabilizadas a partir de adaptação dos fatores de emissão reportados na plataforma GREET (2010). Para tanto, foram consideradas as restrições impostas pelas Resoluções CONAMA 382/2006 (MMA, 2006) e CONAMA 436/2011 (MMA, 2011) editadas pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente. Os fatores de emissão decorrentes da queima de biomassa são apresentados na Tabela 4.

**Tabela 4: Fatores de emissão para a queima de 1 kg de biomassa (adaptado de GREET, 2010)**

<i>Substância emitida</i>	<i>Unidade</i>	<i>Emissão para 1 kg de biomassa</i>
CO <sub>2</sub> (biogênico)	kg	0,69412
CO (biogênico)	g	0,54597
NO <sub>x</sub>	g	0,54318
N <sub>2</sub> O	g	0,03000
SO <sub>x</sub>	g	0,02915
CH <sub>4</sub> (biogênico)	g	0,22499
COV *	g	0,03797
M.P.**, >2,5µm e <10µm	g	0,61560
M.P.**, <2,5µm	g	0,30780

\* Compostos Orgânicos Voláteis

\*\* Material Particulado

### **Multifuncionalidade do processo**

Conforme recomendado pelo Guia QualiData, os dados apresentados na Tabela 3 representam o desempenho do processo de transesterificação sem a realização de algum procedimento de alocação das cargas ambientais. Assim, tal decisão metodológica para lidar com a

multifuncionalidade do sistema poderá ser estabelecida pelos respectivos usuários do inventário em futuras iniciativas.

Como recomendação para embasar o cálculo de fatores de alocação segundo o critério de conteúdo energético, podem utilizados os valores de Poder Calorífico publicados pela ANP (2019), Córdoba (2011) e Esteves et al. (2017). No caso de alocação por valor econômico, pode-se adotar ainda a cotação média do biodiesel nos leilões promovidos pela ANP entre os anos de 2013 e 2017. Assim, os dados que podem servir de base para o cálculo de fatores de alocação são apresentados na Tabela 5.

**Tabela 5: Dados para estimativa de fatores de alocação a serem atribuídos aos co-produtos da transesterificação (Córdoba, 2011); ANP, 2019; Esteves et al., 2017)**

<i>Co-produto</i>	<i>Poder Calorífico Inferior (MJ/kg)</i>	<i>Valor Econômico (R\$/t)</i>
Biodiesel	37,67	2.370,31
Glicerina	14,75	2.000,00
Ácidos Graxos	39,00	850,00

### **Conclusões**

Neste trabalho, procurou-se elaborar um inventário do processo de produção de biodiesel a partir de sebo bovino. Embora o Brasil ocupe uma posição de destaque no que se refere à produção de biocombustível a partir desta matéria-prima, havia a carência de um inventário neste âmbito que fosse representativo para os principais produtores.

De uma forma geral, considera-se que o uso dos dados primários referentes às três plantas de produção foi benéfico para o estudo pois permitiu a observação de que as unidades industriais apresentavam um desempenho semelhante entre si. Tal constatação poderá colaborar para o embasamento de eventuais extrapolações do uso do presente inventário em situações futuras.

Por outro lado, os dados primários disponíveis por meio das consultas públicas referentes ao programa Renovabio não têm completeza suficiente para atender os requisitos do Guia QualiData, demandando assim um trabalho de pesquisa para complementação dos dados do inventário em trabalhos futuros (seja junto aos produtores ou na literatura).

Mesmo assim, acredita-se que os dados consolidados neste trabalho poderão ser de grande utilidade para a comunidade de ACV no Brasil, dada a relevância do biodiesel de sebo no cenário econômico nacional.

### **Agradecimentos**

O presente trabalho foi realizado com apoio do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) – processos 440167/2019-1 e 381479/2019-6.

## Construção do Inventário do Ciclo de Vida para o Cross Laminated Timber no contexto brasileiro

Camila Yara dos Santos Sancho<sup>1</sup>, Anna Claudia Fischer<sup>2</sup>, Thiago Campos

Monteiro<sup>3</sup>, Dimas Agostinho da Silva<sup>1</sup>, Kátia Garcia Punhagui<sup>3</sup>.

<sup>1</sup>Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal da Universidade Federal do Paraná.

<sup>2</sup>Programa de Pós-Graduação em Construção Civil da Universidade Federal do Paraná.

<sup>3</sup>Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal da Integração Latino-Americana.

camilasanchotene@gmail.com

### Resumo

O *Cross Laminated Timber (CLT)* é uma madeira engenheirada que possui excelente capacidade estrutural, pode conferir alto grau de industrialização a processos construtivos e contribuir para redução de impactos ambientais relacionados ao setor da construção. A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma ferramenta de gestão para avaliar potenciais impactos ambientais e pode ser aplicada na análise da cadeia produtiva do CLT. O Inventário do Ciclo de Vida (ICV) é uma etapa da ACV que envolve coleta de dados primários e cálculos para quantificar as entradas e as saídas de um sistema produtivo. O objetivo desta pesquisa foi descrever qualitativamente a construção do ICV para a produção do CLT no Brasil, dentro de uma fronteira do berço-ao-portão da fábrica. O inventário abrange as entradas de matéria-prima, água e recursos energéticos; e as saídas de produtos, coprodutos, resíduos, efluentes e emissões gasosas. A descrição é apresentada nas seguintes etapas: i) contato com a empresa; ii) conhecimento do processo produtivo; e iii) elaboração de fluxogramas e descrição da produção. Estes resultados permitem contribuir para a construção de ICVs representativos da bioeconomia brasileira, e fornece informações a respeito do CLT e sua cadeia produtiva, gerando informações para a caracterização do perfil ambiental deste material no contexto brasileiro.

**Palavras-chaves:** *Avaliação do Ciclo de Vida; CLT; ICV; Laminado de Madeira Cruzada; Madeira engenheirada.*

### 1 Introdução

O Brasil é reconhecido pela alta produtividade de florestas plantadas e destaca-se na produção mundial de madeira serrada (IBÁ, 2019), configurando-se como um ambiente favorável para a produção de madeiras de fins duráveis destinadas à construção civil. Diversos estudos apontam que o uso da madeira de fim durável contribui para o menor consumo de energia e emissões de CO<sub>2</sub> ao longo do ciclo de vida das edificações (BUCHANAN; LEVINE, 1999; LIPPKE et al., 2004; GUSTAVSSON; PINGOUD; SATHRE, 2006). Neste cenário, destaca-se o *Cross Laminated Timber (CLT)* que é um painel de madeira engenheirada constituído por lâminas estruturais de madeira empilhadas em camadas perpendiculares e coladas sob alta pressão (WAUGH THISTLETON ARCHITECTS, 2018). Este material despertou interesse global por suas grandes dimensões, aplicabilidade e o potencial de expandir o uso da madeira para mercados antes ocupados somente por materiais mais energívoros e não renováveis, como o aço e o concreto (BRANDNER et. al., 2016).

O uso de sistemas construtivos industrializados em madeira no Brasil ainda encontra barreiras sociais, culturais e tecnológicas frente aos sistemas tradicionalmente adotados, como a

alvenaria de concreto armado e tijolos (MUNARO, 2018). Logo, acredita-se que a geração de informações sobre o CLT e sua aplicação na construção civil contribui para a propagação e esclarecimento a cerca deste material, corroborando para o desenvolvimento da madeira engenheirada no contexto brasileiro. A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) pode atender a demanda por informações sobre o material, gerando conhecimento sobre o seu perfil de desempenho ambiental, além de atuar como uma ferramenta de gestão na cadeia produtiva em questão. A Análise de Inventário do Ciclo de Vida (ICV) é uma fase da ACV na qual os dados de entradas e saídas relevantes de processos produtivos são levantados e tratados, com a finalidade de serem posteriormente avaliados em termos de impactos ambientais associados ao processo (HAUSCHILD et al., 2017).

O objetivo desta pesquisa foi apresentar qualitativamente a construção do ICV da produção do CLT no Brasil, considerando uma fronteira do berço-ao-portão da fábrica.

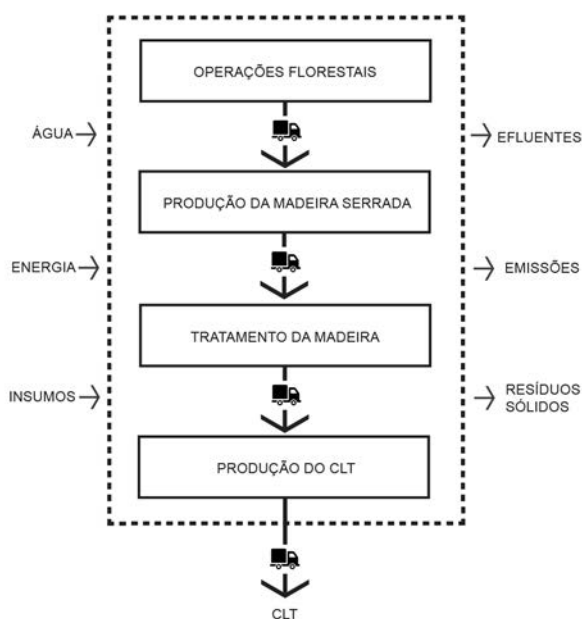
### 2 Materiais e Métodos

Este estudo considerou o levantamento de dados qualitativos de processos produtivos em empresas madeireiras que compõem a cadeia brasileira de produção do CLT, configurando uma base para a execução do ICV. O objetivo do ICV é gerar dados baseados em informações primárias para execução de uma ACV do CLT,



considerando uma fronteira do berço-ao-portão e a unidade funcional de 1 m<sup>3</sup> de painel estrutural. Para isso, quatro subsistemas foram considerados: Operações Florestais (OF), Produção de Madeira Serrada (PMS), Tratamento da Madeira (TM), e Produção do CLT (PCLT). Os subsistemas estão ilustrados na Figura 1.

**Figura 1: Cadeia produtiva do CLT**



A pesquisa se desenvolveu entre junho/2019 a janeiro/2020 e a prospecção de empresas se baseou na sua representatividade em relação à cadeia produtiva. As empresas relacionadas aos subsistemas OF, PMS e TM estão localizadas no estado do Paraná, que é o maior produtor de pinus no Brasil, responsável por 42% da

produção nacional (IBA, 2019). E a empresa relacionada à PCLT é uma das únicas produtoras atuantes no mercado brasileiro.

O protocolo de coleta de dados envolveu: i) contato com a empresa; ii) conhecimento do processo produtivo; e iii) elaboração de fluxogramas e descrição da produção. As parcerias envolveram a disponibilização de dados qualitativos dos processos, além do acesso às áreas produtivas. A Tabela 1 indica as empresas parceiras e os subsistemas inventariados.

**Tabela 1: Empresas parceiras e subsistemas**

<i>Subsistema</i>	<i>Empresa</i>
Operações Florestais	A
Produção da Madeira Serrada	A
Tratamento da Madeira	B
Produção do CLT	C

Após o estabelecimento das parcerias, ocorreram visitas técnicas para a coleta de dados qualitativos dos processos produtivos. Para a compilação e armazenamento dos dados, foram elaborados fluxogramas e a descrição detalhada da produção dos materiais em questão, possibilitando o desenvolvimento do instrumento de coleta de dados quantitativos dos processos para o desenvolvimento do ICV. O escopo do ICV abrange as entradas de matéria-prima, água e energia; e as saídas de produtos, coprodutos, resíduos, efluentes e emissões gasosas. Foram excluídas cargas ambientais provenientes de infraestrutura e os transportes entre os subsistemas serão reportados na continuidade do trabalho. Os

dados contidos neste trabalho decorrem de coleta *in loco* e informações autodeclaradas pelas empresas, sem revisão de terceira parte (interessados que não são o solicitante ou o executante do estudo).

### 3 Resultados

O contato com as empresas se deu através da intermediação de associações parceiras, como a Associação Paranaense de Empresas de Base Florestal (APRE), e do contato direto com interlocutores das empresas. Para o conhecimento detalhado do processo produtivo, foram feitas visitas técnicas, para esclarecer dúvidas e obter informações qualitativas dos processos. Os tópicos a seguir descrevem o processo produtivo de cada subsistema avaliado.

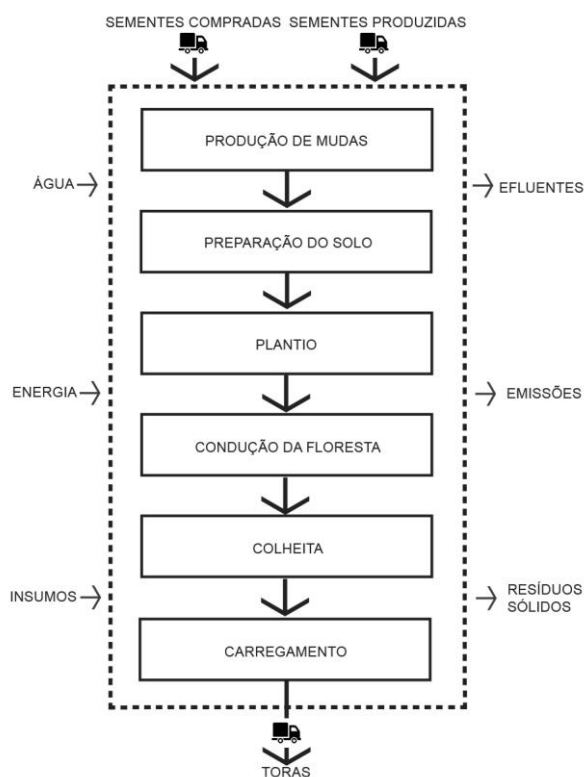
#### 3.1 Operações Florestais (OF)

A empresa A utiliza o sistema de cultivo mínimo, que se baseia em operações de manejo mínimas para garantir a melhor qualidade do solo, com menor compactação e maior quantidade de material orgânico. O subsistema OF engloba uma fronteira da produção de mudas até o carregamento das toras nos caminhões. As etapas envolvidas estão representadas na Figura 2.

As sementes são obtidas por produção própria e compra de terceiros e a germinação ocorre em tubetes de plástico preenchidos com um substrato. Este substrato é composto de casca de pinus, vermiculita, adubo e fungicida. Os

tubetes semeados permanecem na casa de germinação, um ambiente de temperatura controlada e irrigação mecânica por aspersor. As mudas germinadas seguem para o pátio de rustificação, onde ficam protegidas por um sombrite antigranizo e recebem irrigação mecânica por aspersor. Quando estão prontas para o plantio, são retiradas dos tubetes e dispostas em uma lona, através de um processo denominado rocambolagem, sendo então transportadas para o plantio.

Figura 2: Subsistema Operações Florestais



O solo é preparado e o plantio é realizado de forma manual, através da abertura e inserção no solo. Até três meses após o plantio, pode ocorrer o replantio, em caso de perdas.

A condução da floresta dentro do cultivo mínimo envolve apenas as atividades de roçada e combate às pragas. A colheita envolve as atividades de corte e remoção das toras da floresta. Na empresa A, o corte é realizado por *Harverters* que processam as árvores em toras e toretes, organizando-os em feixes. O baldeamento das toras é realizado por *Forwarders* e o transporte até a serraria é realizado tipicamente por caminhões romeu-e-julieta de 7 ou 9 eixos.

As entradas e saídas envolvidas no subsistema OF, por sua vez utilizadas no desenvolvimento deste ICV, estão indicados na Tabela 2.

Tabela 2: Lista de entradas e saídas de OF

Entradas	Unidade/m <sup>3</sup> Tora
Sementes	kg
Casca de pinus	kg
Vermiculita	kg
Adubo	kg
Fungicida	L
Herbicida	kg
Formicida	kg
Isca formicida	kg
Água	L
Diesel	L
Gasolina	L
Eletricidade	MJ
Lubrificantes	L
Graxas	kg
Líquido de arrefecimento	L

Saídas	Unidade/m <sup>3</sup> Tora
Toras e toretes	ton
Resíduos lenhosos que permanecem na floresta*	ton
Emissões gasosas	kg
Efluentes	L

\* Resíduos orgânicos lenhosos (ex.: folhas, galhadas) serão desconsiderados.

### 3.2 Produção da Madeira Serrada (PMS)

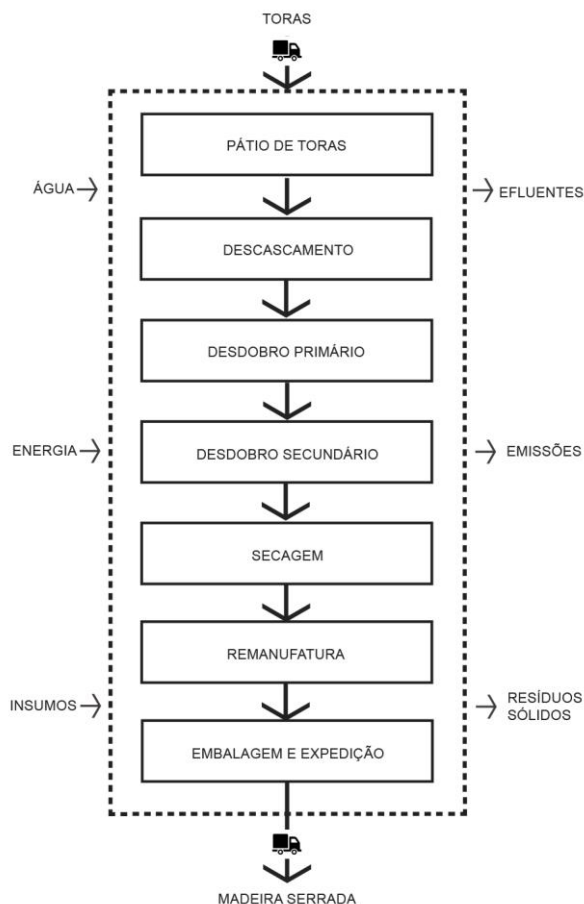
A empresa A produz madeira serrada de *Pinus spp.*, principalmente *taeda* e *elliottii*, e processa toras de madeira de florestas próprias, ou adquiridas de terceiros. A PMS inclui todas as atividades realizadas na serraria, desde o recebimento das toras de madeira no pátio de toras até a entrega da madeira serrada e seca no portão da indústria. Os subprocessos envolvidos na PMS estão representados na Figura 3.

A PMS inicia-se com o recebimento dos caminhões no pátio de toras. As toras selecionadas entram no processo pelo sistema FIFO - *first-in-first-out*- e são transferidas para a mesa de carregamento da linha de produção. Nesta empresa, as toras passam pela leitura de um scanner que define a otimização do desdobro de acordo com um plano de corte previamente definido.

Em seguida, ocorre o processo de descascamento, cujas cascas são direcionadas para a produção de energia em usina termelétrica da empresa. O vapor produzido é utilizado para a cogeração de energia elétrica comercializada, e posteriormente é aproveitado

nas estufas para o processo de secagem da madeira.

**Figura 3: Produção da Madeira Serrada**



O desdobro - transformação das toras em peças de seção retangular - define o aproveitamento da tora e as características das peças resultantes, e é dividido em duas etapas: desdobro primário e secundário. O desdobro primário inicia-se

pelo corte lateral da tora resultando em bloco central e tábuas laterais. O desdobro secundário do bloco central e das tábuas laterais ocorre em processos paralelos e simultâneos.

As tábuas resultantes são direcionadas para a classificação. Classificadas, as peças são direcionadas para os boxes que as separam de acordo com suas características dimensionais e de qualidade. Em seguida, as tábuas são dispostas em grades separadas por tabiques e direcionadas para o pátio de armazenamento de madeira verde ou para as estufas de secagem.

A secagem da madeira nas estufas envolve a umidificação inicial do ar com água industrial proveniente da concessionária e submetida a processo de desmineralização. Após umidificação, ocorre a circulação do vapor quente proveniente das caldeiras por meio de ventiladores. A madeira seca é desgradeada e encaminhada para a remanufatura onde ocorre beneficiamento, como o destopo e eventualmente o aplainamento. Finalmente, é realizada a organização e cintamento da madeira em fardos, que são encaminhados para a expedição.

As entradas e saídas envolvidas no subsistema PMS, por sua vez utilizadas no desenvolvimento deste ICV, estão indicadas na Tabela 3.

**Tabela 3: Lista de entradas e saídas de PMS**

<i>Entradas</i>	<i>Unidade/m<sup>3</sup>MS</i>
Toras <i>Pinus</i>	ton
Biomassa -Usina termoelétrica	m <sup>3</sup>

Água	L
Diesel	L
Gasolina	L
GLP	kg
Eletricidade	MJ
Energia térmica – vapor da Usina Termoelétrica	MJ
Lubrificantes	L
Graxas	kg
<i>Saídas</i>	<i>Unidade/m<sup>3</sup>MS</i>
Madeira serrada seca	m <sup>3</sup>
Resíduos lenhosos	m <sup>3</sup>
Emissões gasosas	kg
Efluentes	L

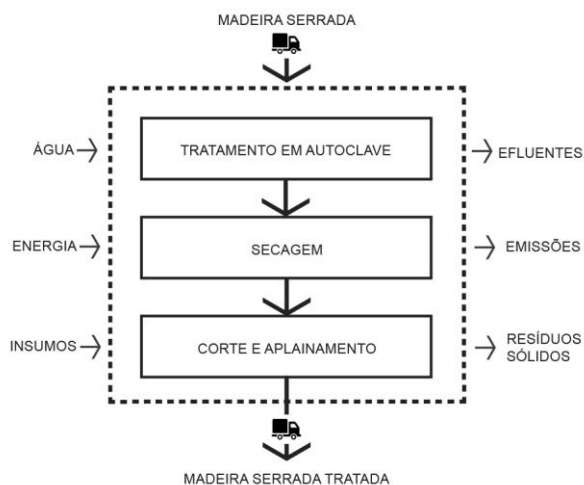
### 3.3 Tratamento da Madeira (TM)

A empresa B realiza tratamento da madeira serrada em autoclave, utilizando o preservante CCB (Borato de Cobre Cromatado). O processo de tratamento inventariado abrange uma fronteira da entrada da madeira serrada no pátio de armazenamento da indústria à saída da madeira serrada seca e tratada no portão. A Figura 4 ilustra as etapas envolvidas no processo de tratamento da madeira.

O processo de tratamento inicia-se com o armazenamento das peças de madeira serrada no galpão da usina, e caso não estejam com um teor de umidade abaixo de 20%, são submetidas à secagem. Posteriormente, seguem para o tratamento preservativo em autoclave. A câmara é abastecida com as tábuas e fechada. As peças são submetidas ao vácuo para retirada do ar e imersas na solução de CCB, quando sofrem pressão de até 12 kg/cm<sup>2</sup> por cerca de 5 minutos, parâmetros utilizados para o gênero

*Pinus*. Então, retira-se a pressão e a solução preservativa é drenada da câmara, retornando para o reservatório em condições de ser utilizada em novo processo. Novamente as peças são submetidas ao vácuo para retirar o excesso de solução presente nas peças. Toda a solução que não fica impregnada na madeira é armazenada e reutilizada em novo processo, não havendo descarte de solução preservativa.

**Figura 4: Tratamento da madeira**



As entradas e saídas envolvidas no subsistema TM, por sua vez utilizadas no desenvolvimento deste ICV, estão indicados na Tabela 4.

**Tabela 4: Lista de entradas e saídas de TM**

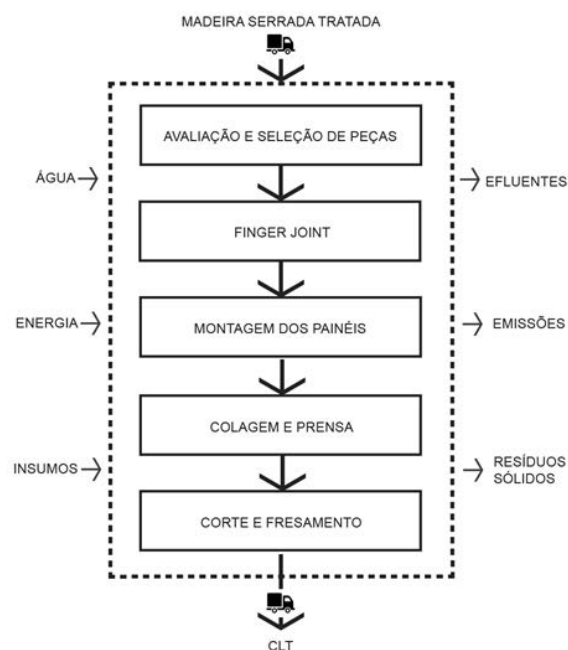
<i>Entradas</i>	<i>Unidade/m<sup>3</sup> madeira serrada tratada</i>
Madeira serrada seca	m <sup>3</sup>
Água	L
Tabiques	m <sup>3</sup>
Solução de CCB	L

Biomassa	kg
Eletricidade	MJ
Diesel	L
GLP	kg
<i>Saídas</i>	<i>Unidade/m<sup>3</sup> madeira serrada tratada</i>
Madeira serrada tratada	m <sup>3</sup>
Resíduos lenhosos	m <sup>3</sup>
Emissões gasosas	kg
Efluentes	L

### 3.4 Produção do CLT (PCLT)

A empresa D utiliza principalmente a madeira serrada tratada com CCB de *Pinus taeda*. A figura 5 ilustra as etapas envolvidas na produção do CLT.

**Figura 5: Produção do CLT**



As peças selecionadas devem estar secas e possuir teor de umidade de aproximadamente 12%, adequado para a melhor aderência, evitando defeitos como fendas e variações dimensionais. Primeiramente, é realizada uma minuciosa classificação visual para detecção de defeitos (ex: nós soltos, desvios, entre outros), os quais devem ser removidos para garantir a qualidade do painel CLT a ser produzido.

Após a seleção, as lâminas são emendadas no topo por ligações *finger joint*. As lâminas são montadas com a colocação das peças lado-a-lado até atingir o tamanho desejado. As camadas de lâminas são sobrepostas perpendicularmente umas às outras, e são pulverizadas por adesivo. O adesivo empregado é à base de poliuretano, monocomponente, livre de formaldeídos, com teor de sólidos de 100%, certificado para uso estrutural e à prova d'água. Os painéis podem ter 3, 5 ou 7 camadas variando a espessura entre 57 a 250 mm, com dimensões mínimas de 2,44 m de largura por 8,55 m de comprimento, e máximas de 3 m de largura por 12 m de comprimento. Os painéis montados são submetidos a uma prensa de infusão a vácuo sob pressão de cerca de 400 toneladas. Depois de prensados, são cortados e finalizados em um sistema *Computer Numeric Control* (CNC), dotado de 3 cabeçotes e 5 eixos, capaz de realizar cortes nas dimensões especificadas no projeto.

As entradas e saídas envolvidas no subsistema PCLT estão indicados na Tabela 5.

**Tabela 5: Lista de entradas e saídas de PCLT**

<i>Entradas</i>	<i>Unidade/m³CLT</i>
Madeira serrada tratada	m³
Resina	kg
Eletricidade	MJ
Diesel	L
GLP	kg
<i>Saídas</i>	<i>Unidade/m³CLT</i>
CLT	m³
Resíduos lenhosos	m³
Emissões gasosas	kg
Efluentes	L

#### 4 Discussão

Através da descrição qualitativa foi possível observar características da cadeia produtiva do CLT para o contexto brasileiro. Os processos produtivos descritos neste trabalho dão o formato da cadeia produtiva do CLT. Os processos OF, PMS, e TM referem-se a apenas duas empresas localizadas no Paraná e, portanto, podem variar em relação a outras regiões, em tecnologia disponível, porte da empresa, espécies, entre outros. Já o processo PCLT pode ser considerado representativo para o Brasil, pois a produção do material ainda possui poucos fabricantes no país.

Observa-se que as entradas dos subsistemas não envolvem grande variedade de insumos. A principal entrada de matéria-prima são os recursos lenhosos que circulam na cadeia, e em menor proporção, os adesivos, preservantes graxas, lubrificantes, entre outros. Em consequência disso, é possível notar que a

cadeia resulta em pouca produção de resíduos e são, em sua maioria, lenhosos. Estes resíduos podem ser convertidos em coprodutos com valor agregado, ou serem utilizados na geração de energia de biomassa, dentro ou fora do sistema em questão.

Com relação aos recursos energéticos empregados na cadeia de produto, notam-se semelhanças nos subsistemas analisados. Os principais recursos energéticos são combustíveis fósseis (diesel, gasolina, GLP), eletricidade e energia térmica proveniente da queima de biomassa. Combustíveis fósseis são principalmente utilizados em operações de transporte de insumos e transportes internos nos processos. O uso de eletricidade é importante nos subsistemas PMS, TM, e PCLT, sendo proveniente majoritariamente de concessionária de energia elétrica. Energia térmica (vapor) é aplicada nos processos que envolvem secagem da madeira. A facilidade de aproveitamento de energia de biomassa e a utilização de energia de fonte hidrelétrica nos processos fabris em questão podem configurar vantagens ambientais para cadeia do CLT, já que são consideradas fontes energéticas mais limpas.

Ainda, o desenvolvimento do estudo tem mostrado que poucos pontos da cadeia produtiva envolvem o uso de água, utilizada principalmente nos processos de secagem, tratamento da madeira, e eventualmente na aplicação de adesivos. Em função disso, a geração de efluentes nos processos também é reduzida, ou até mesmo inexistente.

#### 5 Conclusões

Este trabalho apresenta a cadeia produtiva do CLT a partir da perspectiva da ACV. A descrição qualitativa dos processos e a sistematização das informações promove um melhor entendimento da cadeia e contribui para o desenvolvimento de ICVs representativos da bioeconomia brasileira, gerando informações a respeito do CLT e a caracterização ambiental deste material para o contexto brasileiro.

#### Agradecimentos

Agradecemos aos Programas de Pós-Graduação envolvidos na pesquisa, às empresas parceiras e à CAPES e ao CNPq pelo apoio financeiro.

#### Referências bibliográficas

- BRANDNER, R.; FLATSCHER G.; RINGHOFER, A. SCHICKHOFER, G. THIEL, A. *European Journal of Wood and Wood Products*. (2016) <https://doi.org/10.1007/s00107-015-0999-5>
- BUCHANAN, Andrew H.; LEVINE, S. Bry. *Wood-based building materials and atmospheric carbon emissions. Environmental Science and Policy*, n. 2, p. 427-437. 1999.
- IBÁ - INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES. Relatório 2019. 2019. Disponível em: <https://iba.org/datafiles/publicacoes/relatorios/iba-relatorioanual2019.pdf>.
- GUSTAVSSON, Leif; PINGOUD, Kim; SATHRE, Roger. *Carbon dioxide balance of wood substitution: comparing concrete and wood-framed buildings. Mitigation and Adaptation. Strategies for Global Change*, n.11, p. 667-691. 2006.
- HAUSCHILD, M. Z.; ROSENBAUM, R. K.; OLSEN, S. I. *Life Cycle Assessment: Theory and Practice*. 2017.
- LIPPKE, Bruce et al. *CORRIM: Life-cycle Environmental Performance of Renewable Building Materials. Forest Products*, v. 54, n. 6, jun. 2004.
- MUNARO, M R et al. *Iop Conference Series: Earth and Environmental Science* (2019) <http://dx.doi.org/10.1088/1755-1315/225/1/012018>
- WAUGH THISTLETON ARCHITECTS, 100 Projects UK CLT. *Softwood Lumber Board & Forestry Innovation Investment*. 2018.



Sessão 5

# GCV e Tratamento de efluentes e resíduos



GCV-2020 | 21

## ***Impacts of a NEXUS wastewater treatment plant: a comparison between traditional and resource recovery systems***

Thais Ayres Rebello <sup>\*1</sup>

Ricardo Franci Gonçalves<sup>2</sup>

João Luiz Calmon <sup>2</sup>

<sup>1</sup>Universidade Federal do Espírito Santo, rebello.ayres.thais@gmail.com

<sup>2</sup> Universidade Federal do Espírito Santo  
\*rebello.ayres.thais@gmail.com

### **Abstract**

*The Wastewater Treatment Plants (WWTP) concept is shifting from disposal units to recovery facilities that can obtain resources such as water, energy, and nutrients, presumably decreasing the amount of environmental impacts. Nevertheless, studies regarding the Life Cycle Assessment (LCA) of Nexus systems are incipient and need to be further developed. In this context, this work aims to compare the environmental impacts of four wastewater treatment scenarios with and without resource recovery of water, energy, and biosolids to agricultural application. The base scenario used was an Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) followed by a High Rate Aerobic Pond (HRAP). The present contribution used the LCA methodology stipulated by ISO 14040:2006 and ISO 14040:2006. The Life Cycle Inventory derived from background and foreground data, developed in a pilot-scale project. The authors carried the impact assessment through openLCA 1.9 software and Ecoinvent 3.5 database and assessed Global Warming Potential and Global Temperature Potential (100 years – IPCC 2013), marine and freshwater eutrophication (ReCiPe H v1.13). Results indicate that the best scenario is the nexus wastewater treatment plant, especially due to transportation and manufacturing of fertilizers in scenarios that did not use biosolids in agricultural fields. This work highlights, however, the importance of new*

*systems to perform sludge sanitation, due to the contributions derived from quicklime production. Additionally, decreasing biogas losses throughout the processes would improve overall environmental performance.*

**Key-words:** *Wastewater Treatment Plants, Resource Recovery, Energy-Water-Food NEXUS, Life Cycle Assessment, LCA*

### **Introduction**

Wastewater Treatment Plants are not only considered as a mitigation facility but also seen as a resource recovery facility (WANG; ZIMMERMAN, 2015). Wahlberg (2015) highlights that nutrient recovery will be mandatory in the near future due to a shortage of resources. Xu et al. (2018) argue that energy production is intrinsically connected with water production. The authors studied the potential for energy conservation and recovery in Chinese in WWTP and found that the facilities present a high potential for energy saving and recovery, thus decreasing the pressure on water resources.

In this context, it is essential to aim at the development of new technologies and systems that can recover resources from wastewater. However, these systems require chemical use and transportation, energy use, and cause emissions to air and water. Thus, it is vital to analyze these alternatives, using tools such as the Life Cycle Assessment to evaluate the design of new WWTP to prevent environmental impacts.

According to Mo and Zhang (2013), the development of WWTP that applies the NEXUS concept demands for technological improvements and the use of evaluation tools such as the Life Cycle Assessment tool. The authors also mention that future research should explore the benefits and the tradeoffs of the resource recovery methodologies in different scales.

One example is the work of Miller-Robbie et al. (2015), who has investigated the food-energy-water health nexus in developing cities considering the reuse in agriculture. The authors found that, although water recycling presented benefits for urban agriculture, only less than 1% of the nutrients could be captured in those systems. Moreover, results showed that water reuse and treatment can reduce around 33% of GHG emissions.

Cornejo et al. (2016) argue that resource recovery can reduce the environmental impacts of WWTP, but little to no research was identified researching how the scale of WWTP can impact the sustainability of those systems. The authors used both LCA and three sustainability indicators: embodied energy, carbon footprint, and eutrophication. The following systems were evaluated: septic tank with aerobic treatment at the household scale, an advanced water reclamation facility at the community scale, and an advanced water reclamation facility at the city scale. The study showed that there are benefits to the centralization of WWTP in terms of embodied

energy and carbon footprint; on the other hand, the community scale was shown to have the lowest eutrophication potential.

This work aims to evaluate and compare the environmental impacts of a WWTP (UASB followed by HRAP) in four scenarios: 1- Conventional WWTP, 2- Reclaimed water recovery; 3- Reclaimed water and energy recovery and; 4- NEXUS WWTP (reclaimed water, energy, and nutrients recovery).

### Methodology

The authors used ISO 14040 and ISO 14044 (2006a and 2006b) to develop this work. The main goal is to compare the environmental impacts of traditional and resource recovery WWTP. The functional unit used was 1 m<sup>3</sup> of pretreated wastewater. Since the systems produce different products, to make the comparison possible, the multiproduct approach was used to avoid allocation. Hence, a fictional input of conventional energy, water, and fertilizer was added to the systems that did not present those products. The fictional inputs used were: energy deriving from natural gas, tap water with a conventional treatment system and nitrogen, phosphate, and potassium equivalent to the biosolid quantities as described by Sullivan et al. (2015).

This work evaluated the following categories: Global Warming Potential (GWP), Global Temperature Potential (GTP), Marine Eutrophication, and Freshwater Eutrophication.

The methodologies used were: IPCC 2013, for 100 years, and RECIPE H v.1.13.

This work simulated the openLCA 1.9 software with the support of the Ecoinvent 3.5 (cut-off system) for the background information needed. All data used were estimated using the design methods shown in Di Bernardo and Dantas (2005), Von Sperling (2005) and Santiago (2013) and the data used in the estimates derived from literature and the NEXUS wastewater treatment plant installed in Araçás, Vila Velha-Espírito Santo, Brazil. The scenarios analyzed are described in **Table 1**, while the base scenario studied is shown in **Figure 1**. Only the operational phase was evaluated. Some of the considerations used to implement the Life Cycle Inventory are:

- All background information extracted from Ecoinvent 3.5 was adapted to fit the goal. Hence, the energy matrix was adapted to fit the Brazilian electricity, and energetic matrix and all construction, maintenance, and demolition inputs were extracted.
- A biogas loss of 1% for the UASB system and 10% for the anaerobic digestion system was considered (HOBSON, 2000).
- Since the systems present the same base configuration, they were considered to

have the same potential to produce energy from biogas, water, and biosolids.

- The population considered for the design was 10.000 inhabitants, the average daily consumption was 160L/inhab.day in all scenarios.
- COD removal efficiency was 59% for the UASB system and 52% for BOD. Solid Yield coefficients were 0.29kgTSS/kgCOD and 0.08kgCODsludge/kgCOD<sub>effluent</sub>.

**Table 1 – Scenarios studied**

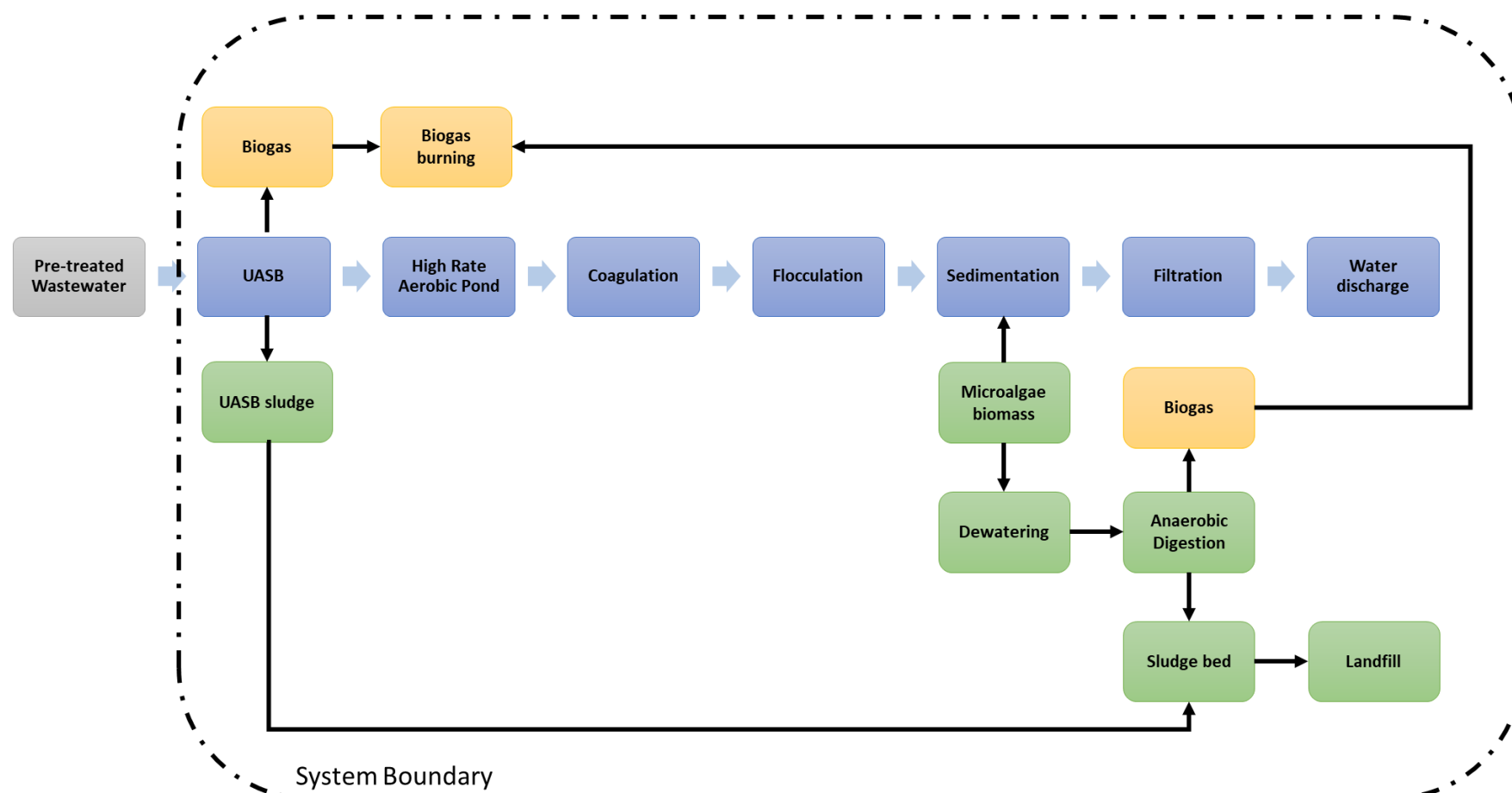
<i>Scenario</i>	<i>Description</i>	<i>Recovery of</i>
Scenario 1 (S1) – base scenario (Conventional wastewater)	Base scenario	No recovery
Scenario 2 (S2)	This scenario adds chlorination to the water-line of S1	Reclaimed water
Scenario 3 (S3)	This scenario adds biogas purification and heat and power co-generation to scenario S2	Reclaimed water and energy
Scenario 4 (S4)	This scenario adds liming of sludge to scenario S3	Reclaimed water, energy, and nutrients

**Source:** elaborated by the authors

**Figure 2** shows the inputs and outputs considered in this study.



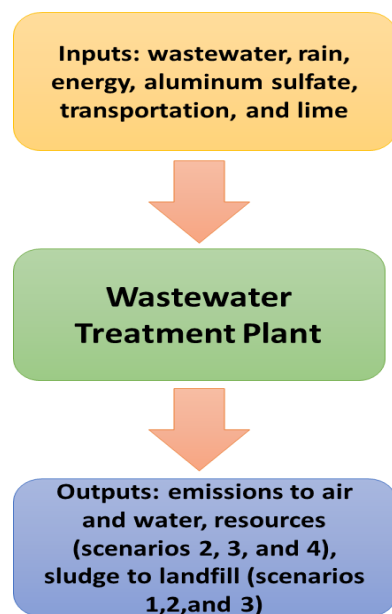
Figure 1: Base scenario of the modeling



\*UASB: Upflow Anaerobic Sludge Blanket

Source: elaborated by the authors

Figure 2 – Inputs and outputs considered in the work



Source: elaborated by the authors

## Results and discussion

After the analysis, results have shown that biogas loss on anaerobic digestion systems presented significant contributions for the GWP category. Additionally, for scenarios 1, 2, and 3, nitric acid production had a significant impact. Another important contributor was the transportation of fertilizer in the scenario (Figure 2-A) The same hotspots were identified for GTP (Figure 2-B).

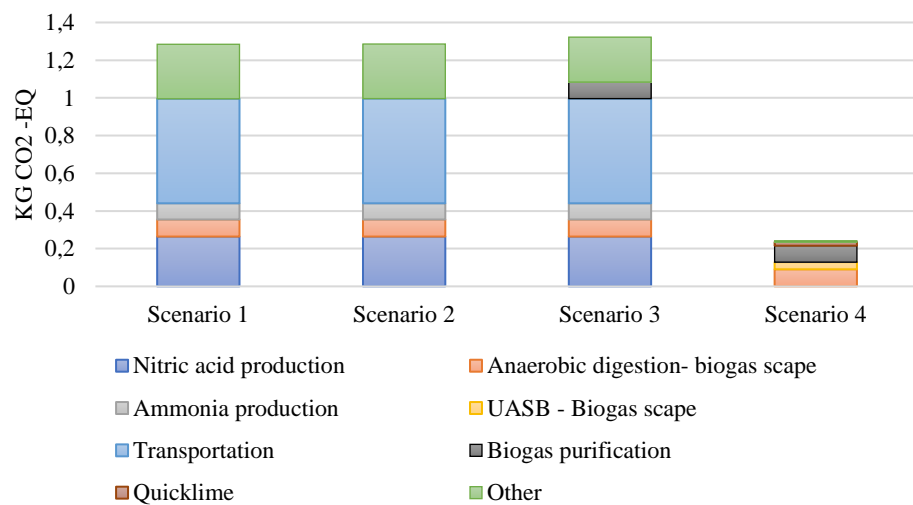
Regarding the GWP category, scenario 3 presented the worst performance. This was due to the inclusion of biogas purification when compared to scenarios 1 and 2. The Nexus scenario presented a decrease of 81% of the environmental impact, when compared to the conventional wastewater. The major contributors for this impact were nitric acid production (up to 21% of the total impact on scenarios 1 and 2), transportation and biogas escape on the anaerobic digestion for the nexus wastewater treatment plant (38% - S4). Hence, new technologies should strive to prevent biogas losses in those facilities. Another hotspot identified was biogas loss in the purification process, which accounted for 7% and 36% of the impact on scenario 3 and 4. Quicklime production, used in the sludge system, accounted for 8% of the total environmental impact for scenario 4. This highlights the importance of testing new techniques for sludge hygiene, such as the use of slag instead of hydrated lime, composting, and thermal drying.

For the GTP category, scenario 3 presented a 3% reduction on the total environmental impact from scenario 1 and scenario 4 showed a 95% reduction on the environmental impact. The major contributor for this category was transportation, coming up to 51% of the total environmental impact in scenario 3. Nevertheless, in scenario 4 the most significant contributor was quicklime production (32%), followed by biogas escape from the anaerobic digestion system (24%)

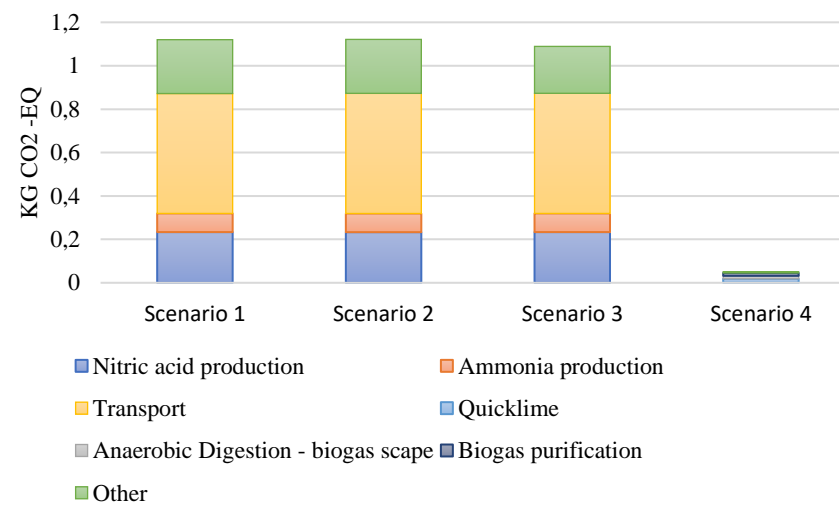
This difference between GWP and GTP categories is due to the calculation methods. According to Wang et al. (2013), GWP was developed in 1990 and assess a time-integrated global mean radiative forcing of 1kg reference gas (CO<sub>2</sub>). In this category, all Greenhouse gases are converted into CO<sub>2</sub>. Alternatively, GTP is defined as the ratio between global mean surface temperature change at a given future time emission and sustained emission. The authors argue that both categories will present a close mathematical expression when considering a significant amount of time; however, for 100 years, the values found will differ highly. Wang et al. (2013) have concluded that results from GTP and GWP for countries emissions can vary greatly and for Brazil, the difference would account for a 42% difference.

Concerning marine and freshwater eutrophication, the nexus wastewater treatment plant showed the smallest environmental impact (Table 2). Regarding freshwater eutrophication, since only the conventional WWTP discharges the wastewater in a water body, a 100% reduction was identified in scenario 4, while scenario 2 and 3 had a 94% reduction of the total environmental impact. This was achieved only with water reuse. The processes that presented the highest environmental contributions were the treatment of sulfidic tailing for scenarios 2 and 3 and the treatment of hard coal for scenario 4.

Figure 2: Results obtained for both IPCC categories



(A)



(B)

(A) GWP 100 years impacts and (B) GTP 100 years impacts

Scenario 1: conventional wastewater treatment plant, Scenario 2: water recovery, Scenario 3: Water and Energy recovery, Scenario 4: water-energy-nutrients nexus wastewater treatment plant

Source: elaborated by the author

For marine eutrophication, a reduction of 99% of the total environmental impact was identified in scenario 4, when compared to the traditional wastewater treatment plant. The most significant contributors in this category were transportation for all scenarios, coming up to 50% in S1, S2, and S3.

**Table 2 - Freshwater and marine eutrophication**

Scenarios	Freshwater eutrophication (kgP-Eq)	Marine eutrophication (kgN-Eq)
S1	1,06E-03	3,20E-04
S2	6,06E-05	3,20E-04
S3	6,01E-05	3,20E-04
S4	1,39E-06	2,07E-06

**Source:** elaborated by the authors

## Conclusion

This research strived to understand which configuration of UASB + HRAP Wastewater Treatment Plant presented a better environmental performance. The work compared the following scenarios: 1- Conventional Wastewater Treatment Plant; 2- Water recovery; 3- Water and Energy recovery; 4- Nexus wastewater.

Through the use of the Life Cycle Assessment methodology, it was possible to identify that the Nexus wastewater treatment plant presented a better environmental performance in the categories analyzed, as the base scenario impact can be smaller than other alternatives without

resource recovery. The work also indicated the most significant points to improve even further the environmental impact of nexus wastewater: transportation, chemical use, biogas losses, and quicklime production.

The authors also highlight the importance of further development of this configuration, aiming to decrease the environmental impacts even further.

## References

- CORNEJO, P. K.; ZHANG, Q.; MIHELICIC, J. R. How Does Scale of Implementation Impact the Environmental Sustainability of Wastewater Treatment Integrated with Resource Recovery? *Environmental Science and Technology*, v. 50, n. 13, p. 6680–6689, 2016.
- DI BERNARDO, L.; e DANTAS, A. D. *Métodos e Técnicas de Tratamento de Água*. 2ª Edição. Volumes 1 e 2, RiMa Editora, São Carlos. 2005
- HOBSON, J. CH4 and N2O emissions from waste water handling. *Good practice guidance and uncertainty management ...*, p. 441–454, 2000. Disponível em: <<http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:CH4+and+n2o+emissions+from+waste+water+handling#1>>.
- ISO – International organization for standardization ISO 14040. Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework. Geneva: ISO, 1997. 20p.
- ISO – International organization for standardization ISO 14044. Environmental management -- Life cycle assessment -- Requirements and guidelines Geneva: ISO, 2006. 46 p.
- MILLER-ROBBIE, L.; ULRICH, B. A.; RAMEY, D. F.; et al. Life cycle energy and greenhouse gas assessment of the co-production of biosolids and biochar for land application. *Journal of Cleaner Production*, v. 91, p. 118–127, 2015.
- MO, W.; ZHANG, Q. Energy-nutrients-water nexus: Integrated resource recovery in municipal wastewater treatment plants. *Journal of Environmental Management*, v. 127, p. 255–267, 2013.
- SANTIAGO, A. DA F. Avaliação Do Desempenho De Lagoas De Alta Taxa No Tratamento De Esgoto Pré-Desinfectado Submetidas a Diferentes Níveis De Radiação Solar. , p. 158, 2013.

SULLIVAN, D.; COGGER, C.; BARY, A. Fertilizing with Biosolids. *Pacific Northwest Extension*, n. June, p. 1–18, 2015. Disponível em: <<papers3://publication/uuid/5292CE29-0074-4246-B78B-2862FC2CC174>>.

VON SPERLING, M. Biological wastewater treatment in warm climate regions. 3a edição, Belo Horizonte – MG, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005, 452

WAHLBERG, E. J. Nutrient Recovery: Why It is Not an Option Anymore. *Proceedings of the Water Environment Federation*, v. 2014, n. 17, p. 3799–3805, 2015.

WANG, C. K.; LUO, X. Z.; ZHANG, H. Shares differences of greenhouse gas emissions calculated with GTP and GWP for major countries. *Advances in Climate Change Research*, v. 4, n. 2, p. 127–132, 2013. Elsevier Masson SAS. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.3724/SP.J.1248.2013.127>>.

WANG, R.; ZIMMERMAN, J. B. Economic and environmental assessment of office building rainwater harvesting systems in various U.S. Cities. *Environmental Science and Technology*, v. 49, n. 3, p. 1768–1778, 2015.

XU, J.; LUO, P.; LU, B.; et al. Energy-water nexus analysis of wastewater treatment plants (WWTPs) in China based on statistical methodologies. *Energy Procedia*, v. 152, p. 259–264, 2018. Elsevier B.V. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.egypro.2018.09.116>>.

## Acknowledgments

We would like to thank all reviewers from the GCV conference. Additionally, this study was partly financed by the *Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior* (College and Graduate Education Improvement Coordination) – Finance code 001. The authors also acknowledge the financial support given by *Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Espírito Santo* (Espírito Santo Research and Innovation Support Foundation – FAPES) project 107/2019.

## ***A Gestão Sustentável de Resíduos Sólidos Urbanos com Base na ACV, AECV e ACVS: Perspectivas e Caminhos para o Brasil e Países em Desenvolvimento.***

*Flávio Vassallo Mattos<sup>1</sup>*

*Giusilene Costa de Souza Pinho<sup>1</sup>*

*José Carlos Martins Ramalho<sup>1</sup>*

*João Luiz Calmon<sup>1</sup>*

*Renato Ribeiro Siman<sup>1</sup>*

<sup>1</sup>*Centro Tecnológico, Universidade Federal do Espírito Santo – Prog. de Pós-Graduação em Eng. Ambiental. giusilenecosta@gmail.com*

### **Resumo**

*Os decisores públicos e privados que trabalham com gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos (GRSU) necessitam tomar decisões assertivas, no sentido de minimizar os impactos econômicos, ambientais e sociais. Para tal, existem ferramentas de apoio à decisão que permitem avaliar tais impactos. Uma das ferramentas é a Análise de Ciclo de Vida (ACV) nas suas versões: Ambiental (ACV), Econômica (AECV) e social (ACVS). O objetivo deste estudo é apresentar uma revisão bibliográfica da ACV nestas vertentes, aplicadas ao GRSU no Brasil e outros países em situações similares, tendo como enfoque os elos dos Serviços de Limpeza Urbana e Manejo de Resíduos Sólidos (SLUMRS). Como resultado percebe-se que enquanto a ACV ambiental encontra-se consolidada, os estudos que descrevem a avaliação dos impactos sociais e econômicos ainda são de menor expressão. Essa evidência demonstra que os três pilares da sustentabilidade não se encontram no mesmo nível de pesquisa, sendo essa uma oportunidade de explorar e harmonizar essas áreas.*

**Palavras-chaves:** *Gestão sustentável de resíduos; Avaliação da sustentabilidade do ciclo de vida; Custos do ciclo de vida; Avaliação do ciclo de vida social; Países em desenvolvimento.*

### **Introdução**

No mundo já são gerados em torno de 0,74 kg/habitante/dia de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) nas áreas urbanas, enquanto no Brasil esse valor foi de 1,04 kg/habitante/dia (World Bank, 2019). Assim, percebe-se a necessidade da manutenção de um sistema integrado que contemple desde a redução quanto à segregação na fonte, coleta e transporte, destinação e disposição final. A execução desses serviços deve gerar o mínimo de impactos negativos para o meio ambiente, para a economia e para a sociedade

Com isso, os gestores dos SLUMRS necessitam tomar decisões assertivas, não só no sentido de minimizar os riscos em relação aos danos que podem ocorrer no meio ambiente, como também oferecer serviços que incrementem bem estar à população (LAURENT *et al.*, 2014; DI FOGGIA E BECCARELLO, 2018).

Focado no gerenciamento eficiente, é possível atender as metas e diretrizes de sustentabilidade fomentadas pela Organização das Nações Unidas. Neste contexto, para que tenha sucesso, as alternativas tecnológicas para gerenciamento de RSU necessitam ser analisadas frente a diversas situações que envolvem aspectos

políticos, ambientais, econômicos e sociais (LEME *et al.*, 2014).

Por isso, a ACV surgiu inicialmente como ferramenta de apoio à tomada de decisão para aferição de impactos ambientais (COELHO e LANGE, 2018). Na atualidade, contempla também aspectos econômicos e sociais, podendo ser utilizada para analisar a sustentabilidade de produtos, serviços e processos (LIIKANEN *et al.*, 2018).

A vertente econômica da sustentabilidade é a Análise Econômica de Ciclo de Vida (AECV) ou, ainda, Análise de Custo de Vida (em inglês LCC) que, de forma análoga à ACV, em que são estimados os impactos ambientais “do berço ao túmulo”, permite decidir a viabilidade econômica de qualquer projeto, serviço, ou produto (ADDIS e TALBOT, 2001).

Os aspectos sociais, também podem ser analisados com a ferramenta ACV (APARCANA e SHALHOFER, 2013). Esta é mais recente que as demais e mesmo que não tenha uma conformidade aceita em todo o processo, incluindo na forma de avaliação (PETTI *et al.*, 2018), é uma maneira de proporcionar aos gestores ou tomadores de decisão um embasamento para a realização de um julgamento (MACOMBE *et al.*, 2013).

Assim, o principal objetivo deste estudo foi trazer à luz da comunidade científica resultados em que foram empregados a ACV (ambiental, econômica e social) para o gerenciamento RSU, contribuindo para auxiliar pesquisadores na

busca de lacunas existentes para novas pesquisas nesta área.

### Metodologia

Esta pesquisa contém enfoque qualitativo e utilizou revisão bibliográfica de artigos de bancos de dados como: *Scopus*, *Science Direct*, *Engineering Village* e Portal Capes. Foram analisadas as produções que empregaram o uso da ACV ambiental, econômica e social.

Foram utilizadas buscas com palavras chaves, para o período de 2009-2019. Após a obtenção dos artigos, foram selecionados com base na aderência dos mesmos ao tema de cada módulo. Inicialmente pelo título, depois pela leitura do resumo, pelo conteúdo do texto. Por fim, foi adicionado um artigo anterior ao período pesquisado pela relevância em relação ao número de citações.

No estudo do elemento ambiental, as palavras-chaves foram: “*life cycle assesment*”, “*LCA*”, “*municipal solid waste*”, “*developing country*”, “*environmental indicator*” e “*waste management*”.

As expressões utilizadas na busca da AECV foram: “*life cycle costs*”, “*municipal solid waste*”, “*waste collection*”, “*waste treatment*”, “*energy recovery*” e “*final disposal*”.

As palavras-chaves usadas para a busca da ACVS foram: “*waste management*”, “*SLCA*”, “*developing country*” e “*social indicator*”.

### Elemento Ambiental da Análise do Ciclo de Vida Aplicado ao Gerenciamento de RSU

Segundo Laurent *et al.*, 2014, devido às características intrínsecas de cada região, a melhor estratégia para o tratamento de resíduos não pode ser generalizada de forma global e sim, localmente, para minimizar os impactos ambientais.

Estudos de ACV, no Brasil, tendem a crescer impulsionados pela política nacional de resíduos sólidos – (COELHO e LANGE, 2018). Mas a falta de dados sobre o gerenciamento de RSU e inventários de ciclo de vida (ICV) geograficamente apropriados ao estudo, ainda continuam a ser barreiras para as pesquisas.

Ibañez-Forés *et al.* (2018) realizaram um levantamento das pesquisas feitas no Brasil entre 2003 e 2018 e constataram que a maioria usa banco de dados de origem europeia. Os mais usados foram versões diferentes do Ecoinvent ou outros bancos de dados incluídos nos softwares SimaPro ou Gabi. Em relação à avaliação de impacto, os métodos mais utilizados são os de *midpoints*, destacando-se o elaborado pelo *Center of Environmental Science* (CML) da Universidade de Leiden, na Holanda. Nos trabalhos de Lima *et al.* (2018) e Lima *et al.* (2019) a modelagem foi realizada no EASETECH, software desenvolvido na Universidade Tecnológica da Dinamarca especificamente para estudos de ACV com foco na GRSU. A avaliação de impacto foi feita com

o método recomendado pelo *International Reference Life Cycle Data System* (ILCD).

A coleta dos resíduos separados na origem tem sido alvo de algumas cidades que fomentam este hábito na população. Nos países desenvolvidos, vários estudos já avaliaram a influência da coleta separada na fonte, sob a perspectiva ambiental, usando a ACV. No contexto dos países em desenvolvimento, Yong *et al.* (2015) descreveram que os impactos ambientais tem uma queda notável após separação nas fontes. Comparados com a coleta mista de RSU, os impactos de 30, 18, 28 e 29% em relação ao aquecimento global, acidificação, o enriquecimento de nutrientes e a formação fotoquímica de ozônio, foram salvos respectivamente para o meio ambiente.

No Brasil, Reichert e Mendes (2014) abordaram cenários teóricos para a cidade de Porto Alegre, que incluíram coleta separada de materiais recicláveis e orgânicos em vários graus, combinados com diferentes abordagens para o tratamento de resíduos mistos, incluindo sistemas com incineração e Tratamento Mecânico Biológico (TMB). Seus resultados mostraram que os cenários com alta coleta seletiva e tratamento completo de resíduos no TMB apresentaram o melhor desempenho ambiental.

Ibañez-Forés *et al.* (2018) estudaram a evolução de gestão de RSU e seu impacto ambiental entre os anos de 2005 e 2015, na cidade de João Pessoa, onde foi implementada uma coleta separada de recicláveis, cobrindo

aproximadamente 20% dos distritos. Apesar do baixo desempenho da reciclagem apurado naquela época, em torno de 7%, os impactos ambientais diminuíram ao longo do tempo. O estudo concluiu que aumentar a coleta seletiva, implementar métodos alternativos para valorizar também a fração orgânica e otimizar a etapa de transporte, foram ações importantes para reduzir o impacto ambiental gerado pelos RSU no seu território de estudo.

Sobre a destinação e disposição final, Yong *et al.* (2015) descreveram melhores desempenhos ambientais para a incineração do que o aterro sanitário, em todas as categorias de impacto analisadas. Os autores ressaltam que, no contexto chinês, as vantagens ambientais da incineração foram oriundas principalmente da recuperação de energia.

Já no Brasil, Mendes *et al.* (2004), também avaliaram o impacto ambiental da incineração e aterro de resíduos para sólidos urbanos em São Paulo. Foram avaliados três cenários de incineração e dois cenários de aterro. O estudo mostrou que entre os cenários de incineração, o que considera a destinação das cinzas para um aterro resultou nos menores valores de impacto para todas as categorias avaliadas: aquecimento global, acidificação e enriquecimento de nutrientes. O aterro teve um impacto ambiental maior que a incineração, o que corrobora com o estudo realizado por Yong *et al.* (2015). Mas, embora o descarte de cinzas em um aterro tenha baixos impactos ambientais, a lixiviação de metais pesados pode ser tóxica para o meio

ambiente. Coelho e Lange (2018) também ressaltaram no seu trabalho, que o pior desempenho obtido em termos de impactos ambientais foi o que representa a destinação para aterro, quando avaliado o caso da cidade do Rio de Janeiro.

Estudos que combinam cenários de incineração com TMB apresentam esta alternativa como promissora para o Brasil (SOARES *et al.*, 2017; LIIKANEN *et al.* 2018; LIMA *et al.*, 2019). As pesquisas realizadas por Liikanen *et al.* (2018) e Lima *et al.* (2019), respectivamente para São Paulo e Campo Grande enfatizam que os impactos ambientais dos RSU podem ser reduzidos pela digestão anaeróbia de resíduos orgânicos separados por fonte e TMB, desde que o combustível derivado de resíduos (CDR) seja utilizado na produção de cimento. Sobre a utilização deste combustível, Lima *et al.* (2019) sugerem que mais estudos sejam realizados para averiguar a viabilidade técnica e econômica do mesmo, para a realidade brasileira, dando assim, maior validade aos ganhos ambientais encontrados nas pesquisas realizadas.

Os autores também ressaltaram que o uso de incineração, no Brasil, carece de enfrentamento de barreiras econômicas, políticas e sociais que ainda precisam ser vencidas (SOARES *et al.*, 2017). Outro ponto importante é que, diferentemente da Europa e da Ásia, verificou-se nos estudos de ACV, que a incineração não iria trazer grandes impactos aos sistemas de produção de energia, devido à expressiva contribuição de fontes renováveis na matriz

elétrica brasileira (MENDES *et al.*, 2004; SOARES *et al.*, 2017; LIIKANEN *et al.*, 2018; LIMA *et al.*, 2018; LIMA *et al.*, 2019).

### **Elemento Econômico da Análise do Ciclo de Vida Aplicado ao Gerenciamento de RSU**

De acordo com D'onza *et al.* (2016), apesar de a coleta seletiva de resíduos na fonte ter um preço elevado quando comparada com a coleta indiferenciada, esses custos diminuem com o aumento de resíduos que são separados da coleta total, enquanto que os custos da coleta indiferenciada aumenta. Além disso, reduzem-se os custos na fase separação dos resíduos.

Fei *et al.* (2018) analisaram a eficiência energética e de viabilidade econômica de sistemas de tratamento mecânico-biológico (TMB), comparando com incineração e aterro. Visto que a coleta seletiva nos países em desenvolvimento é tipicamente baixa, comparativamente à dos países desenvolvidos, os TMB são uma opção a considerar, dado que podem separar resíduos recicláveis a partir de resíduos indiferenciados, embora com desperdícios. Os resultados mostraram que, ao contrário da melhor eficácia ambiental, os TMB têm um desempenho econômico fraco, por isso, requerem políticas de favorecimento econômico, e ainda o compartilhamento dessas infraestruturas entre unidades federativas, pelo que a incineração apresentou vantagens econômicas significativas.

Aracil *et al.* (2018) estudaram a implementação de tratamentos de resíduos com recuperação de energia (gaseificação e incineração) em países com predominância de utilização de aterros sanitários. As opções baseadas em gaseificação se comparam favoravelmente à incineração. Entre as alternativas de gaseificação, o motor de combustão interna é de longe a melhor opção se a energia obtida de uma t de lixo de RSU também for considerada, devido à eficiência muito maior. Relativamente à incineração, a melhor situação seria utilizar duas plantas de incineração centralizadas, gerando 54 e 53 MW de potência elétrica, respectivamente.

O estudo de Leme *et al.* (2014) estabelece um comparativo econômico entre a geração de energia através da incineração (turbinas a vapor) e através de gás de aterro (motor de combustão interna), no Brasil. O aterro mostrou-se viável economicamente só acima dos 500 mil habitantes, mostrando a grande importância do fator escala para o sucesso do sistema. Já para a incineração, o estudo mostrou inviabilidade independentemente da população. Isto se deve aos elevados custos de operação e investimento, para o Brasil, que não são suficientemente repassados aos municípios brasileiros que usufruem desses serviços. Apenas nas cidades maiores, as taxas pagas pelos municípios são suficientes, pelo tamanho dos incineradores.

A análise de custos de Fernández-González *et al.* (2017) também destaca a influência dos baixos custos associados à eliminação de resíduos. Uma comparação entre os diferentes custos de aterros

sugeriu que o baixo preço do aterro é uma das principais razões para a taxa de ocupação do solo com disposição final de resíduos ainda ser elevada. Os autores concluem que um baixo custo do aterro não facilita a implementação de medidas para a exploração material e energética de resíduos, alternativas ambientalmente mais sustentáveis. Assim, sugerem que sejam cobradas taxas para desincentivar o envio de resíduos para o aterro sem as etapas anteriores de tratamento.

Finalmente, o estudo de Colvero *et al.* (2020), que analisa um sistema de gestão de RSU para 19 municípios de Goiás como um todo, revela que centralizar a planta de incineração e o aterro, descentralizando os tratamentos ao nível municipal diminui os custos com transporte de resíduos, que podem ascender a 59-64% dos custos totais do sistema. Além disso, apesar das tarifas municipais serem superiores, os cenários com digestão anaeróbia têm receitas até 15% em relação àqueles com compostagem comunitária. E para um projeto sem fins lucrativos, o tempo de retorno do investimento é de 20 anos; a uma taxa interna de retorno de 8%, o projeto é pago em 10 anos.

### **Elemento Social da Análise do Ciclo de Vida Aplicado ao Gerenciamento de RSU**

Ainda não existe um consenso sobre métodos de avaliação de impacto social, suas categorias e subcategorias, bem como indicadores que poderiam ser considerados na avaliação do

impacto social percebidos dentre as alternativas de GRSU (IBÁÑEZ-FORÉS *et al.*, 2019).

Em se tratando de coleta, Yıldız-Geyhan *et al.* (2019) se atentaram para análise de aspectos sociais entre catadores “formais” (com direitos trabalhistas) e informais na cidade de Maltepe, Istanbul – Turquia, empregando ACVS, com uso de dados semi-quantitativos e quantitativos. Os catadores informais tiveram impactos negativos quando foram analisadas questões de saúde e segurança, condições de trabalho (devido à hora de trabalho excessivas, falta de salário justo, entre outros) e direitos humanos, pela verificação da utilização de mão de obra infantil. Tais resultados também foram verificados no trabalho de Aparcana e Shalhofer (2013), realizado no Peru, com uso de indicadores semi-quantitativos. Fato relevante aparece nos resultados das entrevistas das comunidades locais, descrevendo que os catadores informais ainda foram socialmente mais aceitáveis do que aqueles formalizados.

No Brasil, Ibáñez-Forés *et al.* (2018) realizaram um estudo de caso na cidade de João Pessoa em relação ao GRSU, com foco no aspecto da coleta seletiva/reciclagem, buscando-se verificar indicadores (qualitativos e semi-quantitativos) e as categorias de impacto social. Segundo os autores, os indicadores sociais que tiveram melhor desempenho foram “horas de trabalho e/ou descanso semanal” e “condições de vida seguras e saudáveis” (acesso a recursos materiais). Os indicadores sociais que tiveram o pior desempenho foram “regulamentação



trabalhista” e “salário justo”, seguidos de “características sociais da população” e “emprego legal com benefícios/segurança social”.

Destinação e disposição final abordadas por Zhou, *et al.* (2019) propõem um modelo de avaliação para desenvolvimento sustentável (3E+S) tendo como base a ACV na China. Com relação à ACVS, os autores fizeram uso de 03 das 05 categorias propostas pelo UNEP-SETAC (2009) – trabalhador, comunidade local e sociedade – 08 subcategorias e 18 indicadores – processo semi-quantitativo para obtenção dos dados. Em relação ao aspecto social, 04 cenários foram propostos, sendo a incineração a que teve o melhor desempenho social para “acesso a recursos materiais”, pois ocupa menos terra e, como precisam de mais mão de obra, promovem o emprego local. O que impacta negativamente na incineração são as questões ligadas ao ruído e conflitos e protestos associados à construção e operação das instalações.

No trabalho de Harijani *et al.* (2017) foi contemplada a busca de otimização de processos de reciclagem e descarte para RSU, em Teerã – Irã. A análise social se baseou nas categorias e subcategorias propostas pelo UNEP-SETAC (2009). Resultados mostraram que as instalações que fazem reciclagem e digestores anaeróbios possuem os maiores impactos sociais positivos, seguidos pelas instalações de incineração e tratamento térmico avançado, e finalmente aterros sanitários com recuperação de gás e instalações de compostagem.

Menikpura *et al.* (2012) realizaram um trabalho sobre sistemas de GRSU na Tailândia, onde foram usados processos quantitativos, com dois indicadores: danos à saúde humana e bem-estar da comunidade com base em sua renda. Sendo as “categorias” referenciadas: força de trabalho e a participação da comunidade. A forma de impacto estudada para a saúde humana verificou a “perda” de anos de vida por incapacidade (DALYs) atrelada a todas as etapas do RSU. O indicador baseado no bem-estar comunitário focou no crescimento econômico local, aumento de oportunidade de emprego e aumento de renda de uma forma geral. Com relação aos danos à saúde humana, verificou-se que o uso de materiais recicláveis causa menos danos que os mesmos saindo das fábricas (virgens), exceto para o plástico. Na adoção de sistemas com reciclagem de resíduos, obtêm-se menores impactos negativos, alavancado pelo quesito bem-estar da comunidade baseado em renda.

### Conclusões

Numa perspectiva ambiental, a maioria dos trabalhos enfatizam que aumentar a coleta seletiva, implementar métodos alternativos para valorizar a fração orgânica e trabalhar a melhoria da eficiência da etapa de transporte, são ações importantes para diminuir o impacto ao meio ambiente dentre os elos da GRSU. Pesquisas que combinam cenários de incineração com tratamento mecânico-biológico apresentam-se como promissoras, pois o aterro sanitário foi

sempre o que demonstrou maiores danos ambientais, mostrando que países de economia emergente precisam rever com urgência sua estratégia de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos, em atenção e proteção ao meio ambiente.

Com respeito ao elemento econômico, verifica-se que os trabalhos abordam predominantemente os sistemas de GRSU como um todo e não aos elos isolados. Os custos dos tipos de coleta são, a princípio, afetados diretamente na fase de destinação, justificando a abordagem integrada em vez de isolada, pois na somatória dos gastos pode haver uma compensação para opção de uma coleta mais cara. Para a destinação, existe uma variedade de estudos que tratam dos custos de sistemas de tratamento com aproveitamento energético e de incineração. Nesta última, sem unanimidade em relação ao efeito de escala em sua viabilidade.

Em se tratando dos aspectos sociais, verifica-se que as categorias de impactos propostas pelo UNEP/SETAC (2009) não são unanimidade, e que os autores escolhem as categorias, subcategorias e indicadores com base em diferentes abordagens, o que pode causar diversos caminhos para uma avaliação de impacto global. Com relação à sustentabilidade, os impactos sociais positivos são conseguidos quando do uso de sistemas com reciclagem, pois utilizam mais mão de obra e geram renda, e os impactos negativos são consequência de: falta de remuneração, condições de trabalho e saúde adequadas; desvalorização, por parte da

sociedade, de pessoas que trabalham na coleta de recicláveis; entre outros.

Por fim, conclui-se que em nível ambiental, existem trabalhos relevantes de ACV, entretanto, com relação aos impactos sociais e econômicos a quantidade de literatura publicada ainda é bem inferior à ambiental. Isso mostra que os três pilares da sustentabilidade não se encontram no mesmo nível de pesquisa, sendo essa uma oportunidade de explorar e harmonizar essas áreas.

## Agradecimentos

Os autores deste estudo agradecem o apoio financeiro concedido pela Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Espírito Santo (FAPES), projeto 107/2019.

## Referências

- Addis, B.; Talbot, R. Sustainable construction procurement: a guide to delivering environmentally responsible projects. 2001.
- Aparcana, S.; Salhofer, S. Int. J. Life Cycle Assess (2013). <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0559-3>.
- Aracil, C. *et al.* Waste Management (2018). <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.03.039>.
- Coelho, L. M. G.; Lange, L. C. Resources, Conservation and Recycling (2018). <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.09.026>
- Colvero, D. A. *et al.* Waste Management (2020). <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.11.033>
- Di Foggia, G.; Beccarello, M. Waste Management (2018). <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.07.040>
- D'Onza, G.; Greco, G.; Allegrini, M. Journal of Environmental Management (2016). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.09.002>
- Fei, F. *et al.* Journal of Cleaner Production (2018). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.01.060>
- Fernández-González, J. M. *et al.* Waste Management (2017). <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.05.003>
- Harijani, A. M.; Mansour, S.; Karimi, B.; Lee, C. J. Clean. Prod. (2017). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.030>.
- Ibáñez-Forés, V. *et al.* Ecological indicators. (2019). <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.10.031>.
- Ibáñez-Forés, V. *et al.* Waste Management (2018). <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.10.027>
- Laurent, A. *et al.* Waste management (2014). <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.045>
- Leme, M. M. V. *et al.* Resources, Conservation and Recycling (2014). <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.03.003>
- Liikanen, M. *et al.* Journal of cleaner production (2018). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.06.005>
- Lima, P. M. *et al.* Waste management (2018). <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.07.007>
- Lima, P. M. *et al.* Waste management (2019). <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.04.035>
- Macombe, C. *et al.* Cleaner Production (2013). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.03.026>
- Mendes, M. R.; Aramaki, T.; Hanaki, K. Conservation and Recycling (2004). <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2003.08.003>
- Menikpura, S. N. M. *et al.* Waste and Biomass Valorization (2012). <https://doi.org/10.1007/s12649-012-9119-5>
- Petti, L. *et al.* International Journal of Life Cycle Assessment (2018). <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1135-4>
- Soares, F.R.; Miyamaru, E. S.; Martins, G. (2017). Engenharia Sanitária e Ambiental <https://doi.org/10.1590/s1413-41522017155522>
- UNEP-SETAC. (2009) Guidelines for social life cycle assessment of products. Life-Cycle initiative. Paris, França.
- Yıldız-Geyhan, E., *et al.* Resources, Conservation and Recycling (2019). <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.12.028>.
- Yong, C. *et al.* Journal of Material Cycles and Waste Management (2015). <https://doi.org/10.1007/s10163-014-0300-8>
- World Bank. (2019) Disponível em: [www.worldbank.org](http://www.worldbank.org). Acesso em outubro de 2019.
- Zhou, Z., *et al.* Journal of Cleaner Production (2019). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.074>.

## ***Avaliação do Ciclo De Vida Do Processo De Reciclagem De Plásticos Proveniente De Resíduos De Equipamentos Eletroeletrônicos***

Mariane Guerra Martins<sup>1</sup>

Profa. Dra. Andrea Oliveira Nunes<sup>2</sup>

Profa. Dra. Virgínia Aparecida da Silva Moris<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidade Federal de São Carlos -Campus Sorocaba, SP.

<sup>2</sup>Universidade Federal do Rio Grande do Norte – Campus Natal, RN.

[Mare.martins@hotmail.com](mailto:Mare.martins@hotmail.com)

### **Resumo**

*Os resíduos de equipamentos eletroeletrônicos (REEE) em fim de vida causam problemas por serem, na grande maioria, descartados em locais inadequados. Por isso, há a necessidade do entendimento de que os materiais e componentes presentes nos REEE ainda possuem valor e podem contribuir financeira e ecologicamente evitando extração de matérias primas virgens. Dessa forma, modelos de economia circular mostram-se importantes para o fechamento do ciclo de materiais através do ecodesign, reciclagem ou reutilização de componentes. Levando em consideração que o plástico representa aproximadamente 20% dos REEE, o objetivo deste trabalho foi apresentar os impactos ambientais no processo de reciclagem de plásticos quando comparados aos materiais virgens. Para a realização dessa pesquisa, foram coletados os dados primários referentes aos 12 meses de 2019, do processo de reciclagem de plástico proveniente de REEE em uma empresa brasileira para realizar a avaliação do ciclo de vida com abordagem*

*cradle-to-gate. As etapas do processo de reciclagem consideradas neste trabalho foram: Recebimento do REEE, triagem, separação dos componentes, moagem e extrusão do plástico. Foram utilizados o software Simapro Faculty 9.0.0.30 e o método CML - IA baseline (2003), onde o fluxo de referência estabelecido foi de 1 kg de plástico reciclado sendo 0,5 kg Acrilonitrila butadieno estireno (ABS) e 0,5 kg Poliestireno de alto impacto (PSAI) extrudados. Os resultados obtidos mostram que a reciclagem de plástico apresenta impactos ambientais reduzidos quando comparado aos materiais virgens. O estudo mostra a influência dos recursos utilizados e do processo de tratamento de resíduos para os resultados das categorias de impacto e mostrou que a energia elétrica é o principal fator. Por fim, conclui-se que a reciclagem dos REEE é importante não só na diminuição de resíduos sólidos descartados no meio ambiente, mas também no controle dos impactos ambientais.*

**Palavras-chaves:** *Reciclagem, REEE, economia circular, plástico, avaliação do ciclo de vida.*

### **Introdução**

Nos últimos anos, os avanços nas telecomunicações e tecnologias da informação aumentaram a globalização, tornando possível desenvolver mercados para os novos produtos em escalas maiores do que antes em termos de aquisição de dados, disseminação de produtos, aplicação de tecnologia, comportamento do consumidor e inserção no mercado (Tansel, 2017).

Segundo a Associação Brasileira da Indústria Elétrica Eletrônica, ABINEE, (2019), a produção industrial do setor de equipamentos eletroeletrônicos cresceu 5% em 2019 em relação ao ano 2017. Os maiores acréscimos na indústria eletrônica foram nos segmentos de equipamentos de automação industrial (9%), Materiais de instalação (9%), Equipamentos industriais (8%), utilidades domésticas (8%), equipamentos de telecomunicação (6%) e informática (5%).

Os equipamentos eletroeletrônicos que estão no final da vida útil são classificados como Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos (REEE) e podem ser reparados e reutilizados ou também podem tornar-se um novo recurso ao serem inseridos na cadeia de suprimentos novamente. No entanto, para aproveitar o potencial dos produtos no final de vida é preciso optar pelo gerenciamento sustentável de resíduos, fomentar a reciclagem dos materiais, propor a recuperação de energia como opção complementar e evitar o descarte inadequado, mitigando os impactos ambientais (Brazil, 2019; Parajuly & Wenzel, 2017).

A reciclagem de REEE não é relevante apenas em termos de impactos ambientais, mas também econômicos. O valor total de todas as matérias-primas presentes nos REEE foi estimado em aproximadamente 55 bilhões de euros. (Baldé, 2017). Isto porque, de acordo com Vazquez e Barbosa (2018), os equipamentos

eletroeletrônicos são compostos por diferentes tipos de materiais de alto valor agregado tais como metais preciosos, vidros, baterias, placas e plásticos, que justificam o incentivo à reciclagem.

Por outro lado, além dos materiais valiosos, os REEE contêm também componentes perigosos, tais como chumbo, mercúrio, entre outros que, quando descartados de forma inadequada, podem causar sérios problemas à sociedade e ao meio ambiente ao contaminar o ar, a água, o solo e colocar em risco a saúde de pessoas e animais (Baldé, 2017).

Desde 2010, o Brasil dispõe de um marco regulamentário para o gerenciamento dos resíduos sólidos, incluindo os REEE. A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) reúne o conjunto de princípios, objetivos, instrumentos, diretrizes, metas e ações adotados pelo Governo Federal, isoladamente ou em regime de cooperação com Estados, Distrito Federal, Municípios ou particulares, visando a gestão compartilhada e a prática da logística reversa dos resíduos sólidos (Brasil, 2019).

Há de se considerar que a gestão e reciclagem dos REEE consideram não apenas as questões de conformidade prescritas pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) e as normas NBR 16156:2013 e NBR IEC 62430 de 11/2010, mas também a questões ambientais, de

saúde e segurança que afetam diretamente os cidadãos e as futuras gerações.

Além da necessidade das empresas se enquadrarem às conformidades prescritas nas normas citadas, de acordo com a Associação Brasileira de Normas Técnicas, ABNT (2009), a crescente conscientização quanto à importância da proteção ambiental e os possíveis impactos associados aos produtos, tanto na sua fabricação quanto no consumo e descarte, têm aumentado o interesse no desenvolvimento de métodos para Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) dos produtos.

Ainda de acordo com a ABNT (2009a), a ACV pode subsidiar:

- A identificação de oportunidades para a melhoria do desempenho ambiental de produtos em diversos pontos de seus ciclos de vida,
- O nível de informação dos tomadores de decisão na indústria e nas organizações governamentais ou não governamentais (visando, por exemplo, ao planejamento estratégico, à definição de prioridades ou ao projeto ou reprojeto de produtos ou processos),
- A seleção de indicadores de desempenho ambiental relevantes, incluindo técnicas de medição, e
- O marketing, por exemplo, na implementação de uma rotulagem

ambiental, na apresentação de uma reivindicação ambiental ou na elaboração de uma declaração ambiental de produto.

Neste sentido, os fluxos de matéria e energia envolvidos no ciclo de vida de um produto são medidos e relacionados a diversas categorias de impactos ambientais. Ao final, é possível compreender quais danos ou benefícios da fabricação e uso de um produto específico (Ibct, 2018).

O objetivo do artigo foi a elaboração do inventário do Ciclo de Vida (ICV) de um processo de reciclagem de plástico de REEE em uma empresa na região de Sorocaba/SP, identificando e quantificando os possíveis impactos ambientais gerados no processo de reciclagem de plástico de REEE. O presente trabalho realizou a coleta de dados do processo de reciclagem durante 2019. Foi utilizado o software Simapro, para a comparação dos possíveis impactos ambientais dos plásticos virgens e reciclados.

## Metodologia

A estrutura da metodologia do estudo de ACV do artigo foi direcionada pelas normas NBR ISO 14040 e NBR ISO 14044 e, portanto, segue as seguintes etapas:

Definição do objetivo e escopo: O objetivo do trabalho foi quantificar e avaliar os impactos

ambientais identificados no processo de reciclagem de plásticos recuperados de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos e compará-los com os impactos ambientais médios causados pela produção dos mesmos plásticos virgens.

O sistema estudado foi o processo de reciclagem do plástico (Figura 1), classificado como “berço ao portão” (*cradle-to-gate*) constituído por 5 etapas:

**Recebimento dos REEE:** Nesta etapa, os equipamentos são recebidos e destinados a linha de triagem. Não há utilização de equipamentos que consomem energia elétrica nesta etapa.

**Triagem:** separação manual dos equipamentos por categoria ou modelo para facilitar a velocidade na linha de desmontagem.

**Desmontagem/Separação:** Desmontagem

manual dos REEE e separação dos plásticos por tipo de polímero e cor. Ao separar os plásticos dos REEE existem também saída de outros materiais tais como: baterias, metais, papelão, vidro entre outros. No entanto, não há necessidade da alocação dos aspectos ambientais pois os dados coletados são referentes apenas a quantidade de plástico.

**Moagem:** As peças de plásticos separadas na etapa anterior são levadas a área de moagem, onde ocorre o processo de corte por faca giratória das peças plásticas em pedaços menores.

**Extrusão:** Amolecimento do plástico moído para transformá-lo em grânulos de plástico, prontos para serem utilizados em novas peças.

Segundo a empresa, as etapas de moagem e extrusão são as etapas que consomem mais energia elétrica devido aos equipamentos com

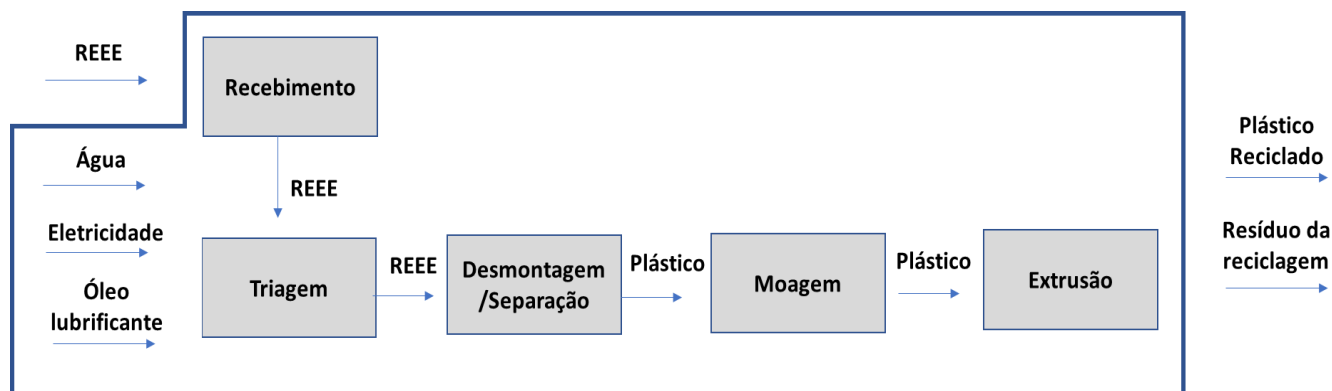
alta potência tais como o moinho e a extrusora. Dentre os dois equipamentos citados, a extrusora é aquele que demanda mais energia pois necessita aquecer o plástico para torná-lo maleável e ser picotado em grânulos. Nesta etapa é necessário também o uso de água para esfriar o plástico aquecido e óleo para lubrificação da máquina. No entanto, a empresa não mensura o consumo de energia elétrica demandada pelos equipamentos individualmente, o que dificulta uma análise posterior da contribuição das etapas para os resultados. Para a água, eletricidade e óleo lubrificante foram utilizados processos elementares do Ecoinvent 3.5.

Os impactos ambientais associados a primeira vida dos EEE não foram considerados neste estudo assim como também não foram contabilizados os impactos evitados ao utilizar o plástico reciclado como substituto do plástico virgem. Dessa forma, podemos definir o sistema como cut-off, sem expansão do sistema ou alocação de fim de vida.

A pesquisa em questão utilizou como fluxo de referência 1 kg de plástico extrudado (em grânulos) obtido do processo de reciclagem da empresa estudada.

**Análise do inventário:** Para o inventário de ACV, foram coletados os dados de produção de plástico reciclado, consumo de água, consumo de eletricidade, consumo de óleo lubrificante

**Figura 1: Fronteira do sistema de reciclagem de plástico.**



para a extrusora, resíduo gerado no processo de reciclagem e a quantidade de plástico reciclado durante 12 meses de 2019, na empresa estudada. Sobre a classificação do plástico, foi considerado que 50% seja Acrilonitrila butadieno estireno (ABS) e 50% Poliestireno de alto impacto (PSAI) extrudados pois são os principais plásticos reciclados na empresa. Além disso, a empresa informou que o processo de reciclagem é 99% eficiente: a cada 1 kg de plástico reciclado é gerado apenas 0,01 kg de resíduo. Este resíduo é destinado ao processo de incineração para geração de energia.

A Tabela 1 mostra as quantidades dos dados de entrada e saída do sistema estudado, além de suas respectivas unidades de medida e fonte de coleta.

**Tabela 1: Inventário do ciclo de vida do processo de reciclagem de plástico.**

<i>Entrada</i>	<i>Quantidade</i>	<i>Unidade</i>	<i>Fonte</i>
Peças de plástico de REEE	1,01	kg	Primária
Água	1,133	m <sup>3</sup>	Primária
Energia elétrica	0,725	kW	Primária
Óleo lubrificante	0,005	kg	Primária
<i>Saída</i>	<i>Quantidade</i>	<i>Unidade</i>	<i>Fonte</i>
Plástico reciclado (em grânulos)	1	kg	Primária
Resíduo do processo de reciclagem	0,01	kg	Primária

Avaliação do ciclo de vida: Nesta fase, a média dos dados coletados e estruturados na tabela 1 foram computados no software SimaPro Faculty 9.0.0.30 fornecendo resultados relacionados às categorias de impactos ambientais (Tabela 2). Para fins comparativos, foram utilizados os valores dos datasets de ABS e PSAI do Ecoinvent 3.5, na proporção de 50/50.

Como método para cálculos dos impactos ambientais, foi utilizado o CML-IA 2003 devido a preferência pelas categorias de impactos consideradas neste método.

## Resultados e Discussões

A partir da análise das informações do inventário (Tabela 1) e implementação dos dados no software, foram obtidos os resultados das 10 categorias consideradas no método escolhido para 1 kg de plástico reciclado.

A tabela 2 mostra o desempenho interessante do cenário de reciclagem de plástico comparado aos impactos ambientais médio da produção de 0,5 kg de ABS e 0,5 kg PSAI virgens.

**Tabela 2: Comparação entre os resultados das categorias de impacto para os plásticos reciclado e virgem.**

<i>Categoria de Impacto</i>	<i>Unidade</i>	<i>1 kg plástico reciclado</i>	<i>1 kg plástico virgem</i>	<i>Reciclado/virgem</i>
Depleção Abiótica	kg Sb eq	1,7E-07	1,1E-06	15%
Depleção Abiótica (Combustíveis fósseis)	MJ	2,1E+00	8,3E+01	3%
Aquecimento Global Potencial	kg CO <sub>2</sub> eq	1,9E-01	4,1E+00	5%
Depleção da camada de ozônio	kg CFC <sup>-11</sup> eq	1,8E-08	2,5E-08	70%
Toxicidade Humana	kg 1,4-DB eq	7,1E-02	3,5E-01	20%
Ecotoxicidade água doce	kg 1,4-DB eq	5,8E-02	2,6E-01	22%
Ecotoxicidade água marinha	kg 1,4-DB eq	1,1E+02	7,9E+02	14%
Ecotoxicidade terrestre	kg 1,4-DB eq	6,2E-04	1,5E-03	42%
Oxidação Fotoquímica	kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> eq	3,7E-05	9,4E-04	4%
Acidificação	kg SO <sub>2</sub> eq	7,8E-04	1,3E-02	6%
Eutrofização	kg PO <sub>4</sub> --- eq	2,2E-04	1,7E-03	13%

Ao analisar os resultados, percebe-se que o processo de reciclagem estudado apresenta bom desempenho ambiental comparado à produção de plástico virgem. A categoria de impacto com maior variação é a depleção abiótica de combustíveis fósseis na qual o plástico reciclado representa apenas 3% do valor encontrado para a média de ABS e PSAI virgens.

Em seguida, estão as categorias Oxidação fotoquímica (4%), Aquecimento Global (5%), Acidificação do solo (6%), Eutrofização (13%), Ecotoxicidade da água marinha (14%), Depleção Abiótica (15%), Toxicidade Humana (20%) e Ecotoxicidade água doce (22%). Considerando a Ecotoxicidade Aquática, para a. As categorias com porcentagem mais altas são Ecotoxicidade terrestre, representando 42% e Depleção da camada de ozônio com emissão de 70% das emissões do plástico virgem.

A Tabela 3 mostra a contribuição das entradas de óleo lubrificante, água e energia elétrica e do tratamento de resíduo da reciclagem para as categorias de impacto estudadas. A partir da tabela 3, percebe-se que o parâmetro com maior influência nos impactos é o consumo de energia elétrica. O óleo lubrificante apresenta influência mais significativas nas categorias de depleção abiótica (34,2%), na depleção da camada de ozônio (18,4%) e na depleção abiótica de combustíveis fósseis (14,9%).

**Tabela 2: Comparação entre os resultados das categorias de impacto para os plásticos reciclado e virgem.**

<i>Categoria de Impacto</i>	<i>Unidade</i>	<i>Óleo lubrificante</i>	<i>Água</i>	<i>Energia Elétrica</i>	<i>Tratamento de resíduo</i>
Depleção Abiótica	kg Sb eq	34,2%	0,1%	65,6%	0,0%
Depleção Abiótica (Combustíveis fósseis)	MJ	14,9%	0,2%	84,9%	0,0%
Aquecimento Global Potencial	kg CO <sub>2</sub> eq	3,7%	0,2%	94,5%	1,6%
Depleção da camada de ozônio	kg CFC <sup>-11</sup> eq	18,4%	0,1%	81,5%	0,0%
Toxicidade Humana	kg 1,4-DB eq	5,3%	0,2%	59,5%	35,0%
Ecotoxicidade água doce	kg 1,4-DB eq	3,6%	0,2%	86,1%	10,0%
Ecotoxicidade água marinha	kg 1,4-DB eq	6,4%	0,5%	90,6%	2,5%
Ecotoxicidade terrestre	kg 1,4-DB eq	2,2%	0,1%	97,4%	0,2%
Oxidação Fotoquímica	kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> eq	7,0%	0,2%	92,8%	0,0%
Acidificação	kg SO <sub>2</sub> eq	5,7%	0,2%	94,0%	0,1%
Eutrofização	kg PO <sub>4</sub> --- eq	5,1%	0,3%	94,4%	0,2%

A água não há representatividade nos resultados das categorias de impacto estudadas. O tratamento de resíduos afeta principalmente as categorias de toxicidade humana (35%) e ecotoxicidade da água doce (10%).

### **Análise de Sensibilidade**

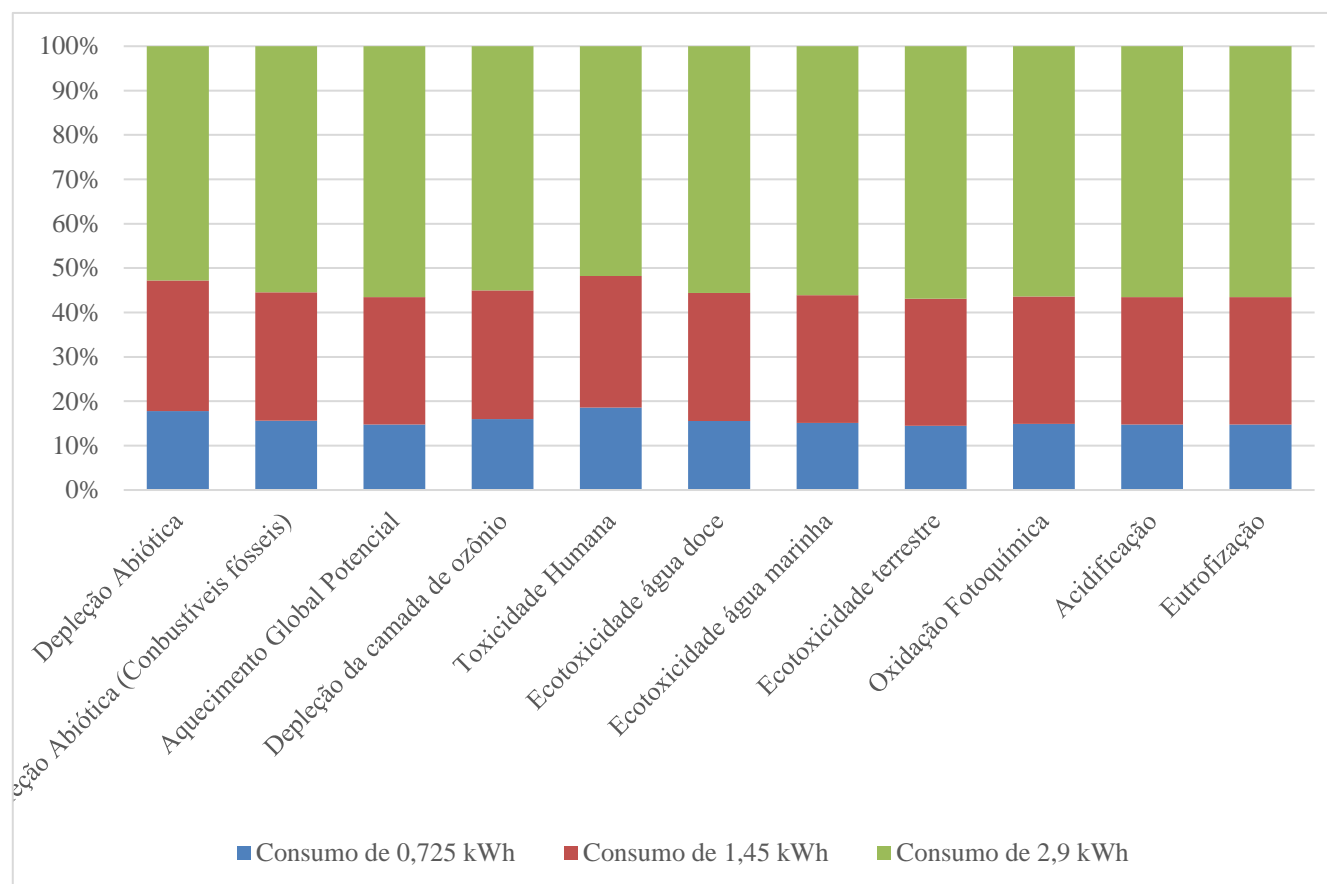
Recomendado pela ABNT (2009b), a análise da qualidade dos dados pode ser feita através da análise de sensibilidade como parte da interpretação. Esta análise atua como guia para o desenvolvimento de conclusões a partir dos resultados, avaliar e identificar os principais parâmetros que contribuem para os impactos.

Neste estudo será avaliada a sensibilidade dos resultados com a variação da quantidade de

energia necessária no processo, de 0,725 kWh para 1,45 kWh e 2,9 kWh. Este parâmetro foi escolhido para análise de sensibilidade devido a suas altas contribuições nos valores das categorias de impacto mostrados na tabela 2.

A Figura 2 mostra o aumento proporcional dos impactos em todas as categorias quando o consumo de energia é duplicado e quadruplicado. Dessa forma, é possível comprovar a influência do consumo de energia elétrica nos resultados da ACV.

**Figura 2: Análise de sensibilidade dos resultados em relação ao consumo de energia elétrica na reciclagem.**



## Conclusão

O estudo mostra os resultados obtidos através da avaliação do ciclo de vida do processo de reciclagem de plásticos de REEE em uma

empresa brasileira. Com a realização deste trabalho, foi possível observar as vantagens ambientais do processo de reciclagem de plásticos de REEE ao comparar com dados dos valores médios da produção do ABS e PSAI virgens do Ecoinvent 3.5.

Além disso, foi possível analisar que o consumo de energia elétrica é o parâmetro com maior influência nos resultados dos impactos para todas as categorias estudadas. A análise de sensibilidade duplicando e quadruplicando o valor de energia consumido no processo comprova que os resultados são influenciados pelo parâmetro.

## Referências

- Associação Brasileira Da Indústria Elétrica E Eletrônica (ABINNE). <http://www.abinee.org.br/abinee/decon/decon15.htm> Acesso em janeiro, 2020
- Associação Brasileira De Normas Técnicas (ABNT). NBR ISO 14040: 2009: gestão ambiental: avaliação do ciclo de vida: princípios e estrutura. 2. ed. Rio de Janeiro, 2009a. 21 p.
- Associação Brasileira De Normas Técnicas (ABNT). NBR ISO 14044: 2009: gestão ambiental: avaliação do ciclo de vida: requisitos e orientações. Rio de Janeiro, 2009b. 46 p
- Baldé, C. P., Forti, V., Gray, V., Kuehr, R., Stegmann, P. E-Waste Monitor 2017. <https://www.itu.int/en/ITU-D/Climate-Change/Documents/GEM%202017/Global-E-waste%20Monitor%202017%20.pdf>. Acesso em Janeiro, 2020.
- Brasil. Lei – Política Nacional de Resíduos Sólidos. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm) Acesso em janeiro, 2020.
- Instituto Brasileiro De Informações Em Ciência E Tecnologia (IBICT). Avaliação Do Ciclo De Vida. <http://acv.ibict.br/>. Acesso em janeiro, 2020.
- Parajuly, K., & Wenzel, H. Journal of Cleaner Production, 151, 272–285. (2017). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.045>.
- Tansel, B. From electronic consumer products to e-wastes: Global outlook, waste quantities, recycling challenges. Environment International. (2017). <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.10.002>.
- Vazquez, Y., Barbosa, S. Journal of Environmental Management. (2018). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.03.124>.



## **Inventário do processo de reaproveitamento dos finos de carvão vegetal por meio da briquetagem**

Luis Alfonso Esquiaqui Martín <sup>1\*</sup>

Sueli de Fátima de Oliveira Miranda Santos <sup>1</sup>

Cássia Maria Lie Ugaya<sup>1</sup>

<sup>1</sup>UTFPR

\*Contato: luisesquiaqui90@hotmail.com; Tel.: +55-041-99757-7738

### **Resumo**

A produção de carvão vegetal no Brasil alcança anualmente em média cinco milhões de toneladas. Entretanto, apesar de ser uma atividade economicamente positiva, possui um passivo ambiental causado pela geração de resíduo de 25% de finos de carvão pelo carregamento, transporte, armazenamento e peneiramento do material, dado que este produto possui baixa resistência mecânica, ou seja, uma desagregação alta mediante os estresses mecânicos. O não aproveitamento desses resíduos ocasiona impacto ambiental, bem como perdas econômicas. Uma das formas de agregar valor a esses resíduos é pela transformação em briquetes, já que têm aproximadamente 60% do poder calorífico do carvão, portanto são utilizados como combustível em instalações industriais e usos domésticos. Diante do exposto, o objetivo principal deste estudo é elaborar o inventário da produção de briquetes de finos de carvão vegetal com adição de aglutinante, com o intuito de compilar e quantificar as entradas e saídas relevantes do sistema. Para tanto, foram seguidas as recomendações constantes nas normas NBR 14040 e 14044 e dos requisitos apresentados no Guia Qualidata do Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICT, 2016). Foi construído o inventário a partir do levantamento de dados primários de uma empresa produtora de briquetes localizada na região dos Campos Gerais paranaense, complementados por dados da literatura. Os resultados permitiram obter o mapeamento

do processo, balanço de massa de materiais e recursos. Observa-se que na etapa da produção do carvão vegetal, ocorre a maior emissão de GEE, podendo ser o gargalo para possíveis impactos. Pode-se notar que a quantidade de SO<sub>2</sub> e quase desprezível, consequência do baixo conteúdo de enxofre na biomassa. Os valores calculados e estimados apontados ao longo do estudo são considerados como uma primeira aproximação da realidade produtiva dos briquetes de finos de carvão.

**Palavras-chaves:** emissão, poder calorífico, balanço de materiais, briquete, finos de carvão vegetal.

### **Introdução**

A produção de carvão vegetal (CV) abrange 8,5% da matriz energética do Brasil (EPE, 2019). Pela significativa participação na economia nacional, surge uma preocupação pelos impactos associados, devido aos passivos ambientais na sua produção, tais como, licor pirolenhoso e os finos de carvão vegetal (FCV).

Nesse contexto, existe a possibilidade de aproveitar os FCV por meio da briquetagem. O processo consiste na formação de pequenas partículas de carvão em pedaços sólidos por pressão e em alguns casos com ajuda de aglutinantes (LYNCH; ROWLAND, 2005).

Existem estudos da produção de briquetes focados na avaliação das propriedades físico-químicas no que concerne à umidade, teor de voláteis, carbono fixo, teor de cinzas, poder calorífico superior e densidade energética (DONATO et al., 2015; MELO; PIMENTA,

2000; SIMONELLI et al., 2017; VIEIRA et al., 2018). Não obstante, são poucos os estudos desenvolvidos para a ACV de briquetes de FCV e limitados à categoria de impacto de Aquecimento Global (ROUSSET et al., 2011).

Como decorrência, o objetivo deste estudo foi elaborar o inventário da produção de briquetes com FCV oriundos da produção de CV de madeira de eucalipto no Brasil, em uma unidade produtora de CV (UPC) localizada na região dos Campos Gerais do Paraná. Complementarmente, a realização deste inventário pode contribuir para fornecer informações técnicas e estimativas das emissões do processo.

### **Material e métodos**

O inventário foi desenvolvido de acordo com os requisitos estabelecidos pelas normas internacionais ISO 14040/2006, 14044/2006 e o Guia Qualidata do Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICT, 2016) que especificam a estrutura, os princípios gerais e os requisitos para o seu levantamento.

#### *Definição do escopo do estudo*

Para alcançar o objetivo proposto, foram definidos: a unidade de análise, sistema do produto, fonte e requisitos de qualidade de dados.

#### *Unidade de análise*

A unidade de análise, equivalente ao fluxo de referência, adotada foi um quilograma (1 kg) de briquetes secos, para gerar 5938,5 kcal de energia.

Foi considerado o poder calorífico superior (PCS) do briquete produzido no estudo do DONATO et al., (2015) de 6783,5 kcal. O poder calorífico inferior (PCI) dos briquetes foi determinado com auxílio da Equação 1, para uma umidade de 10%

$$\text{PCI kcalkg}^{-1} = \{(\text{PCS} - 25,11 \times U) / [(100 + U) \times 100]\}$$

(Equação 1)

Onde: U = teor de umidade médio dos briquetes, em base úmida (%).

#### Sistema do sistema

Os processos incluídos são: (1) transporte do carvão da carvoaria até a Briquetadeira; (2) peneiramento; (3) briquetagem; (4) secagem (figura 1).

Neste estudo as cargas ambientais relativas à produção dos equipamentos e infraestruturas requeridas para o desenvolvimento dos processos envolvidos foram excluídas, seguindo as recomendações de alguns trabalhos que consideram seu aporte ao balanço global menor que 1% (LECHÓN et al., 2005).

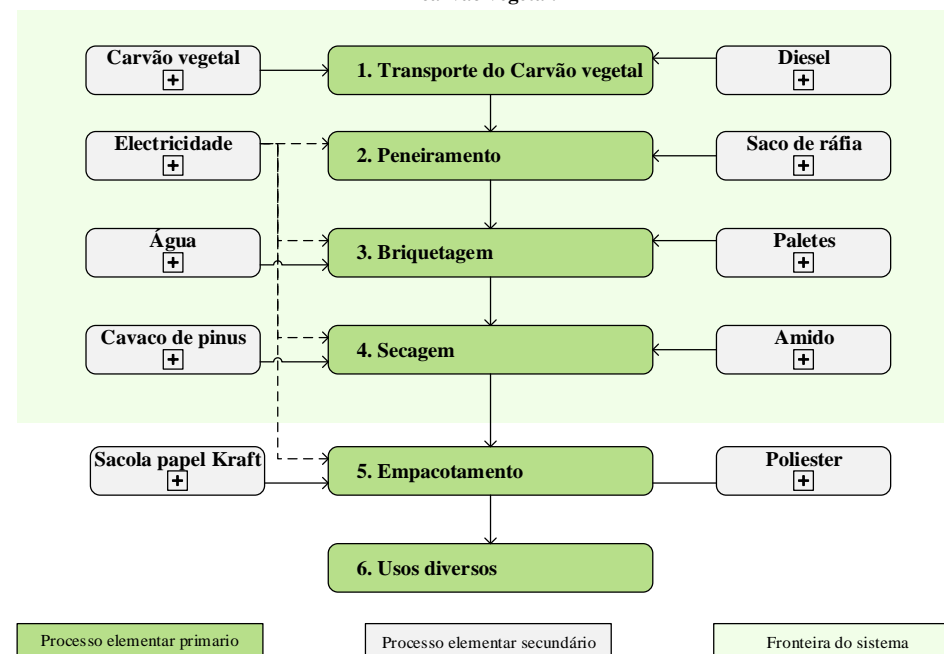
Fonte de dados

As informações da briquetagem dos FCV são oriundas do levantamento in loco em uma briquetadeira localizada nos Campos Gerais paranaense, enquanto as informações das emissões do processo do transporte, foram calculadas com base no método um do guia técnico para preparar inventários nacionais de emissões; parte B-emissões de transporte rodoviário (EEA, 2019). As emissões pela queima do cavaco foram calculadas considerando a estequiometria da combustão (SENGER, 2015), pertinentes para o sistema estudado.

#### Elaboração do inventário

Foram quantificados os fluxos de energia e materiais da produção de briquetes de CV considerando o limite em torno do sistema e o seu vínculo com a produção. Para cada um dos subsistemas foram coletados os dados e, desenvolvidos procedimentos de cálculo, quando precisar, a partir dos quais foi possível definir as cargas ambientais associadas. Estes são detalhados a seguir.

Figura 1 Fronteiras do sistema considerado para o inventário da produção de briquetes de finos de carvão vegetal.



#### Inventário da produção de carvão vegetal em fornos circulares sem queima de gases

Foram coletadas informações, tais como: os produtos da carbonização, separados em frações, referentes ao carvão (sólida), à fração condensável (líquida) e à fração não condensável (gasosa). As emissões da combustão da madeira, foram calculadas de acordo as porcentagens de conversão definidos na literatura. (MIRANDA SANTOS et al., 2017).

A madeira de eucalipto da espécie *E. dunii* com uma umidade de 15,7% foi a matéria-prima. A

fornada foi feita com o forno limpo, isto é, sem rejeitos de processos anteriores. O carregamento da madeira e o descarregamento do material resultante no forno foi manual. De acordo com o trabalho de Miranda Santos et al. (2017), do total de madeira seca enforada 37,5% resultam em material sólido (29,1% carvão, 8% atíços e 0,4% finos) e os 62,5% restantes resultam em gases (dos quais 37% gases não condensáveis e 63% gases condensáveis).

#### *Inventário do transporte do carvão vegetal*

A distância média percorrida no transporte da UPC até a Briquetadeira é 97 km. O veículo usado foi o furgão Volkswagen 19-330, Constellation, 2p, (diesel)(E5), o peso bruto total (PBT) – homologado 16 t capacidade de carga 30 t, 2014. Segundo a EEA, (2019), o consumo médio de diesel para veículos pesados é de 0,240 kg/km, portanto, para este estudo, o consumo foi 0,029% de diesel em relação à massa total do processo. De acordo com a metodologia, o veículo usado tem um código *Nomenclature For Reporting* (NFR) 1.A.3.b.iii, uma subcategoria *rígida 28 - 32t*, movimentado por diesel e regido pela legislação de emissão euro V (>2013). Deste modo, foi possível identificar os fatores de emissão (tabela 1) e adaptá-los diretamente à Equação 2, onde  $E_i$  é a emissão de poluente  $i$  [g];  $FC_{j,m}$  é o consumo de combustível da categoria de veículo  $j$  usando combustível  $m$  [kg];  $EF_{i,j,m}$  é o fator de emissão de poluente específico do consumo de combustível  $i$  para a categoria de veículo  $j$  e combustível  $m$  [g/kg].

$$E_i = \sum_j ( \sum_m ( FC_{j,m} \times EF_{i,j,m} ) ) \quad (\text{Equação 2})$$

**Tabela 1** Fatores de emissão dos poluentes

POLUENTE	g de poluente/kg de combustível		
	Media	Min	Max
CO	7,58	5,73	10,57
NMVOC	1,92	1,33	3,77
NO <sub>x</sub>	33,37	28,34	38,29
PM	0,94	0,61	1,57
N <sub>2</sub> O	0,051	0,03	0,089
NH <sub>3</sub>	0,013	0,01	0,018
ID(1,2,3-cd) P	7,90E-06	7,30E-06	8,60E-06
B(k)F	3,44E-05	3,18E-05	3,72E-05
B(b)F	3,08E-05	2,84E-05	3,33E-05
B(a)P	5,10E-06	4,70E-06	5,50E-06
Pb	5,20E-05	1,60E-05	1,94E-04
CO <sub>2</sub>	3,1690	-	-
SO <sub>2</sub>	0,00001	-	-

#### *Inventário do descarregamento e peneiramento do carvão vegetal*

O inventário foi elaborado a partir de dados primários. O subprocesso inicia com o descarregamento do carvão manualmente. Em seguida, a etapa da separação do CV e dos FCV em uma esteira que funciona através de uma peneira vibratória (<15 mm), com um motor de 1CV a 1750 rpm. Do total de CV despachado da UPC, 25% é classificado como finos, gerado pela friabilidade do material

Considerando uma umidade média de 5% após a secagem (DONATO et al., 2015), foi possível calcular a quantidade de FCV requeridos para a produção do briquete. O valor do briquete seco foi empregado no ajuste do consumo específico de energia para esta unidade de processo.

#### *Inventário da briquetagem*

Este inventário foi elaborado com dados obtidos diretamente com a empresa produtora analisada. A matriz de briquetagem possui uma câmara de alimentação manual dos finos (80%) e do amido de milho (10%). A seguir são misturados em uma câmara cilíndrica com dispositivo de alimentação de água (10%). A mistura é feita de maneira mecanizada. Depois a mistura passa para a câmara de compressão, onde é prensada na extrusora, a fim de se obter a plasticidade, consistência e formato cilíndrico do briquete com furo central.

#### *Inventário da secagem*

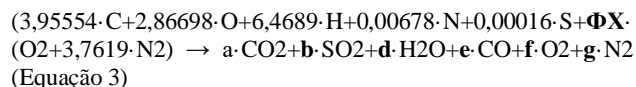
Os briquetes extrusados úmidos são submetidos ao processo de secagem com o intuito de diminuir o teor de umidade. Nesta etapa, é utilizada uma estufa com injeção de ar quente em contracorrente através de nove ventiladores (2 CV) e um exaustor (7,5 CV), sendo o tempo de secagem de 36 horas a 75°C. O combustível é 0,872% da massa total de entrada no processo de cavaco sendo tratado e referenciado para 1 kg de briquete seco.

Os cálculos das emissões, considerando a queima completa do cavaco de Pinus, foram feitos por meio de estequiometria do ar necessário para a queima, considerando combustão completa do combustível. Foram consideradas as medições do oxigênio e do CO na saída da chaminé, com valores de 18% e 0,0005971%, respectivamente (SENGER, 2015). Dada a análise elementar em termos de C, H, O, S, etc. (tabela 2.), foi possível calcular-se o requisito de ar e a quantidade e composição dos produtos de combustão.

Tabela 2 Análises elementar do Pinus (wt %) (VISSOTTO et al., 2015)

Elemento	Símbolo	(wt%)	PM (kg/kmol)	Kmol
Carbono	C	47,51	12,0110	3,95554
Oxigênio	O	45,87	15,9994	2,86698
Hidrogênio	H	6,52	1,0079	6,46890
Nitrogênio	N	0,10	14,0067	0,00678
Enxofre	S	0,01	32,0600	0,00016

Na base molar, a equação estequiométrica da combustão do cavaco de pinus, incluído o coeficiente de excesso de ar ( $\Phi X$ ), está definida pela equação 3.



### Discussão dos resultados

Os inventários de todos os subsistemas foram consolidados em um inventário geral para o

fluxo de referência de 1 kg de briquete de FCV, é apresentado na figura 2. Nela estão representados os fluxos elementares e os materiais analisados (madeira seca e transformada em CV, atíço e FCV), os insumos associados (combustível, ar, água e amido), a razão entre a massa de matéria renovável e a massa total (RRR), a razão entre as emissões e a massa total (CE), e os subprodutos gerados (resíduos e emissões) (SABLOWSKI, 2008).

Para o processo é necessário 0,095 kWh de energia elétrica para a produção de um quilograma (1kg) de briquete seco.

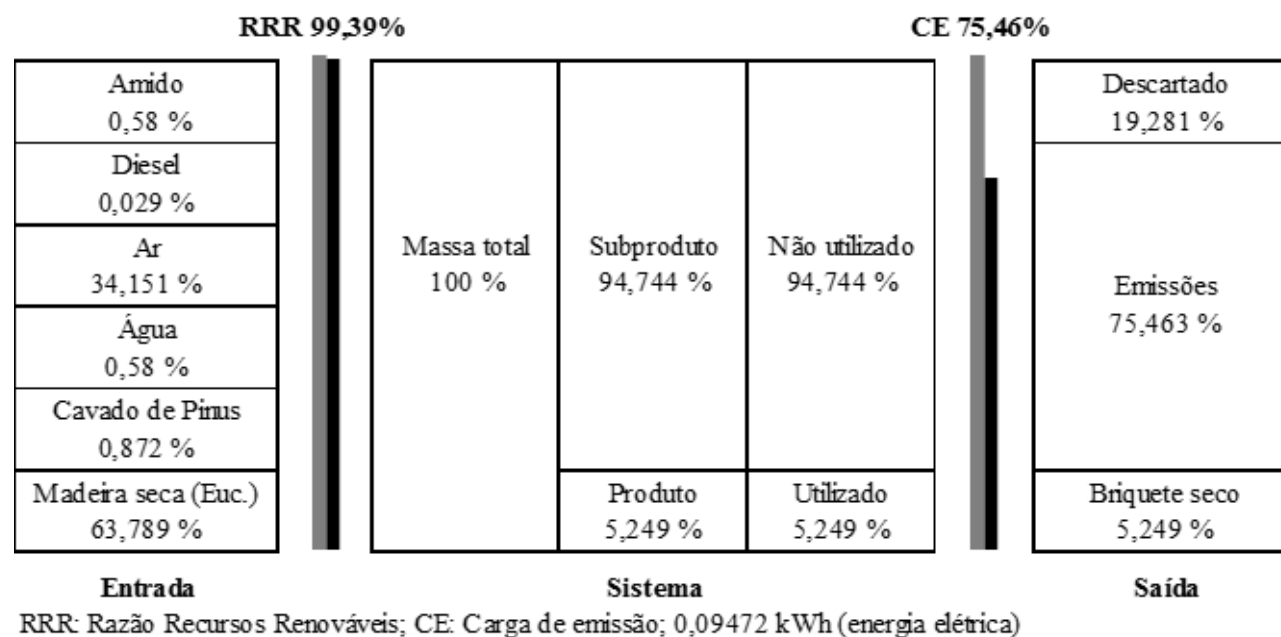
Os 99,29% da RRR foram atribuídos ao uso dos recursos renováveis, neste caso representado

pelos madeiras (eucalipto, cavaco de pinus e o ar).

Por outro lado, a carga de emissão foi do 75,463%, por causa da combustão da madeira na produção do CV e o transporte do CV e a queima do cavaco de pinus, na etapa de secagem. A partir dos dados realizou-se a identificação das principais emissões de cada uma das etapas.

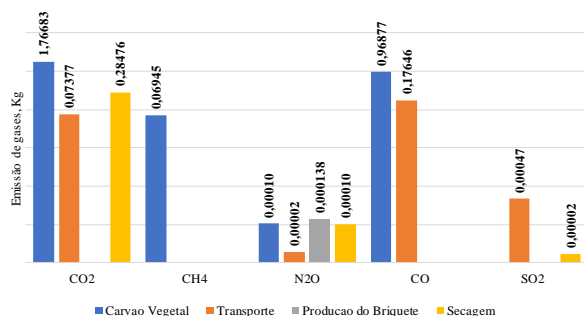
Os principais gases causadores do efeito estufa (GEE) são dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), metano (CH<sub>4</sub>), monóxido de carbono (CO) e óxido de nitrogênio (N<sub>2</sub>O), os quais são emitidos no processo. É possível perceber que na etapa da produção do CV, há a maior emissão de GEE, podendo ser o gargalo para o impacto. Pode-se

Figura 2 Inventário consolidado para a produção de 1 quilograma (1kg) de briquete de finos de carvão vegetal (adaptado de SABLOWSKI, 2008).



notar que a quantidade do SO<sub>2</sub> é baixa, consequência do baixo teor de enxofre na biomassa. Na Figura 3 apresenta-se o gráfico com estas emissões.

Figura 3 Emissões dos GEE e SO<sub>2</sub> da produção de 1kg de briquetes



## Conclusão

O estudo gerou o inventário para 1 kg de briquete de FCV produzido na região dos Campos Gerais do Paraná.

Os valores calculados e estimados apontados ao longo do estudo são considerados como uma primeira aproximação da realidade produtiva dos briquetes de FCV.

A principal limitação foi a disponibilidade de dados históricos de consumo de materiais e produção.

Com a finalidade de melhorar a robustez e qualidade do inventário, recomenda-se realizar medições in loco das emissões, em relação aos GEE e material particulado, bem como coletar dados de outras empresas.

## Agradecimentos

Os autores agradecem ao CNPq, LEMA e aos produtores de carvão vegetal e de briquetes da região dos Campos Gerais, Paraná.

## Referências

DONATO, D. et al. Propriedades de Briquetes Obtidos de Finos de Carvão Vegetal. **Revista Ciência da Madeira - RCM**, v. 6, p. 107–111, 31 ago. 2015.

EEA. **EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019. Technical guidance to prepare national emission inventories**: EEA Report. EU: EEA, 2019. Disponível em: <10.2800/293657>. Acesso em: 16 fev. 2020.

EPE, E. DE P. E. **Balanco Energético Nacional 2019**. Rio de Janeiro: EPE, maio 2019. Disponível em: <<http://www.epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/balanco-energetico-nacional-2019>>. Acesso em: 21 fev. 2020.

LECHÓN, Y. et al. **Análisis de Ciclo de Vida comparativo del etanol de cereales y de la gasolina**. **Energía y Cambio Climático**. Universidad Politécnica de Valencia ed. Valencia: Centro de Publicaciones Secretaria General Técnica Ministerio de Medio Ambiente, 2005.

LYNCH, A. J.; ROWLAND, C. A. **The history of grinding**. Littleton, Colo.: Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, 2005.

MELO, V.; PIMENTA, A. Produção de briquetes de carvão vegetal com alcatrão de madeira /. 1 jan. 2000.

MIRANDA SANTOS, S. D. F. DE O. et al. Life Cycle Analysis of Charcoal Production in Masonry Kilns with and without Carbonization Process Generated Gas Combustion. **Sustainability**, v. 9, n. 9, p. 1558, set. 2017.

ROUSSET, P. et al. LCA of eucalyptus wood charcoal briquettes. **Journal of Cleaner Production - J CLEAN PROD**, v. 19, p. 1647–1653, 1 set. 2011.

SABLOWSKI, A. R. M. Balanço de materiais na gestão ambiental da cadeia produtiva do carvão vegetal para produção de ferro gusa em Minas Gerais. 22 fev. 2008.

SENGER, R. **Análise do rendimento térmico de uma caldeira alimentada com lenha em toras**. Ponta Grossa: UTFPR, 2015.

SIMONELLI, G. et al. PRODUÇÃO DE BRIQUETES PARA QUEIMA UTILIZANDO FINOS DA PRODUÇÃO DE CARVÃO VEGETAL E GLICERINA. **HOLOS**, v. 1, n. 0, p. 325–335, 18 jul. 2017.

VIEIRA, A. T. DE O. et al. Propriedades termoquímicas de briquetes produzidos com

finos de carvão vegetal e resíduos de *Pinus* spp.  
**Scientia Forestalis**, v. 46, n. 119, 1 set. 2018.

VISSOTTO, J. P. et al. Gaseificação de serragem de pinus em leito fluidizado. v. 18, n. 32, p. 19–24, jun. 2015.

## **Avaliação do Ciclo de Vida e Análise Emergética de um Sistema Circular – Estudo de caso de uma cadeia produtiva de EPS reciclado**

Thales Eduardo Tavares Dantas<sup>1</sup>

Henrique Rogerio Antunes de Souza Junior<sup>1,2,3</sup>

Flávia Bittencourt Moré<sup>1</sup>

Sebastião Roberto Soares<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC);

<sup>2</sup> Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC);

<sup>3</sup> EnCiclo Soluções Sustentáveis.

[thalestavaresd@gmail.com](mailto:thalestavaresd@gmail.com)

### **Resumo**

A Economia Circular (EC) é um tema que vem ganhando espaço em meios industriais e governamentais. Entretanto, a incorporação de práticas alinhadas a esse panorama ainda enfrenta barreiras, dentre elas, a definição de indicadores quantitativos para a avaliação do benefício ambiental dos sistemas circulares. Devido à não existência de indicadores robustos para a medição da circularidade de sistemas, metodologias de contabilidade ambiental bem difundidas vêm sendo empregadas na avaliação dos encargos ambientais de sistemas circulares. Este estudo analisa um sistema de produto inserido no contexto da EC por meio de duas metodologias baseadas no pensamento de ciclo de vida: Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), e Análise Emergética (AE). O sistema de produto utilizado como plano de fundo trata da produção de rodapés de poliestireno expandido (EPS) reciclado. A reciclagem é feita em ciclo aberto, na qual resíduos plásticos são tratados e reintroduzidos ao mercado. A fim de avaliar o desempenho ambiental desse sistema, dois cenários foram definidos. O Cenário 1 representa o negócio da empresa, englobando toda a rede logística necessária para sua realização. No Cenário 2 (fictício), para termos de comparação, o EPS reciclado é substituído por EPS virgem. A avaliação dos potenciais impactos ambientais ocorreu de forma paralela entre as metodologias. Para a ACV, foram escolhidas as categorias de impacto

*Aquecimento Global, Depleção de Recursos Fósseis, Toxicidade Humana, Eutrofização de Água Doce, e Demanda Acumulada de Energia. A AE ocorreu por meio do cálculo da Emergia Total de ambos cenários avaliados. Este estudo aponta a reciclagem em ciclo aberto do EPS (Cenário 1) como o cenário que apresenta melhor desempenho ambiental em ambas as abordagens. Este resultado evidencia, para este caso, o benefício ambiental do alinhamento do sistema de produto à EC com base nos indicadores ambientais escolhidos.*

**Palavras-chaves:** Economia circular, Avaliação do Ciclo de Vida, Análise emergética, Reciclagem, EPS.

### **1 Introdução**

A Economia Circular (EC) é um dos principais conceitos que emergiu dos debates relacionados a recursos e resíduos, e vem despertando crescente interesse por parte da comunidade científica, governos e setor privado (Kalmykova *et al.*, 2018; McDowall *et al.*, 2017). De forma prática, a EC visa transformar resíduos em recursos, ao defender a extração mínima de matérias-primas e a maximização do ciclo de vida de materiais por meio da promoção da reutilização, reciclagem e recuperação (Ghisellini *et al.*, 2016). Neste contexto, materiais plásticos, de uma maneira geral vêm sendo alvo de políticas públicas e estudos voltados a EC.

Dentre os diversos produtos plásticos presentes no mercado, este estudo terá como foco o poliestireno expandido (EPS). O EPS é um termoplástico não tóxico, inerte, com estabilidade dimensional, e baixo custo

(Sarmiento *et al.*, 2016). Devido sua aplicação flexível, os setores da construção, eletrônica e embalagens fazem uso extensivo do EPS em seus sistemas de produto (Lithner *et al.*, 2011). Por outro lado, devido à sua flexibilidade, baixo custo e obstáculos para a logística reversa e reciclagem, os produtos de EPS são frequentemente descartados após seu primeiro uso, resultando em quantidades significativas de resíduos, o que pode culminar em danos ambientais decorrentes de seu descarte incorreto (De Oliveira *et al.*, 2019). Por conseguinte, cadeias produtivas baseadas na reciclagem do EPS demonstram alinhamento com a EC, uma vez que promovem o prolongamento do uso dos materiais durante seu ciclo de vida (Chen *et al.*, 2019), diminuindo a pressão ambiental causada por sua cadeia produtiva altamente impactante (Deschamps *et al.*, 2018).

Este trabalho objetiva avaliar os potenciais impactos ambientais da produção de rodapés de EPS reciclado por meio de duas metodologias, Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), e Análise Emergética (AE). A matéria-prima do sistema produtivo (EPS pós-uso primário) é proveniente de cadeias produtivas a montante do sistema analisado, e então introduzida no setor da construção civil, caracterizando um sistema de reciclagem em ciclo aberto. O sistema produtivo analisado neste estudo apresenta forte aderência aos princípios da EC, uma vez que contribui para a maximização do uso de materiais já inseridos no mercado e para a redução da extração de recursos naturais por meio da reciclagem.

## 2 Objetivos

Avaliar os potenciais impactos ambientais de um sistema de produto de EPS reciclado por meio da ACV e AE.

## 3 Fundamentação Teórica

O presente capítulo pretende fornecer embasamento teórico para melhor compreensão deste trabalho. Com base nos objetivos propostos, a fundamentação teórica foi dividida em duas partes: i) Economia Circular, e ii) Análise Emergética. Devido ao escopo do evento, ACV não é aprofundada nesse tópico.

### *Economia Circular*

A EC é um tema emergente que descreve mudanças em paradigmas econômicos, apresentando uma alternativa para o atual modelo de desenvolvimento econômico baseado na lógica linear “extrair, produzir e descartar” (Ness, 2008). O conceito de EC gera interesse em diferentes setores, uma vez que é visto como a operacionalização para a implementação do desenvolvimento sustentável pelo mercado (Ghisellini *et al.*, 2016).

Parte do processo de atual validação da EC em meios científicos se dá devido à necessidade em definir indicadores quantitativos relacionados à EC (Elia *et al.*, 2017; Haas *et al.*, 2015). Diversos autores têm estudado a relação entre metodologias já consolidadas no âmbito da avaliação de impactos ambientais como

alternativas para a quantificação do impacto e eficiência de práticas circulares (Elia *et al.*, 2017; Saidani *et al.*, 2019). Dentre as principais metodologias investigadas se destacam a ACV e a AE, utilizadas neste estudo para a avaliação de sistema produtivo circular.

### *Análise Emergética*

A AE é uma metodologia de contabilidade ambiental baseada no fluxo de emergia (com  $m$ ) que permeia um sistema e apresenta seus resultados em indicadores de desempenho e impacto ambiental potencial. Emergia é a quantidade de energia necessária, direta ou indiretamente, para fornecer um dado fluxo ou armazenamento de energia ou matéria (Odum, 1996). Segundo Brown e Buranakarn (2003), a emergia de qualquer produto ou processo é a soma das energias usadas no passado e no presente para formá-lo. Para a obtenção desta grandeza deve-se utilizar o *Unit Emergy Value (UEV)* de cada item pertencente ao sistema, ou seja, a emergia necessária para formação de uma unidade (kg; J; m<sup>3</sup>) do produto. Seu cálculo é baseado na *Geobiosphere Emergy Baseline (GEB)*, sendo este o input anual total de emergia da geobiosfera que leva em conta a energia provinda do sol, das marés, calor geotérmico, e outros agentes físicos (Odum, 1996).

O cálculo da emergia total dos sistemas é feita por meio da Tabela Emergética. Na qual os valores de UEV são relacionados à quantidade presente de cada item no sistema de produto. O somatório da emergia encontrada para cada item

do sistema compõe a emergia total do sistema de produto (Odum, 1996).

## 4 Metodologia

Este estudo de caso considera os dados e tecnologias empregados em uma empresa de revestimentos e acabamentos. A empresa tem um modelo de negócio circular, sendo que seu produto principal é proveniente da reciclagem de materiais cuja disposição final seria feita em aterros sanitários. A tecnologia de reciclagem e reinsertão do material na cadeias produtiva foi desenvolvida pela própria empresa. A partir da reciclagem mecânica do material, ele segue para as fases de manufatura e pintura do rodapé de EPS reciclado.

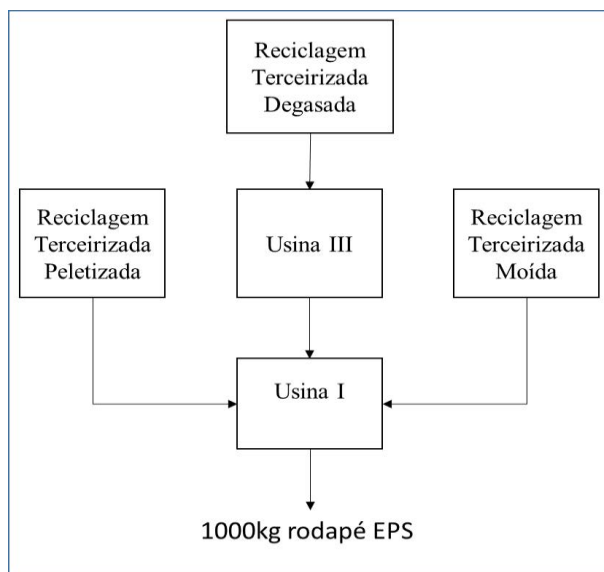
Para o estudo desse sistema de produto foi definida uma unidade funcional (UF) e fronteiras do sistema comuns às duas metodologias. A UF determinada corresponde à produção de 1000kg de rodapés de EPS reciclado.

A fronteira do sistema de produto, apresentada na Figura 2, engloba duas usinas da empresa em questão, denominadas como U-III e U-I, e três empresas de reciclagem a montante, intituladas como Reciclagem Terceirizada Degasado, Reciclagem Terceirizada Moído e Reciclagem Terceirizada Peletizado. Nota-se que a produção real do rodapé de EPS reciclado ocorre na U-I, sendo que a massa de EPS acondicionada é inserida nessa fase do sistema de produto.



Os dados que compõe o ICV deste trabalho foram cedidos pela empresa estudada, e complementados com dados secundários provenientes da base de dados ecoinvent 3.5 cut-off. Os datasets utilizados para o cálculo dos impactos ambientais são apresentados no Quadro 1. Ressalta-se que o ICV foi utilizado conjuntamente para a ACV e para a AE. Os impactos ambientais do sistema de produto foram calculados para os dois cenários já citados – produção do rodapé de EPS reciclado (Cenário 1) e produção do rodapé de EPS virgem (Cenário 2).

**Figura 1 – Fronteiras do Sistema**



**Quadro 1 – Datasets utilizados**

Datasets - ecoinvent® 3.5
market for chemicals, inorganic   chemical, inorganic   Cutoff, S - GLO
market for electricity, medium voltage   electricity, medium voltage   Cutoff, S - BR
market for kraft paper, bleached   kraft paper, bleached   Cutoff, S - GLO
market for lubricating oil   lubricating oil   Cutoff, S - RoW
market for packaging film, low density polyethylene   packaging film, low density polyethylene   Cutoff, S - GLO
market for polypropylene, granulate   polypropylene, granulate   Cutoff, S - GLO
market for polypropylene, granulate   polypropylene, granulate   Cutoff, S - GLO
market for polystyrene, general purpose   polystyrene, general purpose   Cutoff, S - GLO
market for polyvinylfluoride, film   polyvinylfluoride, film   Cutoff, S - GLO
market for steel, low-alloyed   steel, low-alloyed   Cutoff, S - GLO
market for synthetic rubber   synthetic rubber   Cutoff, S - GLO
market for transport, freight, light commercial vehicle   transport, freight, light commercial vehicle   Cutoff, S - RoW
market for transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO3   transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO3   Cutoff, S - RoW
market for transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO3   transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO3   Cutoff, S - RoW
market for transport, freight, sea, transoceanic tanker   transport, freight, sea, transoceanic tanker   Cutoff, S - GLO
treatment of municipal solid waste, sanitary landfill   municipal solid waste   Cutoff, S - RoW

A apresentação dos resultados da ACV para o rodapé de EPS corresponde à AICV e à interpretação dos seus resultados. O cálculo dos impactos ambientais foi feito para seguintes categorias de impacto: Aquecimento Global (AG), Depleção de Recursos Fósseis (DRF), Eutrofização de Água Doce (EAD), Acidificação Terrestre (AT), Toxicidade Humana Carcinogênica (THC), e Demanda Acumulada de Energia (fóssil, não renovável) (DAE). O

*software* utilizado nessa etapa foi o *openLCA* 1.9.

Os resultados da AE correspondem ao cálculo da energia total dos sistemas por meio da Tabela Emergética. As tabelas apresentam os UEV correspondentes aos itens utilizados na produção do rodapé de EPS, o referencial bibliográfico dos dados utilizados, a quantidade do item avaliado e a sua energia total.

Por fim, foi feita a normalização interna dos resultados de ambas as metodologias, a fim de demonstrar graficamente o perfil ambiental do sistema encontrado. Nessa etapa, a energia total do sistema é avaliada como um indicador de impacto ambiental, ao lado das categorias de impacto selecionadas.

## 5 Resultados e Discussão

A Tabela 1 apresenta de forma compilada os resultados quantitativos referentes à AICV e a AE realizadas. Essas informações são apresentadas de forma gráfica por meio de normalização interna dos resultados, apresentada na Figura 3. As Tabelas 2 e 3 são Tabelas Emergéticas referentes aos Cenários 1 e 2, respectivamente.

Nota-se que o Cenário 2, ou seja, a produção do rodapé a partir de matéria prima virgem, apresentou piores resultados para cinco das seis categorias de impacto avaliadas, sendo EAD a única se sobressaiu à alternativa circular. Isso se dá principalmente pela alta carga ambiental rela-

Tabela 1: Resultados da AICV e AE para os cenários estabelecidos

Indicador Ambiental	Unidade	Cenário I	Cenário II
<b>Categorias de Impacto</b>			
AT	kg SO <sub>2eq.</sub>	1,21E+01	1,39E+01
AG	kg CO <sub>2</sub> eq.	3,17E+03	5,20E+03
DAE	MJ	6,62E+04	1,07E+05
DRF	kg Oil eq.	1,35E+03	2,34E+03
EAD	kg P <sub>eq.</sub>	7,54E-01	4,80E-01
THC	kg 1,4-DCB eq.	7,65E+01	1,09E+02
<b>Indicador Emergético</b>			
Energia total	seJ	8.62E+15	1.26E+16

Figura 2: Resultados da AICV e AE para os cenários estabelecidos

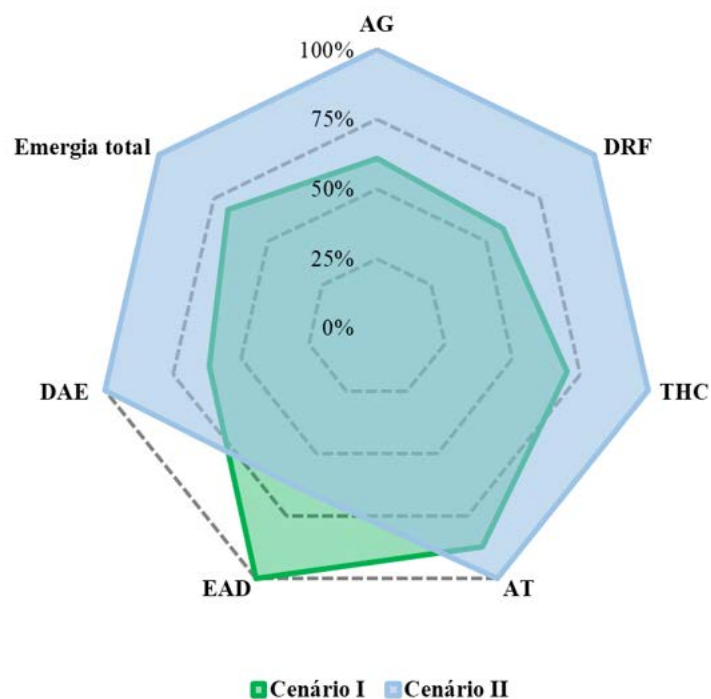


Tabela 2: Tabela emergética para o Cenário 1

	Qtidade	Unidade	UEV	UEVunit	Referência	Energia (seJ)
<b>Renováveis (R)</b>						
Água	7.17E+04	g	2.59E+05	seJ/g	Buenfil, 2001	1.86E+10
<b>Não Renováveis (NR)</b>						
Aço	1.46E+02	g	2.11E+09	seJ/g	Ulgiati e Brown, 2002	3.08E+11
Borracha sintética	5.47E-01	kg	5.49E+12	seJ/kg	Agostinho e Ortega, 2013	3.00E+12
Eletricidade	3.21E+10	J	2.20E+05	seJ/J	NEAD, 2014	7.07E+15
GLP	3.80E+07	J	5.32E+04	seJ/J	Buranakarn, 1998	2.02E+12
Lubrificante	1.59E+06	J	1.41E+05	seJ/J	Odum, 1996	2.25E+11
Papel	7.58E+01	kg	4.94E+12	seJ/kg	Agostinho et al., 2013	3.74E+14
Plástico	1.84E+01	kg	4.38E+12	seJ/kg	Meillaud et al., 2005	8.05E+13
Químicos	6.87E+04	g	2.01E+09	seJ/g	Geber e Björklund, 2001	1.38E+14
Transporte (aquaviário)	1.04E+03	tkm	7.99E+10	seJ/tkm	Buranakarn, 1998	8.34E+13
Transporte (rodoviário)	1.32E+03	tkm	6.61E+11	seJ/tkm	Buranakarn, 1998	8.71E+14
					Σ	<b>8.62E+15</b>

Tabela 3: Tabela emergética para o Cenário 2

	Qtade	Unidade	UEV	UEVunit	Referência	Energia (seJ)
<b>Renováveis</b>						
Água	6,93E+04	g	2,59E+05	seJ/g	Buenfil 2001	1,80E+10
<b>Não renováveis</b>						
Poliestireno expandido	1,03E+03	kg	5,23E+12	seJ/kg	Meillaud et al. 2005	5,37E+15
Aço	4,44E+00	g	2,11E+09	seJ/g	Ulgiati & Brown 2002	9,35E+09
Borracha sintética	1,29E-01	kg	5,49E+12	seJ/kg	Agostinho & Ortega 2013	7,08E+11
Energia elétrica	3,02E+10	J	2,20E+05	seJ/J	NEAD, 2014	6,65E+15
GLP	1,46E+07	J	5,32E+04	seJ/J	Buranakarn, 1998	7,76E+11
Lubrificante	8,75E+05	J	1,41E+05	seJ/J	Odum, 1996	1,23E+11
Papel	7,58E+01	kg	4,94E+12	seJ/kg	Agostinho et al., 2013	3,74E+14
Plástico	1,82E+01	kg	4,38E+12	seJ/kg	Meillaud et al. 2005	7,98E+13
Químicos	6,87E+04	g	2,01E+09	seJ/g	Geber and Björklund, 2001	1,38E+14
Transporte (rodoviário)	4,43E+01	tkm	5,02E+08	seJ/tkm	Brown & Buranakarn 2003	2,22E+10
					Σ	<b>1,26E+16</b>

-cionada ao uso do EPS de matéria prima virgem. Resultado da inserção de materiais derivados de petróleo para sua produção, referente ao cenário não circular. O uso de materiais virgens, nesse caso, apresenta maior impacto ambiental em comparação com a opção apresentada no Cenário 1. Observa-se ainda que mesmo com a presença de uma rede logística responsável pelo transporte do EPS até as usinas para reciclagem, o Cenário 1 mantém-se menos impactante na maior parte de categorias avaliadas. Desta forma, nota-se que de acordo com a ACV, a reciclagem em ciclo aberto do EPS é a opção que exhibe menores impactos ambientais potenciais.

Resultado análogo foi encontrado para a AE, uma vez que o Cenário 1 também apresentou valores menores para a energia total do sistema, ou seja, uma quantidade menor de capital natural é necessária para a produção da UF avaliada. Esse resultado está relacionado à utilização de recursos fósseis apresentada no Cenário 2 (petróleo como matéria prima para a produção de plástico), uma vez que este é baseado na produção a partir de matéria prima virgem.

A Tabela 2 mostra que os fluxos energéticos mais expressivos para o Cenário 1 correspondem a eletricidade, transporte rodoviário e papel. Já a Tabela 3, apresenta o EPS como responsável pela maior carga emergética em relação ao Cenário 2, sendo que esse item não está presente no outro cenário avaliado. Tal resultado reflete o alto UEV relacionado ao fluxo da matéria prima fóssil. Ao analisar os principais aspectos ambientais responsáveis pelos resultados da

ACV, nota-se que as categorias de impacto do Cenário 1 foram predominantemente influenciadas pela eletricidade e pelo GLP. As emissões secundárias referentes à energia elétrica são responsáveis pelo melhor desempenho do Cenário 2 em relação ao Cenário 1 na categoria de impacto EAD, o maquinário necessário para a reciclagem do EPS é o responsável pelo elevado gasto de energia elétrica deste cenário.

Dessa forma, frente aos resultados encontrados, é possível afirmar que, para os indicadores ambientais selecionados (energia total e categorias de impacto AG, AT, EAD, DAE e THC), o Cenário 1, correspondente ao sistema de produto de reciclagem do EPS em ciclo aberto, é o que apresenta melhor perfil ambiental. Este resultado reitera o benefício ambiental de técnicas circulares, como a reciclagem em ciclo aberto, para o sistema avaliado. Vale ressaltar que os resultados aqui apontados são válidos para os indicadores ambientais apresentados neste estudo, sendo que, outras categorias de impactos podem apresentar resultados divergentes aos aqui enunciados.

## 7 Conclusões

Este estudo teve como objetivo a avaliar os impactos ambientais de uma cadeia produtiva baseada na reciclagem em ciclo aberto do EPS através da ACV e da AE. Foram utilizados dados de uma empresa que produz rodapés no setor de construção civil e que trabalha com a reciclagem de EPS provindo de fontes diversas. Os

resultados desta pesquisa foram baseados na comparação entre o cenário real da produção do rodapé de EPS reciclado com um cenário fictício em que o produto seria fabricado a partir de EPS proveniente de matéria prima virgem.

A ACV, por meio das categorias de impacto selecionadas, evidenciou o benefício ambiental da reciclagem do EPS. Entre as seis categorias de impacto selecionadas, o Cenário 2 apresentou melhor resultado somente para a categoria de impacto eutrofização de água doce. Tal fato evidencia que, para essa cadeia produtiva, o alinhamento com os princípios da EC contribui, de fato, com a diminuição dos impactos ambientais do sistema.

Lógica semelhante foi identificada pela AE, que aponta o cenário da reciclagem em ciclo aberto do EPS como o menos impactante, apresentando menores valores de energia total. Esses resultados reiteram que a opção circular, para este sistema de produto, é o menos impactante ambientalmente.

## 8 Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) por financiar este estudo.

## 9 Referências bibliográficas

- BROWN, M.; BURANAKARN, V. Emery indices and ratios for sustainable material cycles and recycle options. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 38, n. 1, p. 1–22, 1 abr. 2003.
- CHEN, Y.; CUI, Z.; CUI, X.; LIU, W.; WANG, X.; LI, X.; LI, S. Life cycle assessment of end-of-life treatments of waste plastics in China. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 146, p. 348–357, 1 jul. 2019.
- DE OLIVEIRA, C.; LUNA, M.; CAMPOS, L. Understanding the Brazilian expanded polystyrene supply chain and its reverse logistics towards circular economy. **Journal of Cleaner Production**, v. 235, p. 562–573, 20 out. 2019.
- DESCHAMPS, J.; SIMON, B.; TAGNIT-HAMOU, A.; AMOR, B. Is open-loop recycling the lowest preference in a circular economy? Answering through LCA of glass powder in concrete. **Journal of Cleaner Production**, v. 185, p. 14–22, 1 jun. 2018.
- ELIA, V.; GNONI, M. G.; TORNESE, F. Measuring circular economy strategies through index methods: A critical analysis. **Journal of Cleaner Production**, v. 142, p. 2741–2751, 20 jan. 2017.
- GHISELLINI, P.; CIALANI, C.; ULGIATI, S. A review on circular economy: the expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems. **Journal of Cleaner Production**, Towards Post Fossil Carbon Societies: Regenerative and Preventative Eco-Industrial Development. v. 114, p. 11–32, 15 fev. 2016.
- GHISELLINI, P.; RIPA, M.; ULGIATI, S. Exploring environmental and economic costs and benefits of a circular economy approach to the construction and demolition sector. A literature review. **Journal of Cleaner Production**, v. 178, p. 618–643, 20 mar. 2018.
- HAAS, W.; KRAUSMANN, F.; WIEDENHOFER, D.; HEINZ, M. How Circular is the Global Economy?: An Assessment of Material Flows, Waste Production, and Recycling in the European Union and the World in 2005. **Journal of Industrial Ecology**, v. 19, n. 5, p. 765–777, 1 out. 2015.
- INGRAO, C.; FACCILONGO, N.; DI GIOIA, L.; MESSINEO, A. Food waste recovery into energy in a circular economy perspective: A comprehensive review of aspects related to plant operation and environmental assessment. **Journal of Cleaner Production**, v. 184, p. 869–892, 20 maio 2018.
- INTERNATIONAL STANDARTS ORGANIZATION, **ISO 14040**: Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework. 2006a.
- INTERNATIONAL STANDARTS ORGANIZATION. **ISO 14044**: Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements and guidelines. 2006b.
- KALMYKOVA, Y.; SADAGOPAN, M.; ROSADO, L. Circular economy – From review of theories and practices to development of implementation tools. **Resources, Conservation and Recycling**, Sustainable Resource Management and the Circular Economy. v. 135, p. 190–201, 1 ago. 2018.
- LITHNER, D.; LARSSON, Å.; DAVE, G. Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. **Science of The Total Environment**, v. 409, n. 18, p. 3309–3324, 15 ago. 2011.
- MCDOWALL, W.; GENG, Y.; HUANG, B.; BARTEKOVÁ, E.; BLEISCHWITZ, R.; TÜRKEILI, S.; KEMP, R.; KEMP, R.; DOMÉNECH, T. Circular Economy Policies in China and Europe. **Journal of Industrial Ecology**, v. 21, n. 3, p. 651–661, 1 jun. 2017.
- NESS, D. Sustainable urban infrastructure in China: Towards a Factor 10 improvement in resource productivity through integrated infrastructure systems. **International Journal of Sustainable Development and World Ecology**, v. 15, n. 4, p. 288–301, 2008.
- ODUM, H. **Environmental Accounting, Emery and Environmental Decision Making**. [s.l.] John Wiley & Sons, 1996.
- SAIDANI, M. YANNOU, B.; LEROY, Y.; CLUZEL, F.; KENDALL, A. A taxonomy of circular economy indicators. **Journal of Cleaner Production**, v. 207, p. 542–559, 10 jan. 2019.
- SARMIENTO, A.; GUZMÁN, H.; MORALES, G.; ROMERO, D.; PATAQUIVA-MATEUS, A.. Expanded Polystyrene (EPS) and Waste Cooking Oil (WCO): From Urban Wastes to Potential Material of Construction. **Waste and Biomass Valorization**, v. 7, n. 5, p. 1245–1254, 1 out. 2016.
- XUE, J.; LIU, G.; BROWN, M.; CASAZZA, M. Trash or treasure? Prospects for full aluminum chain in China based on the recycling options. **Journal of Cleaner Production**, v. 193, p. 217–227, 20 ago. 2018.

## ***Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) da reciclagem de garrafas PET pós-consumo em contexto brasileiro: processos Bottle-to-Bottle (B2B) e Bottle-to-Fiber (B2F)***

Luciano Antonio Gileno<sup>1</sup>

Luiz Felipe Ramos Turci<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidade Federal de Alfenas – UNIFAL-MG

luciano.gileno@gmail.com

### **Resumo**

*O trabalho apresenta a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) de duas rotas tecnológicas de reciclagem de garrafas PET pós-consumo, com finalidade de transformação em produtos reciclados diferentes: resinas PET-PCR e fibras de poliéster reciclado. O ineditismo do trabalho inicia pelo uso de dados primários coletados em uma empresa situada em Poços de Caldas-MG. A cadeia produtiva avaliada compreende desde o transporte das garrafas PET pós-consumo coletadas até a sua disponibilização como pellets de PET-PCR (processo bottle-to-bottle, B2B, para aplicação em embalagens alimentícias) ou fibras de poliéster reciclado (processo bottle-to-fiber, B2F, para aplicação no setor têxtil). Existem etapas comuns a ambos os processos, como a aquisição de matéria-prima do mercado de recicláveis e a primeira etapa industrial de reciclagem – Linha de Lavagem – cuja finalidade é a descontaminação das garrafas PET para produção de flakes de PET. A partir deste produto intermediário, cada processo tem sua rota específica, com etapas exclusivas. Os principais recursos consumidos são óleo diesel, no transporte da matéria-prima, e eletricidade, gás natural e água, na etapa industrial. Também são considerados as emissões atmosféricas e o tratamento de água e efluentes, bem como os resíduos sólidos gerados na Recicladora. Avaliam-se as principais categorias de impacto ambiental associadas ao tema de reciclagem de PET. Aplicam-se métodos locais de Avaliação de Impacto do*

*Ciclo de Vida (AICV) recomendados. Verifica-se que os maiores hotspots são a logística de garrafas e o consumo de diesel associado à realidade estudada, bem como os consumos de gás natural e eletricidade nas etapas industriais. A análise do processo em estudo e a comparação dos resultados obtidos com referências internacionais mostram oportunidades de melhoria de impacto ambiental, e culminam na sugestão de ações principalmente com relação ao abastecimento de matéria-prima e à saturação da capacidade produtiva.*

**Palavras-chaves:** *Avaliação do Ciclo de Vida, PET-PCR, Fibra Reciclada, Garrafa PET, Reciclagem.*

### **Introdução**

Apesar dos inúmeros benefícios advindos do desenvolvimento e emprego dos plásticos, nas últimas décadas tem sido frequente seu destaque negativo em discussões ambientais, seja pela sua origem predominante a partir do petróleo (recurso natural fóssil não-renovável), seja pela destinação inadequada de embalagens. A reciclagem é uma alternativa possível, mas ainda incipiente para a maioria dos plásticos. O Polietileno Tereftalato (PET), embora ainda longe do ideal, chega a ser uma exceção dentre esses materiais, conseguindo ter melhores índices de reciclagem.

No Brasil, a maior consumidora de PET reciclado é a indústria têxtil (ABIPET 2019). Dentre as alternativas de aplicação, espera-se um crescimento de demanda pela sua inserção no mercado de embalagens alimentícias, visto que existe tecnologia disponível denominada *bottle-to-bottle* (B2B) e amparo legal

(MAGRINI et al., 2012), alinhando assim o consumo desse plástico a uma das orientações da Economia Circular. De acordo com levantamento de GlobalPET (2019), em 2017 a capacidade instalada das recicladoras de PET B2B no Brasil era próxima de 100 mil t/ano, valor bem menor do que a oferta de material virgem que entra no mercado a cada ano, da ordem de 600 mil t/ano (ABIPET 2019). Ainda assim, as recicladoras B2B operaram com taxa de utilização de 67%.

A motivação deste estudo de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é pelo aprofundamento e ampliação do entendimento dos impactos ambientais desde a disponibilização do resíduo pós-consumo de embalagens PET (coleta de resíduos sólidos urbanos) até sua reciclagem e oferta como matéria-prima para transformação em novos produtos, na forma de PET-PCR grau alimentício – B2B (*bottle-to-bottle*), para voltar a ser uma embalagem, ou fibra de poliéster reciclada – B2F (*bottle-to-fiber*), para ser transformada num artigo têxtil. Ambos os reciclados são produtos intermediários, isto é, são utilizados por outras indústrias como matéria-prima. A base do estudo são os dados primários de uma unidade recicladora instalada em Poços de Caldas-MG, que tem tecnologia e qualidade reconhecidas no mercado, mas com histórico de ociosidade de produção devido a dificuldades de captação de matéria-prima, devido às atuais características do mercado de recicláveis no país.

## Metodologia

### Facilidade em estudo

As características da Facilidade em estudo, como instalações, tecnologias e sistemas de gestão, têm profunda relação com os resultados dos impactos ambientais avaliados no estudo. Implantada no início dos anos 2010, foi projetada para recuperação de 20 mil t de garrafas PET/ano, e produção da ordem de 10,3 mil t de PET-PCR B2B e 5,7 mil t de Fibra de Poliéster Reciclada B2F.

A planta analisada faz parte de uma unidade fabril dotada de uma Central de Utilidades, que atende as diferentes etapas de produção, com processos tais como a distribuição da energia elétrica, vapor, fluido térmico, resfriamento, gases etc., além do abastecimento de água e o tratamento de efluentes.

### A ACV

Foi realizada seguindo os preceitos das normas ISO 14040 e ISO 14044, e tendo como ferramenta de apoio aos cálculos e modelagem o *software* GaBi. Sua abrangência foi “do berço ao portão”, compreendendo a partir da etapa de transporte da matéria-prima, na forma de fardos de garrafas PET pós-consumo prensadas, desde os pontos de concentração e adensamento desse tipo de material (tipicamente comerciantes de recicláveis) até o seu recebimento pela Recicladora, seguido das etapas industriais de conversão: 1) segregação, limpeza e trituração das garrafas até a forma de *flakes*; 2) transformação dos *flakes* em resina PET-PCR

(processo B2B) e 3) transformação dos *flakes* em Fibra de Poliéster Reciclada (processo B2F); até a disponibilização do produto acabado para venda, no portão da fábrica. Os sistemas de produto B2B e B2F, com as respectivas etapas de processo, são apresentados na Figura 1. Foi também definido um sistema de produto para produção de *flake*, que é uma etapa comum às duas rotas, e que permitiu ganhos para os cálculos e para análises e comparações.

Para definição do limite do sistema, baseou-se na abordagem convencional de “*cut-off*”: as garrafas PET pós-consumo são consideradas

**Figura 1: Sistemas de produto modelados pelo agrupamento de etapas do processo.**



como resíduos, e não carregam nenhum ônus ambiental da primeira vida.

Para seleção das categorias de impacto ambiental, verificaram-se aquelas mais citadas em estudos correlatos: aquecimento global, esgotamento de recursos, toxicidade e acidificação (GILENO, 2020). Para as categorias que requerem método regional, buscaram-se em RAICV (2019) as recomendações dos adequados ao contexto brasileiro.

A unidade funcional foi definida como 1 t de Resina PET-PCR ou 1 t de Fibra de Poliéster Reciclada.

### Dados

Os dados primários representam o ano de 2016, pois foi o mais representativo em termos de estabilidade e ocupação da Recicladora. Foram obtidos a partir do banco de dados contendo informações, mês a mês, da gestão de produção, de qualidade e de custos. Contém as condições de operação, consumos de materiais e energia, perdas de processo, características da cadeia de suprimento, emissões, indicadores de qualidade e ambientais etc.

Os dados secundários foram levantados a partir da revisão da literatura pertinente, além da utilização de banco de dados disponíveis no *software* GaBi e no GHG Protocol. Pela pertinência ao estudo, tem destaque a utilização de dados do sistema de produção de energia elétrica, de gás natural e de diesel, todos da matriz energética brasileira.

Como critérios de corte, foram consideradas a massa dos insumos consumidos e efluentes, emissões atmosféricas e resíduos gerados, as entradas de energia e a significância ambiental dos mesmos.

**Resultados**

**Inventário do Ciclo de Vida (ICV)**

Uma vez que a informação dos dados primários dos processos de reciclagem de PET é uma das grandes contribuições dessa ACV, optou-se por uma abrangência “do portão ao portão” para sua divulgação, não sendo incorporados, portanto, os dados de inventário das cadeias produtivas dos recursos considerados.

A consolidação do ICV para B2B e B2F, respeitando a unidade funcional de cada um, está apresentada nas Figuras 2 e 3.

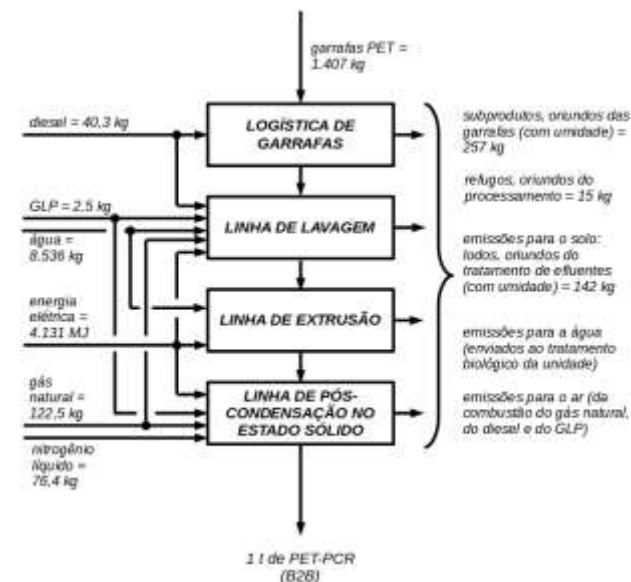
Os fardos de garrafas PET pós-consumo prensadas foram tipicamente comprados via transporte rodoviário. A estimativa de consumo de combustível e a consequente emissão dos veículos valeram-se do modelo de transporte apresentado por thinkstep (2019). A consolidação da avaliação da Logística de Garrafas resultou na seguinte caracterização principal: caminhão *truck* a diesel, com capacidade de carga de 17,3 t e categoria de emissão dos anos 1980, com distância média de origem dos fardos de garrafa PET de 750 km e carga média de 8.406 kg. O diesel brasileiro utilizado no modelo continha 500 ppm de enxofre e 6,19% em massa de biodiesel.

As garrafas PET têm agrupamentos devido a características próprias que impactam na sua destinação dentro da Recicladora. A principal categoria é a de garrafas incolores: além da maior oferta no mercado, é a de mais ampla utilização nos processos de reciclagem por ser aquela cujo produto reciclado encontra a menor limitação às aplicações finais. Para o segmento B2B, a maior preocupação é com relação à origem da garrafa ser um produto alimentício, para atender a legislação pertinente. A segunda categoria mais importante em termos de volume é a de garrafas PET verdes: embora majoritariamente oriundas de produtos alimentícios, a cor acaba sendo um limitante para os produtos reciclados a partir desta matéria-prima. Na planta em análise, sua destinação típica era a produção de fibras têxteis (B2F), pois sua destinação ao mercado B2B não tinha aceitação do mercado, com alegações de prejuízo à homogeneidade de cor.

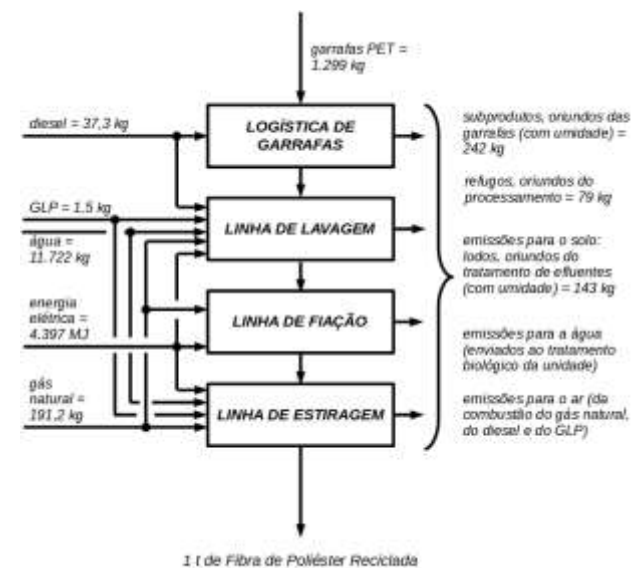
A energia elétrica e o gás natural são os recursos energéticos de maior relevância no montante demandado pelos sistemas de produto avaliados. O consumo energético e material associado aos tratamentos internos de água, efluentes e resíduos está incluído nos dados apresentados como fluxo de entrada.

A etapa maior geradora de resíduos sólidos é a Linha de Lavagem, tanto de forma direta (subprodutos) quanto indireta (lodos). Os subprodutos são constituídos pelos contaminantes contidos nos fardos de garrafas, e que são segregados ao longo do processo de

**Figura 2: ICV do B2B**



**Figura 3: ICV do B2F**



beneficiamento, como arames, fitilhos, papelão, rafia, outros plásticos e metais. Esses materiais, assim como os refulgos gerados em outras etapas oriundos de processos de filtração de polímero, material de lançamento, parada e transição de lotes de produção etc., são inseridos em outros fluxos de reciclagem de sucatas (processos externos à Facilidade).

Os lodos são gerados a partir de outros contaminantes, como o conteúdo residual das garrafas (refrigerante, óleo, produtos de limpeza etc.), areia, terra etc., que são incorporados ao efluente, e retidos como sólidos no tratamento físico-químico, ou constituindo de forma majoritária a carga orgânica que é tratada no reator biológico aeróbico com lodos ativados, donde resulta em descarte de lodo biológico. São destinados ou a coprocessamento em forno de cimenteira, ou a aterro sanitário.

A grande diferença de consumo de água entre B2B e B2F deve-se ao processo de fabricação das fibras, que requer o uso do vapor, para aquecimento e secagem, além do consumo de emulsões, que utilizam água desmineralizada. Para ambos, é de grande relevância a etapa de lavagem das garrafas para produção de *flakes*, cujo maior consumo está associado à reposição do circuito de água de lavagem. Vale destacar que o conceito utilizado busca eficiência no consumo de água, através de circuitos de filtração e reaproveitamento: quando se esgota a possibilidade de reaproveitamento interno à Linha de Lavagem, há o descarte do efluente para o sistema de tratamento, com vazão em

torno de 8 m<sup>3</sup>/h e com demanda química de oxigênio (DQO) da ordem de 20.000 ppm.

### **Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV)**

Para a AICV, a abrangência considerada é “do berço ao portão”. A fonte brasileira de energia elétrica utilizada é composta de 63,3% de hidroeletricidade, 13,7% à base de gás natural, 7,7% a partir de biomassa, 6,0% a partir de óleo pesado, e o complemento constituído de fontes nuclear, eólica, carvão mineral etc. O gás natural, por sua vez, é constituído de 57,0% de produção nacional, 29,6% de gás boliviano, e o complemento oriundo de gás natural liquefeito, importado de outros países.

A Tabela 1 apresenta os resultados da AICV para os processos B2B e B2F.

### **Discussão**

#### **Geral**

A diferença observada no consumo de garrafas por B2B e B2F reflete as características exigidas pelo produto final, bem como a

qualidade da matéria-prima que é disponibilizada pelo mercado nacional de recicláveis.

Apenas uma pequena fração dos resíduos gerados na reciclagem das garrafas PET tem necessidade de destinação a aterros: os subprodutos e refulgos conseguem encaminhamento em outras rotas de reciclagem de materiais, e mesmo os lodos do tratamento de efluentes podem ser destinados a opções de maior interesse ambiental, como a compostagem e o coprocessamento.

Cabe ressaltar que, embora similares com relação a condições típicas de temperatura, pressão, filtração etc. estabelecidas pela opção do PET como matéria-prima, os processos B2B e B2F tratam de produtos finais com aplicações diferentes e, portanto, com características e processos de fabricação também distintos, que refletem, por exemplo, nas diferenças de consumo de energia e água. Logicamente, fatores como modernidade e atualização tecnológica das instalações, escala de produção

**Tabela 1: Resultados da Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) para o B2B e o B2F, “do berço ao portão”**

<i>Categoria</i>	<i>Método</i>	<i>Unidade</i>	<i>B2B</i>	<i>B2F</i>
Potencial de Aquecimento Global	CML	kgCO <sub>2</sub> eq	986	1.218
Acidificação Terrestre	ReCiPe	kgSO <sub>2</sub> eq	3,34	3,83
Depleção de Recursos Abióticos – elementos	CML	kgSbeq	1,65 x 10 <sup>-4</sup>	1,70 x 10 <sup>-4</sup>
Depleção de Recursos Abióticos – fósseis	CML	MJ	12.773	16.576
Escassez Hídrica	AWARE	m <sup>3</sup> eqmundial	173,1	189,8
Depleção da Camada de Ozônio	CML	kgR11eq	2,21 x 10 <sup>-10</sup>	2,06 x 10 <sup>-10</sup>
Ecotoxicidade de água doce	USEtox	CTU <sub>e</sub>	2,43	2,42
Toxicidade Humana – câncer	USEtox	CTU <sub>h</sub>	1,88 x 10 <sup>-7</sup>	2,42 x 10 <sup>-7</sup>
Toxicidade Humana – não-câncer	USEtox	CTU <sub>h</sub>	4,12 x 10 <sup>-9</sup>	4,95 x 10 <sup>-9</sup>



e dimensionamento do suprimento das utilidades também contribuem para os resultados observados. Os aspectos do produto final também repercutem, por exemplo, no refugo do processo: enquanto os *pellets* têm dimensões milimétricas, os filamentos são conformados com diâmetro em escala micrométrica e, além disso, têm a inclusão de cargas que contribuem para aumentar o desafio da conversão da matéria-prima em produto.

Assim, a comparação entre os ICV e AICV deve servir para constatação de limitações e reflexões de oportunidades de melhoria.

### Comparações

Poucos são os trabalhos disponíveis que permitem comparação direta dos resultados, situação agravada pela limitação do emprego das metodologias regionais de AICV. Ainda assim, algumas comparações podem ser feitas, com relação a aspectos de coleta e consumo de garrafas e às categorias de impacto Potencial de Aquecimento Global (PAG) e Depleção de Recursos Abióticos – fósseis (CML) (DRA-fóssil).

Com relação a distâncias de transporte de garrafas até a unidade recicladora, Shen et al. (2010) cita que na Europa Ocidental essa distância é de 300 a 400 km e que em Taiwan é de 100-350 km. Arena et al. (2003) apresenta um indicador para o abastecimento de garrafas, na Itália, de 0,025 km/kg de garrafa. Neste estudo de caso brasileiro, a distância média encontrada foi de 750 km e com carga média

transportada de 8.406 kg, resultando no cálculo do indicador em 0,089 km/kg.

Com relação à quantidade de garrafas para produção de *flake*, Arena et al. (2003) cita 1.320 kg de garrafa/t de *flake*, enquanto este estudo encontrou os valores de 1.386, 1.341 e 1.209 kg, para produção de *flake* alimentício, técnico e verde, respectivamente. Cabe ilustrar a situação brasileira onde é bastante comum a alta sujidade das garrafas PET, dificultando tecnicamente o processo de descontaminação e elevando os custos com insumos e equipamentos, chegando mesmo a inviabilizar sua reciclagem.

Com relação ao processo B2B, Shen et al. (2012) informa que a resina PET virgem, produzida na Europa, tem PAG de 2,15 tCO<sub>2</sub>eq. e DRA-fósseis de 68,6 GJ, enquanto a resina reciclada produzida na Europa, no estado amorfo, tem respectivamente 1,01 tCO<sub>2</sub>eq e 9,5 GJ. Ajustando os valores encontrados para o PET-PCR deste presente estudo, teria-se 0,99 kgCO<sub>2</sub>eq. e 12,7 GJ. Há que se considerar que, no caso brasileiro, a resina reciclada foi ainda pós-condensada, isto é, passou por uma etapa a mais de processamento.

Com relação ao B2F, Shen et al. (2010) cita uma fibra de poliéster virgem, produzida na Europa, com PAG de 4,06 tCO<sub>2</sub>eq. e DRA-fósseis de 95 GJ, e traz informação sobre uma fibra obtida por reciclagem mecânica, na Europa Ocidental, equivalente à deste estudo, com indicadores de 0,96 tCO<sub>2</sub>eq. e 13 GJ, respectivamente. Ajustando as unidades

calculadas para a Fibra de Poliéster Reciclada estudada por esta ACV, chega-se aos valores de 1,22 tCO<sub>2</sub>eq. e 16,6 GJ.

Com todas as ressalvas que uma comparação entre ACV exige, pode-se afirmar que, no Brasil: a) a distância percorrida pelas garrafas PET pós-consumo rumo à reciclagem está muito superior a referências internacionais, b) que a ordem de grandeza dos valores de potencial de impacto encontradas neste estudo para as categorias selecionadas estão compatíveis com informações da literatura, e c) que frente aos produtos virgens, o ganho ambiental dos produtos reciclados é mais que justificado.

### Hotspots e oportunidades de melhoria

Após análise do ICV e da AICV, analisando etapa a etapa e subsistema a subsistema, apuraram-se como *hotspots* os consumos de óleo diesel pelos caminhões, e de gás natural e eletricidade nos processos industriais. Algumas oportunidades de melhoria no cenário de operação da Recicladora foram identificadas ao longo do estudo. A quantificação ambiental dos ganhos advindos destas ideias de melhoria propostas deverá ser feita em estudos futuros.

### Melhoria da cadeia de suprimento

Frentes de atuação que podem ser adotadas:

- Fomentar menores rotas de coleta da matéria-prima – média atual de 750 km, mas com constatação de distâncias que ultrapassam os 2.000 km;

- Melhorar a qualidade dos fardos (ter menos contaminantes) – numa média geral, a massa de material comprado como fardo de garrafa PET prensada, mas que não é convertido em *flake* de PET no final da Linha de Lavagem, atualmente corresponde a 29%;
- Padronizar o tamanho dos fardos e utilizar veículos adequados – o uso de prensas apropriadas para formação dos fardos é uma condição básica para que a ocupação dos veículos seja otimizada. O cenário ideal seria o uso de carretas, que transportariam 15 t de fardos de garrafas “retangulares” de 300 kg cada.

#### *Saturação da capacidade produtiva*

A maior ocupação da planta levaria a ganhos de eficiência com a redução de lançamentos, paradas e transições de produto, resultando na redução do consumo específico de eletricidade e gás natural.

#### *Outros ganhos ambientais*

Também podem ser explorados, mediante investimento em equipamentos e sistemas: exploração do conceito de fornecimento dedicado de utilidades; instalação de um sistema de geração de eletricidade alternativo; processamento interno dos subprodutos e refugos gerados; reavaliação da estação de tratamento de efluentes; reavaliação da movimentação de produtos intermediários; aumento da utilização da água reciclada disponível; adequação/atualização da tecnologia B2F.

### **Conclusões**

Puderam-se compreender os impactos ambientais dos produtos reciclados a partir de garrafas PET pós-consumo no contexto brasileiro, entre si (B2B x B2F), e fazer comparações com informações da literatura sobre produtos de outras regiões, reciclados e virgens, além de parâmetros ligados à logística de abastecimento de garrafas. Esta comparação mostra a necessidade de evolução do mercado de reciclagem do Brasil, que requer uma política pública de incentivo à Coleta Seletiva, mas também exige uma visão mais sistêmica da problemática. É característico o conflito de interesses entre os comerciantes de recicláveis, que dominam o mercado, e os catadores autônomos, cooperativas e redes de cooperativas, com suas dificuldades de organização e que não conseguem suprir diretamente as Indústrias.

Foram identificadas oportunidades e feitas propostas de melhorias ambientais para os sistemas de produto avaliados. O poder público também tem a oportunidade de reavaliar tributação e incentivos, de forma que a iniciativa privada possa atuar de maneira mais segura, tanto com investimentos em processos que demandem material reciclável, como atuando, na implantação de Centrais Mecanizadas de Resíduos Sólidos Urbanos, que agreguem valor ao material coletado.

A ACV realizada cumpre seu papel ao disponibilizar dados adequados à realidade brasileira da reciclagem mecânica de PET, não

só contribuindo para diminuir a lacuna de informações sobre o tema, mas também deixando trilhas para que estudos de aprofundamento e variações se desenvolvam. Espera-se que o estudo possa contribuir com a discussão da necessidade de interação dos que atuam na cadeia de sustentabilidade ambiental do PET, desde o projeto das embalagens até as particularidades do descarte e coleta e seus impactos na reciclabilidade do produto.

### **Referências bibliográficas**

- ABIPET (2019) PETtalk2019 [http://www.abipet.org.br/pettalk/index.html?method=mostrar\\_Institucional&id=320](http://www.abipet.org.br/pettalk/index.html?method=mostrar_Institucional&id=320). Acessado em 08 de abril de 2019.
- Arena U., Mastellone M.L. e Perugini F. (2003) Life cycle assessment of a plastic packaging recycling system. *Int J Life Cycle Assess* 8(2):92-98.
- Gileno L. A.(2020) Avaliação do Ciclo de Vida da reciclagem de garrafas PET em contexto brasileiro: rotas B2B (bottle-to-bottle) e B2F (bottle-to-fiber). Dissertação de Mestrado (Ciência e Engenharia Ambiental). UNIFAL-MG.
- GlobalPET (2019) PETtalk2019 [http://www.abipet.org.br/pettalk/index.html?method=mostrar\\_Institucional&id=320](http://www.abipet.org.br/pettalk/index.html?method=mostrar_Institucional&id=320). Acessado em 08 de abril de 2019.
- Magrini A. et al.(2012) Impactos ambientais causados pelos plásticos: uma discussão científica a respeito dos fatos e dos mitos. Rio de Janeiro: E-papers pp 22-27; 225-245;267-271.
- RAICV (2019) Recomendação de modelos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida para o Contexto Brasileiro. Ed. IBICT. 165p.
- Shen L., Worrell E. e Patel M. K. Resources Conservation and Recycling (2010) <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.06.014>.
- Shen L., Worrell E. e Patel M. K. Biofuels Bioprod Biorefining (2012) <https://doi.org/10.1002/bbb.1368>.
- thinkstep (2019) Documentation for Duty Vehicle Processes. February 2019.

## **Avaliação do Ciclo de Vida dos Processos de Compostagem e Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Orgânicos**

Estela Pandolfi Pinto <sup>\*1</sup>

Lynnda Barbara Dalmazio Selvarici <sup>1</sup>

Thais Ayres Rebello<sup>1</sup>

Ricardo Franci<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidade Federal do Espírito Santo

\*estelapandolfi@gmail.com

### **Resumo**

A geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) está crescendo de forma acentuada, e a destinação inadequada acarreta diversos problemas na sociedade, principalmente relacionados à saúde pública e à poluição hídrica e atmosférica. Além disso, o presente modelo de tratamento e disposição final dos RSU não supre as necessidades do ritmo de produção atual e futuro e gera desperdício de recursos naturais. Cerca de 51,4 % dos RSU compreendem resíduos sólidos orgânicos (RSO). O presente projeto tem por motivação evidenciar alternativas de tratamento de RSO como forma de reduzir o volume de RSU que recebe destinação inadequada e recuperar nutrientes do RSO. Para isso, foram avaliados os impactos ambientais de duas alternativas de tratamento de RSO: a compostagem e a digestão anaeróbia; utilizando o método de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) com o software OpenLCA 1.10 e o banco de dados Ecoinvent 3.5. De forma a fazer uma abordagem representativa da realidade dos municípios brasileiros, julgou-se necessária à comparação dos cenários de 20 mil habitantes (Cenário 1), visto que é a população de grande parte dos municípios brasileiros, e o 50 mil habitantes (Cenário 2), visto que no Brasil é comum que ocorra a gestão compartilhada de resíduos sólidos urbanos entre municípios vizinhos. Sendo o critério de avaliação do melhor tipo de tratamento de RSO os impactos ambientais gerados nos processos, os resultados mostraram que,

dentre as alternativas, a compostagem é mais eficiente em ambos os cenários analisados. Vale ressaltar que para tal análise não foram considerados os impactos referentes à construção, manutenção e demolição dos sistemas.

**Palavras-chaves:** Avaliação do Ciclo de Vida, Compostagem, Digestão Anaeróbia, Resíduos Sólidos Orgânicos, Destinação Final.

### **Introdução**

O descarte de resíduos ocasiona problemas socioambientais e econômicos na sociedade, sobretudo em países em desenvolvimento, devido à falta de políticas de saneamento básico e de processamento desses resíduos (HERBETS *et al.*, 2005). Em 2017 o Brasil gerou 78,4 milhões de toneladas de resíduo sólido, dentre os quais 29 milhões de toneladas foram despejadas em lixões e aterros controlados (ABRELPE, 2017). Esses dados indicam que uma gama de elementos, principalmente fósforo e nitrogênio, não voltam aos seus ciclos naturais e não sofrem a manutenção necessária do meio ambiente. Nesse contexto, a reciclagem de RSO apresenta-se como uma alternativa aos fertilizantes químicos e como forma de descarte ambientalmente saudável dos resíduos (NAFEZ *et al.*, 2015).

De forma a auxiliar na tomada de decisões quanto ao gerenciamento de resíduos sólidos urbanos, a Avaliação do Ciclo de Vida vem sendo amplamente utilizada em diversos estudos, conforme descrito por Mehta *et al* (2018) e

Vahidi & Rastikerdar (2018). O estudo em questão tem o objetivo de comparar duas alternativas de destinação final de resíduos sólidos orgânicos (compostagem e digestão anaeróbia) para dois cenários (20.000 e 50.000 habitantes), utilizando a metodologia de Avaliação de Ciclo de Vida e o *software* OpenLCA 1.10.

### **Metodologia**

#### ***Dimensionamento dos sistemas***

Nessa etapa foram pré-dimensionados os sistemas de tratamento de RSO para os cenários populacionais propostos, de 20.000 (cen1) e 50.000 habitantes (cen2), considerando uma geração per capita de 0,50 kg de RSO/hab.d (CASSINI *et al.*, 2003). Para a compostagem, optou-se pela disposição do resíduo em leiras triangulares revolvidas de forma mecânica (sistema *windrow*), enquanto na digestão anaeróbia foi escolhido o sistema de um único estágio. Considerou-se resíduos com 80% de umidade e com massa específica de 950 kg/m<sup>3</sup> (CASSINI *et al.*, 2003).

#### ***Unidade de Compostagem***

O dimensionamento da unidade de compostagem seguiu a metodologia proposta pelo Manual de Compostagem (MMA, 2010). Entretanto, dado o elevado teor de umidade do resíduo, fez-se necessário incorporar a este a maravalha, cujo teor de umidade é de 12,2% (NICOLOSO & BARROS, 2019), gerando assim uma mistura

com umidade desejável de 60% (OLIVEIRA & HIGARASHI, 2006) para ser decomposta. O tempo de maturação escolhido foi de 120 dias, conforme sugerido no referido manual.

Para disposição dos resíduos no pátio de compostagem adotou-se leiras de 2 metros de altura, e de 7 (cen1) e 17,5 metros (cen2) de comprimento. Considerou-se que para montagem de uma leira, foram necessários os resíduos acumulados de 7 (cen1) e 3 dias (cen2). Nas unidades de armazenamento e trituração, adotou-se a disposição dos materiais (maravalha, RSO e composto) em pilhas quadradas de 1 metro de altura. Para cálculo da área necessária para essas unidades, adotou-se que a massa específica da maravalha e do composto eram de 151 kg/m<sup>3</sup> (OLIVEIRA & HIGARASHI, 2006) e 550,5 kg/m<sup>3</sup> (calculado), respectivamente.

Considerou-se que, após passar pelo processo de compostagem, 54% da massa da mistura (RSO e maravalha) não foi perdida, gerando assim composto orgânico (LEAL, 2013; SANTOS, 2017).

### ***Unidade de Digestão Anaeróbia***

Para o dimensionamento do digestor anaeróbio considerou-se a metodologia descrita por Proença (2010). Nesta metodologia, o teor de sólidos e tempo de retenção requeridos são de 17% e 28 dias respectivamente (DEUBLEIN & STEINHAUSER, 2008). Para atingir tal umidade foi necessário realizar a diluição dos resíduos inicialmente com água (massa

específica igual a 1000 kg/m<sup>3</sup>), e posteriormente com o próprio efluente líquido advindo da digestão anaeróbia.

Considerou-se que 85% dos sólidos totais (ST) corresponde aos sólidos voláteis (SV) (DEUBLEIN & STEINHAUSER, 2008), e que a massa de DQO produzida corresponde a 1,15 da massa de SV (PROENÇA, 2010). Na conversão de DQO em gás metano, adotou-se eficiência de 85% na transformação, e fator de conversão de 0,35 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg DQO (PROENÇA, 2010). A partir do volume de metano, calculou-se a massa deste, admitindo massa específica de metano igual a 0,66 kg/m<sup>3</sup> (CASSINI *et al.*, 2003). Posteriormente, calculou-se a massa inicial de RSO convertida em metano.

Sabendo que o biogás é composto por diversos gases (CO<sub>2</sub>, CO, H<sub>2</sub>S, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>, H<sub>2</sub> e O<sub>2</sub>), calculou-se a quantidade de biogás produzido através da relação de que 65% do biogás corresponde ao metano (SANTOS, 2010; CASTANON, 2002 *apud* SALOMON & LORA, 2005; LA FARGE, 1995 *apud* COLDEBELLA *et al.*, 2006). Assumiu-se que a massa que não foi convertida em biogás, deu origem ao biofertilizante. Considerando a massa específica do biofertilizante igual a 1.065 kg/m<sup>3</sup> (VON SPERLING & CHERNICHARO, 2005), foi possível calcular o volume produzido no processo. A partir daí, calculou-se a fração de biofertilizante que retorna ao digestor para umectação dos resíduos, e a fração que sai do sistema.

O dimensionamento do digestor foi feito levando em consideração a altura de 7 (cen1) e 10 metros (cen2). Para o dimensionamento das demais unidades (armazenamento, trituração e umectação), considerou-se se a disposição dos materiais (RSO e biofertilizante) em áreas quadradas de 1 metro de altura.

### ***Avaliação do ciclo de vida (ACV)***

A Avaliação do Ciclo de Vida deste trabalho baseou-se nas normas ISO 14040 e ISO14044: 2006.

1 - Objetivo e escopo: a unidade funcional escolhida para avaliação dos sistemas foi quilograma de RSO inserido no processo para tratamento. A fronteira de análise definida foi “*gate-to-gate*” e o sistema para o produto foi “*cut-off*”, nessas configurações o resíduo chega no sistema com impacto zero. A abordagem escolhida foi de multiprodutos e os dados inseridos foram obtidos de fontes secundárias da literatura e banco de dados Ecoinvent 3.5.

2 - Inventário do ciclo de vida (ICV): nessa etapa foram estimadas as emissões, efluentes e resíduos provenientes dos sistemas, bem como os nutrientes presentes no resíduo, que serão aproveitados como adubo na agricultura.

No programa, dois processos da base de dados do Ecoinvent 3.5 foram adaptados para criação dos quatro cenários objetos desse estudo, e nesses foram inseridos os dados de entrada (*input*) e saída (*output*) aqui calculados. As modificações feitas foram: retirada de processos que não

estivessem diretamente ligados às atividades, como construção e manutenção de infraestrutura externa; e a escolha de processos brasileiros (BR) ou, quando não fosse possível, processos classificados como Resto do mundo (ROW) ou Globais (GLO).

Seguindo a abordagem de multiprodutos, foram adicionados fluxos comparativos nos sistemas para que houvesse equivalência entre eles. Na compostagem foi inserido fluxo comparativo de energia elétrica provinda do gás natural, equivalente a energia elétrica originada do biogás produzido na digestão anaeróbia. Por outro lado, foi inserido o fluxo comparativo de fertilizantes na digestão anaeróbia, visto que o potencial nutricional do composto é maior do que o potencial nutricional do biofertilizante. Optou-se por inserir os fertilizantes N isolado, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e K<sub>2</sub>O. A quantidade de cada um deles foi calculada a partir da porcentagem dos nutrientes (N, P e K) presentes nesses: 100%, 43,64% e 83,02%, respectivamente (WEBQC, 2019).

Também foram considerados os impactos provenientes da utilização dos maquinários, como o triturador, revolvedor de leiras na compostagem e agitador de fundo na digestão anaeróbia e veículo para movimentação dos resíduos.

Na digestão anaeróbia, além do RSO, foram adicionados os *inputs* abaixo (Tabela 1):

- a. Energia elétrica consumida pelo triturador. Os valores calculados para compostagem também se aplicam à digestão anaeróbia;

- b. Caminhão para transporte dos resíduos;
- c. Energia elétrica consumida pelo agitador de fundo (24 horas/dia);
- d. Fluxo comparativo de fertilizantes (N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e K<sub>2</sub>O);
- e. Energia proveniente do biogás convertida em energia elétrica, utilizando a eficiência de conversão de 36% (JORDÃO & PESSÔA, 2014) e do poder calorífico do biogás de 20,2 MJ/kg (SGC, 2007);

**Tabela 1: Itens do ICV de digestão anaeróbia.**

Item	Substância/ Maquinário	Quantidade
1	N	6 kg/m <sup>3</sup> de biofertilizante
2	P	6 kg/m <sup>3</sup> de biofertilizante
3	K	3 kg/m <sup>3</sup> de biofertilizante
4	Biogás	153,8% x CH <sub>4</sub> (kg)
5	Triturador	Potência = 7,355 kW Capacidade = 800 kg/h
6	Agitador de fundo	Potência = 268,8 KWh/d (cen1) Potência = 720 KWh/d (cen2)

1, 2 e 3. BGS (2019); 4. Santos (2010), Castanon (2002) *apud* Salomon & Lora (2005), La Farge, 1995 *apud* Coldebella *et al.*, 2006; 5. NKS Industrial (2019); 6. FLYGT (2019).

Na compostagem, além do RSO e maravalha, foram inseridos os *inputs* abaixo (Tabela 1):

- a. Energia elétrica consumida pelo triturador. Para o cenário 1, este permaneceu em atividade por 12,5 horas/dia. Para o cenário 2, foram necessários dois trituradores, que permaneceram em atividade durante 15,6 horas/dia;
- b. Caminhão para transporte dos resíduos, com capacidade de 7,5 a 16 toneladas (cen1), e de 16 a 32 toneladas (cen2). A classificação

escolhida para o caminhão foi a mais antiga existente no banco de dados (EURO3), com o objetivo de se aproximar da realidade brasileira;

- c. Diesel utilizado no revolvedor de leiras. Fez-se necessário transformar o consumo de diesel do revolvedor, de litros para joules, visto que o *software* utiliza tal unidade para representar a queima de diesel. Para isso, utilizou-se a densidade do diesel de 0,853 kg/l (WGL GERADORES, 2017) e poder calórico de 45500 kJ/kg (ROYAL FIC, 2019). Ressalta-se que o equipamento funcionará aproximadamente 1 hora (cen1) e 3 horas (cen2) por dia;
- d. Fluxo comparativo de eletricidade gerada pelo gás natural.

**Tabela 2: Itens do ICV de compostagem.**

Item	Substância/ Maquinário	Quantidade
1	CO <sub>2</sub>	98 kg/t de RSO
2	H <sub>2</sub> S	0,526 kg/t de RSO
3	CH <sub>4</sub>	2 kg/t de RSO
4	N <sub>2</sub> O	0,2 kg/t de RSO
5	NH <sub>3</sub>	0,34 kg/t de RSO
6	N	2,4% do composto (kg)
7	P	0,5% do composto (kg)
8	K	0,5% do composto (kg)
9	Triturador	Potência = 7,355 kW Capacidade = 800 kg/h
10	Revolvedor de leiras	Consumo = 3,12 L de diesel/h Capacidade = 4000 m <sup>3</sup> /h

1. Boldrin (2008) *apud* Paiva (2016); 2. *Ecoinvent 3.5 (treatment of biowaste, industrial composting | biowaste | Cutoff; U)*; 3 e 4. UNFCCC (2017); 5. Boldrin *et al.* (2010); 6. Colón *et al.* (2010); 7. Andersen *et al.* (2011); 8. Kiehl (2004) *apud* Paiva (2016); 9. NKS Industrial (2019); 10. Paiva (2016) e Kompetch (2019).

3 - Avaliação de impacto do ciclo de vida: para agrupar em categorias os impactos específicos utilizou-se o método ReCiPe (H) V1.13 *midpoints*. As categorias de impacto escolhidas foram: mudanças climáticas, depleção de combustíveis fósseis, toxicidade humana, eutrofização aquática e marinha, ecotoxicidade aquática, marinha e terrestre e acidificação terrestre.

4 - Por meio do *software* OpenLCA versão 1.10, desenvolvido pela GreenDelta em 2007, foi feita a combinação das etapas 2 e 3 descritas acima.

## Resultados

### Dimensionamento dos sistemas

Nesta etapa, obteve-se 10.000 kg de RSO produzido por dia para o cenário 1, e 25.000 kg para o cenário 2 por dia. Dado isso, obteve-se as medidas apresentadas na Tabela 3.

**Tabela 3: Resultados para unidades de compostagem e digestão anaeróbia.**

	Parâmetro	Cenário 1	Cenário 2
Compostagem	Nº de leiras	17 unidades	40 unidades
	Área do pátio	157.312,1 m <sup>2</sup>	917.654,1 m <sup>2</sup>
	Composto gerado	7.659,41 kg/d	19.148,54 kg/d
	Distância <sup>1</sup>	0,830 km/d	1,974 km/d
Digestão	Diâmetro do digestor	7,91 m	10,47 m
	Biogás	590,56 kg/d	1476,40 kg/d
	Biofertilizante <sup>2</sup>	5.564,05 kg/d	13.910,12 kg/d
	Biofertilizante <sup>3</sup>	1.764,71 kg/d	4.411,76 kg/d
	Distância <sup>1</sup>	0,031 km/d	0,072 km/d

1. Distância percorrida pelo veículo; 2. Biofertilizante que sai do sistema; 3. Biofertilizante que retorna ao sistema.

### Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)

Os *inputs* e *outputs* considerados na análise do processo da digestão anaeróbia e compostagem para tratamento de RSO estão apresentados na Tabela 4 e Tabela 5, respectivamente.

**Tabela 4: Dados de entrada e saída para digestão anaeróbia.**

	Item	Cenário 1	Cenário 2
Input	RSO*	1,0 kg	1,0 kg
	Triturador	0,0092 kWh	0,0092 kWh
	Caminhão	0,0358 km	0,0722 km
	Agitador de fundo	0,0269 kWh	0,0288 kWh
	N**	0,015248 kg	0,015248 kg
	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> **	0,001593 kg	0,001593 kg
	K <sub>2</sub> O**	0,002725 kg	0,002725 kg
Output	Eletricidade (biogás)	0,42946 MJ	0,42946 MJ
	Biofertilizante que sai do sistema*	0,55641 kg	0,55641 kg

**Tabela 5: Dados de entrada e saída para compostagem.**

	Item	Cenário 1	Cenário 2
Input	RSO*	1,0 kg	1,0 kg
	Maravalha*	0,4184 kg	0,4184 kg
	Triturador	0,0092 kWh	0,0092 kWh
	Caminhão	0,8301 km	1,9741 km
	Revolvedor	13,89 kJ	13,89 kJ
	Eletricidade (gás natural)**	0,42946 MJ	0,42946 MJ
Output	CO <sub>2</sub>	0,098 kg	0,098 kg
	H <sub>2</sub> S	0,00053 kg	0,00053 kg
	CH <sub>4</sub>	0,002 kg	0,002 kg
	N <sub>2</sub> O	0,0002 kg	0,0002 kg
	NH <sub>3</sub>	0,00034 kg	0,00034 kg
	Composto*	0,76594 kg	0,76594 kg

\* Fluxo sem impacto, \*\* Fluxo comparativo.

### Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV)

Os resultados da para os sistemas e cenários propostos estão apresentados na Tabela 6, onde C1 e DA1 indicam a compostagem e a digestão anaeróbia no cenário 1, e C2 e DA2 a compostagem e a digestão anaeróbia no cenário 2, respectivamente.

**Tabela 6: Resultados da ACV dos sistemas de compostagem e digestão anaeróbia nos cenários 1 e 2.**

Impactos	C1	C2	DA1	DA2
Mudanças climáticas (kg CO <sub>2</sub> -Eq) x 10 <sup>-1</sup>	1,738	1,739	1,417	1,422
Depleção de combustíveis fósseis (kg óleo-Eq) x 10 <sup>-2</sup>	2,753	2,758	2,336	2,350
Toxicidade humana (kg 1,4-DCB-Eq) x 10 <sup>-2</sup>	0,427	0,431	2,707	2,720
Ecotox. aquática (kg 1,4-DCB-Eq) x 10 <sup>-4</sup>	2,877	2,879	8,036	8,138
Ecotox. marinha (kg 1,4-DB-Eq) x 10 <sup>-4</sup>	1,250	1,257	7,485	7,575
Ecotox. terrestre (kg 1,4-DCB-Eq) x 10 <sup>-5</sup>	0,370	0,378	1,046	1,049
Eutrofização aquática (kg P-Eq) x 10 <sup>-5</sup>	0,117	0,117	1,772	1,786
Eutrofização marinha (kg N-Eq) x 10 <sup>-4</sup>	0,630	0,633	1,253	1,256
Acidificação terrestre (kg SO <sub>2</sub> -Eq) x 10 <sup>-4</sup>	9,110	9,117	6,174	6,194

Para as categorias de mudanças climáticas e depleção de combustíveis fósseis, a digestão anaeróbia mostrou-se como a melhor alternativa. Atribui-se esse resultado ao impacto causado pela extração do gás natural e queima deste para produção de energia, no processo de compostagem. O gás natural é um combustível

fóssil que libera, principalmente, CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> durante sua combustão. As emissões de N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> durante a decomposição dos resíduos na compostagem também foram significativos para mudança climática. Na digestão anaeróbia, a contribuição mais relevante para as categorias esteve relacionada a produção de fertilizante N, que emite N<sub>2</sub>O e CO<sub>2</sub> na produção de suas matérias primas (ácido nítrico e amônia), e consome energia elétrica de origem fóssil (carvão, gás natural e petróleo).

Para as categorias de toxicidade humana e ecotoxicidade (aquática, marinha e terrestre), a compostagem obteve o menor impacto. Tal resultado é devido aos processos de fabricação dos fertilizantes na digestão anaeróbia, que engloba a instalação de indústria químicas responsáveis pela emissão de diversos metais tais como: cobre, manganês, zinco e níquel. A energia consumida pelo maquinário foi relevante para os dois sistemas, pelo fato dessa ser distribuída, principalmente, através de linhas de transmissão que utilizam o cobre como material condutor. Na compostagem, o maior impacto foi devido a extração do gás natural, realizada em solo (*onshore*) ou em ambiente marinho (*offshore*), e produção de energia a partir desse.

Nas categorias de eutrofização aquática e marinha, a compostagem apresentou-se como sendo a melhor alternativa, devido aos fluxos de fertilizantes, da digestão anaeróbia, possuírem alto poder de eutrofização em corpos d'água. Ressalta-se que no mar o nitrogênio é considerado fator limitante ao crescimento do

fitoplâncton. Além disso, a energia consumida pelos equipamentos na unidade de digestão anaeróbia apresentou contribuição relevante aos impactos, devido às matérias primas na geração de energia. O carvão, por exemplo, é obtido através da mineração de rochas com alto teor de fosfato (eutrofização aquática), enquanto o petróleo libera compostos ricos em nitrogênio no seu refinamento (eutrofização marinha).

Para a categoria de acidificação terrestre, a digestão anaeróbia obteve os menores valores. Este resultado é consequência das emissões de amônia, cujo fator de impacto é 2,45 kg SO<sub>2</sub> eq, provindas da degradação dos resíduos na compostagem.

Observou-se valores semelhantes entre os cenários, devido a equivalência dos dados de entrada e saída, estimados a partir de 1 kg de RSO.

### Conclusões

No presente estudo, a compostagem apresentou-se como melhor alternativa para o tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos nos cenários 1 e 2. Tal resultado é um importante instrumento para a tomada de decisão dos municípios quanto ao sistema de tratamento de seus resíduos, incluindo ainda a possibilidade de geração de renda através da recuperação de nutrientes (nitrogênio, fósforo e potássio), que servem como alternativa aos fertilizantes químicos.

O critério de escolha foi baseado na alternativa que apresentou menor impacto na maioria das

categorias escolhidas para aplicação da ACV. A compostagem apresentou-se como melhor sistema nas categorias de toxicidade humana, eutrofização (aquática e marinha) e ecotoxicidade (aquática, marinha e terrestre). Tal resultado está relacionado principalmente ao impacto causado pela fabricação e utilização de fertilizantes na digestão anaeróbia, inseridos como fluxos comparativos. Por outro lado, a digestão anaeróbia obteve melhor desempenho nas categorias de mudanças climáticas, depleção de combustíveis fósseis acidificação terrestre, fato esse justificado pelo impacto relevante do fluxo comparativo de energia proveniente do gás natural, e da liberação de amônia na decomposição dos resíduos no processo compostagem.

Cabe destacar que, para complementar a pesquisa e suprir lacunas encontradas, sugere-se a elaboração do estudo com dados primários, visto que o trabalho foi realizado através de estimativas. Também é interessante aumentar a fronteira de análise, incluindo na ACV a fase construtiva e a manutenção da infraestrutura das unidades de tratamento, a coleta do RSU e distribuição do composto/biofertilizante até o consumidor.

### Agradecimentos

Agradecemos a todos os revisores dos artigos do GCV 2020, às nossas famílias, companheiros, amigos, e à Universidade Federal do Espírito Santo, pela qual temos muito orgulho. Este estudo foi parcialmente financiado pela

## Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior (CAPES) – código 001.

### Referências bibliográficas

ANDERSEN, J. K. *et al.* Mass balances and life cycle inventory of home composting of organic waste. **Waste Management**, [S.I.], v. 31, n. 9-10, p. 1934-1942, out. 2011.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E SERVIÇOS ESPECIAIS - ABRELPE. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2017**. São Paulo: ABRELPE, 2018. Disponível em <<http://www.abrelpe.org.br>>. Acesso em 12 out. 2018.

BOLDRIN, A., *et al.* Environmental inventory modelling of the use of compost and peat in growth media preparation. **Resources, Conservation and Recycling**, Dinamarca, v. 54, n. 12, p. 1250-1260, 2010.

BGS EQUIPAMENTOS PARA BIOGÁS. **Perguntas Frequentes**. Disponível em: <<https://www.bgsequipamentos.com.br/faq/>>. Acesso em: 13 de novembro de 2019.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente - MMA. **Manual para implantação de compostagem e de coleta seletiva no âmbito de consórcios públicos**. Brasília, out. 2010

CASSINI, S. T. *et al.* Bioestabilização de Resíduos Sólidos Orgânicos. In: \_\_\_\_\_. **Digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento de biogás**. 1 ed. Rio de Janeiro: ABES, 2003, p. 95-120.

COLDEBELLA, A. *et al.* Viabilidade da cogeração de energia elétrica com biogás da bonivocultura de leite. In: **Encontro de Energia no Meio Rural**, 6, Proceedings online, Campinas, 2006.

COLÓN, J. *et al.* Environmental assessment of home composting. **Resources, Conservation and Recycling**, [S.I.], v. 54, n. 11, p. 893-904, set. 2010.

DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. **Biogas from waste and renewable resources**. WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, 2008.

FLYGT. **Misturadores Compactos**: Uma série de produtos para satisfazer todas as exigências. Disponível em: <[http://www.portobombas.com.br/fotos/Misturadores%20Compactos\(2\).pdf](http://www.portobombas.com.br/fotos/Misturadores%20Compactos(2).pdf)>. Acesso em: 11 de novembro de 2019.

HERBETS, R. A. *et al.* Compostagem de resíduos sólidos orgânicos: aspectos biotecnológicos. **Revista Saúde e Ambiente**, v. 6, n. 1, p. 41-50, jun. 2005

International Organization for Standardization (ISO). **ISO 14040**. Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework. Geneva: ISO, 2006. 28p.

International Organization for Standardization (ISO). **ISO 14044**. Environmental management -- Life cycle assessment -- Requirements and guidelines Geneva: ISO, 2006. 46 p.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 7ª ed. Rio de Janeiro: ABES, 2014.

KOMPTECH. **Compost Turner for Triangular Windrows**. Disponível em: <<https://www.komptech.com/en/products-komptech/pdetails/topturn-x55.html>>. Acesso em: 11 de novembro de 2019.

LEAL, M. A. da A. *et al.* Compostagem de misturas de capim-elefante e torta de mamona com diferentes relações C:N (2013). <https://doi.org/10.1590/S1415-43662013001100010>

MEHTA, D. Y.; SHASTRI, Y.; JOSEPH, B. Economic analysis and life cycle impact assessment of municipal solid waste (MSW) disposal: A case study of Mumbai, India. **Waste Management & Research**, [S.I.], v. 36, n. 12, p. 1177-1189, 2018.

NAFEZ, A. H. *et al.* Sewage sludge composting: quality assessment for agricultural application. **Environmental Monitoring and Assessment**. Suíça, v. 187, n. 11, p. 709-718, out. 2015.

NICOLOSO, R. da S.; BARROS, E. C. **Manual de dimensionamento e manejo de unidades de compostagem de animais mortos para granjas de suínos e aves**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2019. 82 p.

NKS INDUSTRIAL. **Triturador de Resíduos Orgânicos**. Disponível em: <<http://www.prensasnks.com/portofolio-view/triturador-de-residuos-organicos/>>. Acesso em: 12 de novembro de 2019

OLIVEIRA, P. A. V. de.; HIGARASHI, M. M.; **Unidade de compostagem para o tratamento de detritos suínos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2006. 39 p.

PAIVA, R. L. M. **Avaliação de Ciclo de Vida na gestão de Resíduos Sólidos Orgânicos no Porto do Rio de Janeiro**. 2016. 172 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016.

PROENÇA, L. C. **Utilização de digestores anaeróbios para o tratamento de resíduos orgânicos urbanos com aproveitamento energético do biogás em Florianópolis, SC**. 2010. 63 p. Monografia (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2010.

ROYAL FIC. **Motor a diesel tem mais torque? Saiba mais!** Mar. 2019. Disponível em: <<https://www.royalfic.com.br/motor-a-diesel-tem-mais-torque-saiba-mais/>>. Acesso em: 12 de novembro de 2019.

SALOMON, K. R.; LORA, E. E. S. Estimativa do Potencial de Geração de Energia Elétrica para Diferentes Fontes de Biogás no Brasil. **Biomassa & Energia**, [S.I.], v. 2, n. 1, p. 57-67, 2005.

SANTOS FILHO, R. C. *et al.* O aproveitamento de resíduos sólidos urbanos, por meio do processo de compostagem aeróbia enriquecida com casca de sururu para aproveitamento na construção civil. **Ciências exatas e tecnológicas**, Alagoas, v. 4, n. 2, p. 125-134, nov. 2017.

SANTOS, M. T. L. **Contribuição para o estudo da digestão anaeróbia de resíduos orgânicos**. 2010. Dissertação (Doutorado em Engenharia Sanitária) – Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, 2010.

SWEDISH GAS CENTRE - SGC. **Biogás**: Basic data on biogas - Sweden. 2007. Disponível em: <<https://refman.energytransitionmodel.com/publications/90/download>>. Acesso em: 08 de novembro de 2019.

UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE (UNFCCC). **Methodological tool: Project and leakage emissions from composting**. 2017. Disponível em: <<https://cdm.unfccc.int/methodologies/PAMethodologies/tools/am-tool-13-v2.pdf>>. Acesso em: 15 de nov.2019.

VAHIDI, H.; RASTIKERDAR, A. Evaluation of the Life Cycle of Household Waste Management Scenarios in Moderate Iranian Cities: Case Study Sirjan City. **Environmental Energy and Economic Research**, [S.I.], v. 2, n. 2, p. 111-121, 2018.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. **Biological wastewater treatment in warm climate regions**. 1 ed. London: IWA Publishing, 2005.

WEBQC.ORG CHEMICAL PORTAL. **Massa Molar, Peso Molecular e Calculadora da Composição Elementar**. Disponível em: <<https://pt.webqc.org/molecular-weight-of-.html>>. Acesso em: 11 de novembro de 2019.

WGL GERADORES. **Gerador a Diesel VS Crise Energética**: Lucratividade em Horários de Ponta. Jun. 2017. Disponível em: <<http://www.wglgeradores.com.br/gerador-a-diesel-crise-energetica/>>. Acesso em: 12 de novembro de 2019.



## ***Avaliação do ciclo de vida aplicada ao tratamento anaeróbio de esgoto sanitário: um estado da arte***

Regiane Pereira Roque<sup>1\*</sup>

Thais Ayres Rebello<sup>1</sup>

Ricardo Franci Gonçalves<sup>1</sup>

João Luis Calmon<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidade Federal do Espírito Santo (UFES)

\*Email:regianepr@gmail.com

### **Resumo**

*Apesar de estações de tratamento de efluentes (ETEs) terem como objetivo a diminuição do impacto no meio ambiente e saúde humana, as etapas de construção, operação, manutenção e desmantelamento dessas estruturas possuem impacto ambiental. Estes impactos são diretamente relacionados com os materiais e energia utilizados nos sistemas, bem como emissões advindas da ETE. Para realizar esta avaliação, muitos estudos de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) estão disponíveis na literatura. No entanto, poucos estudos revisando estes trabalhos estão disponíveis e não foi encontrado estado da arte sobre sistemas anaeróbios nos bancos de dados pesquisados. Dentro deste contexto, o presente trabalho tem como objetivo realizar o levantamento sistemático dos estudos que aplicam a ferramenta de Avaliação do Ciclo de Vida de diferentes sistemas de tratamento de esgoto sanitário anaeróbios para uma compreensão clara do assunto. Este estudo analisou aspectos bibliométricos, metodológicos e os principais resultados observados na literatura. Para realização do estudo, a metodologia Proknow-C foi utilizada. Esta metodologia é dividida em quatro etapas: 1- Seleção do portfólio, 2- Análise bibliométrica, 3- Análise sistemática e 4- Elaboração dos objetivos de pesquisa ou identificação das lacunas da literatura. Os resultados apontam que apenas 10 artigos foram publicados entre 2014 e 2019 que avaliaram a sustentabilidade, aplicando a ACV, de sistemas*

*anaeróbios de tratamento de esgoto. Dentre os artigos selecionados, percebeu-se que a maioria foram publicados no ano de 2016. As revistas com maior impacto na área foram Water Research e Environmental Science and Technology, sendo as instituições de origem dos artigos principalmente dos Estados Unidos e Espanha. Conclui-se que existe ainda um grande potencial de pesquisa dentro da problemática analisada, dado o pequeno número de trabalhos encontrados.*

**Palavras-chaves:** *Avaliação do Ciclo de Vida, tratamento anaeróbio, efluentes domésticos, proknow-C e estado da arte.*

### **Introdução**

Estações de tratamento de esgoto (ETEs) tem como objetivo reduzir o impacto ambiental advindo da descarga de efluentes na saúde humana e no meio ambiente. No entanto, a construção, operação, manutenção e desmantelamento destas estruturas possuem impacto ambiental devido a utilização de materiais e energia, da descarga de efluentes no meio ambiente e a disposição de resíduos das ETEs (Zang et al., 2015). Dessa forma, faz-se necessária a utilização de ferramentas de suporte à tomada de decisão para realização da escolha pela alternativa mais apropriada ambientalmente. Rebello (2017) afirma que diversas ferramentas podem ser utilizadas para realizar a avaliação da viabilidade ambiental, no entanto, a ACV apresenta uma forma sistemática que diminui a subjetividade da avaliação dos sistemas. Neste contexto, diversos estudos aplicaram a ACV em estações de

tratamento de efluentes com tratamento anaeróbio, através de diferentes metodologias de avaliação de impacto e diferentes formas de captação de dados. Para organizar e sumarizar o que estes estudos aplicaram, diversos artigos de revisão na área foram encontrados e os mesmos apresentam um grande impacto na comunidade científica.

Foram identificados diversos estudos de revisão publicados nos últimos anos, tais quais (Corominas et al., 2013; Gude, 2016; Heimersson et al., 2016; Hwang et al., 2016; Lee et al., 2017; Mo; Zhang, 2013; Zang et al., 2015). Dentre estes, destacam-se os trabalhos de Corominas et al. (2013) que realizou uma revisão de diferentes tipologias de tecnologia de estações de tratamento de efluentes e discutiu a metodologia de ACV aplicada nestes estudos. Além deste, Zang et al. (2015) que discutiu as categorias de impacto utilizadas em ETEs com tratamento biológico. No entanto, nenhuma revisão sistemática sobre Avaliação do Ciclo de Vida de Estações de tratamento de efluentes anaeróbia foi encontrada para os últimos cinco anos como o proposto neste artigo.

Cabe salientar que estações anaeróbias de tratamento de efluentes apresentam grande importância para países como o Brasil, pois o consumo energético é usualmente menor, devido à retirada da etapa de aeração. Ademais, a produção de lodo é menor, o que reduz custos da estação de tratamento de efluentes. Dessa forma, este trabalho visa propor uma metodologia para garantir que os trabalhos

sejam replicáveis após realização de uma revisão sistemática com a utilização do Proknow-C.

### Objetivo

Realizar levantamento sistemático dos estudos que aplicam a ferramenta de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) em diferentes sistemas de tratamento de esgoto sanitário anaeróbios para uma compreensão clara do assunto. Este estudo analisou aspectos bibliométricos, metodológicos e os principais resultados observados na literatura.

### Metodologia

Uma revisão sistemática de literatura foi realizada neste estudo por meio da aplicação da metodologia Proknow-C – Knowledge Development Process – Constructivist desenvolvida por Ensslin et al. (2010). Esta metodologia foi desenvolvida no Laboratório de Metodologias Multicritério em Apoio à Decisão (LabMCDA) da UFSC (Ensslin, Ensslin e Pacheco, 2012), e tem se mostrado uma importante ferramenta na construção do conhecimento dentro das mais variadas áreas de pesquisa (Afonso et al., 2011). O Proknow-C é dividido em 4 etapas: (I) seleção do portfólio bibliográfico; (II) análise bibliométrica do portfólio bibliográfico; (III) análise sistêmica do portfólio bibliográfico e (IV) elaboração dos objetivos de pesquisa ou identificação das lacunas da literatura (Reina et al., 2014).

Para seleção do portfólio bibliográfico, selecionaram-se artigos científicos utilizando

banco de dados o *Scopus* usando palavras-chave definidas contidas no título, resumo e/ou palavras-chave dos artigos, de acordo com o tema da pesquisa. Foi adotado nesta etapa a base de dados Scopus visto que a mesma contém mais de 15.000 revistas indexadas, cerca de 265 milhões de websites, 18 milhões de patentes e outros documentos (Ferenhof et al., 2014). Os autores Afonso et al. (2011) afirmam a importância de realizar diferentes combinações entre palavras-chave no momento de busca nas bases de dados. Ainda, para que os documentos encontrados sejam adequados ao tema proposto é sugerida a leitura de no mínimo dois artigos entre aqueles encontrados. As palavras-chave escolhidas, combinadas e usadas na busca dos artigos foram: "*Life Cycle Assessment*" or "*LCA*" and "*wastewater treatment*" and "*anaerobic*".

O processo de filtragem foi realizado para selecionar os artigos na revisão bibliográfica, no qual, foram definidos critérios para inclusão e exclusão de documentos, obtendo assim um portfólio reduzido com informações do tema de interesse e importância científica. A seleção foi realizada em 5 de fevereiro de 2020 e apenas artigos publicados entre os anos de 2014 a 2018 foram analisados, já que nenhum artigo em 2019 foi encontrado. Apenas artigos e artigos de revisão com fator de impacto maior que 1.27 foram considerados, sendo este um dos critérios adotados pelo *Qualis Capes* no quadriênio de 2013-2014, sistema brasileiro de avaliação de periódicos, para que o artigo receba a

classificação A1 na área de engenharias I. Posteriormente, leu-se os títulos e resumos dos artigos e foram selecionados os realizavam tratamento de esgoto doméstico urbano e os que a ACV do sistema de tratamento anaeróbio, descartando os que apenas citavam as palavras-chave selecionadas inicialmente.

Na etapa de análise bibliométrica do portfólio é crucial o levantamento de indicadores sobre a pesquisa. Entre os principais indicadores destacam-se: os países que mais publicaram sobre o assunto abordado, as instituições e seus respectivos autores, o tipo de documento, o aumento ou déficit do número de trabalhos publicados sobre o tema. O principal objetivo desta análise é demonstrar quantitativamente as informações referentes ao portfólio bibliográfico obtido (Ensslin et al., 2010). Todos os dados levantados foram analisados utilizando o *Microsoft Excel 2016*.

O portfólio bibliográfico foi analisado de forma sistemática, por meio de uma leitura completa dos artigos selecionados, a fim de levantar assuntos importantes sobre o tema estudado e assim, a posteriori, apontar lacunas a serem estudadas. Para facilitar a organização dos dados e conseqüentemente na análise, serão usadas tabelas no *Microsoft Excel 2016* (AFONSO et al., 2011).

## Resultados e discussão

### Análise bibliométrica

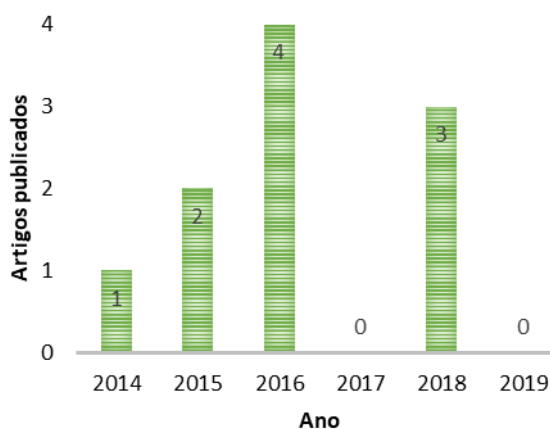
Inicialmente, foram encontrados 113 documentos sendo reduzidos a 67 para leitura dos resumos após a aplicação do filtro em relação ao período desejado, 2014-2019, filtragem para documentos do tipo artigos e artigos de revisão e fator de impacto. Após leitura do título e resumo, e dos artigos completos quando necessário, foram considerados somente as pesquisas que realizavam tratamento anaeróbios de esgoto doméstico e incluíam a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) do tratamento avaliado como um todo. Dessa forma, foram pré-selecionados 10 documentos para leitura criteriosa. Todos os artigos pré-selecionados foram escritos em inglês. A Figura 1 mostra os artigos publicados por ano para demonstrar a tendência dentro deste campo de pesquisa.

O conhecimento do ano de publicação é importante para relacionar as tendências com as ocorrências dentro de um campo científico. O ano de 2016 foi o que apresentou um maior número de publicações sobre o assunto abordado, totalizando 4 publicações, ou seja, 40% do total de publicações ficaram concentradas neste ano. Os anos de 2017 e 2019 não tiveram nenhuma publicação.

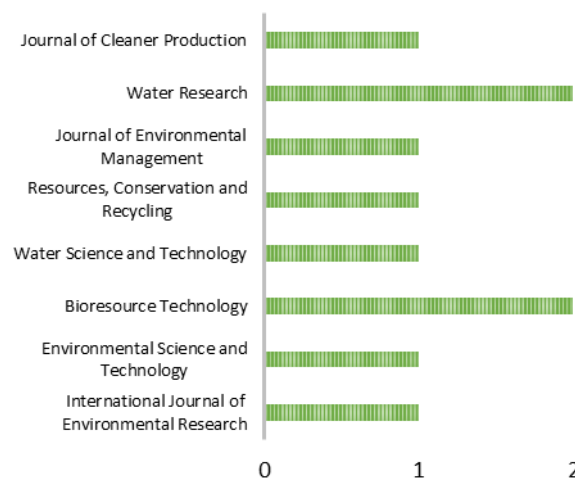
Outro dado levantado para facilitar futuras publicações foram os periódicos que mais publicam sobre o assunto abordado. A Figura 2

demonstra em quais periódicos foram publicados os artigos selecionados.

**Figura 1: Publicações de artigos por ano (Autoria própria, 2020)**



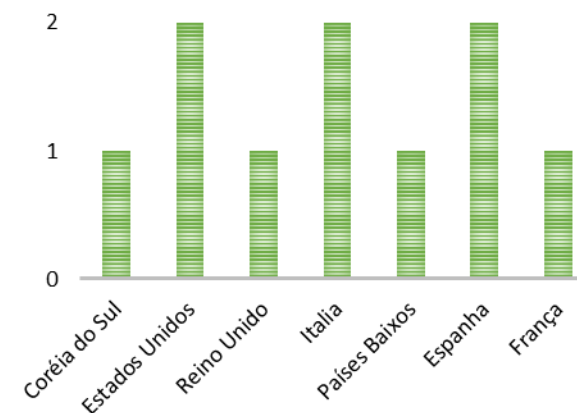
**Figura 2: Publicações por periódicos (Autoria própria, 2020)**



Os periódicos que apresentaram um maior número de publicações no período analisado foram os *Bioresource Technology e Water Research*, com 2 publicações cada. As outras 6 pesquisas foram publicadas em outros periódicos: *Water Science and Technology, Journal of Cleaner Production, Resources, Conservation and Recycling, Environmental Science and Technology, International Journal of Environmental Research e Journal of Environmental Management*

Em relação aos países (considerado apenas dos primeiros autores) que contribuíram com suas pesquisas durante o período analisado, os resultados mostraram um total de 7 países, no qual o Estados Unidos, Espanha e Itália contribuíram com um total de 2 publicações. Os demais países contribuíram com apenas 1 publicação cada (Figura 3).

**Figura 3: Número de publicações por países (Autoria própria, 2020)**



Com o levantamento dos países em que as pesquisas foram realizadas é possível observar que o continente Europeu apresentou um maior número de pesquisas quanto a sustentabilidade dos sistemas de tratamento de esgoto. Dentro da Europa, a Espanha e a Itália, que possuem 2 produções de artigos na área de ACV. O conhecimento dos impactos ambientais negativos ocasionados por sistemas de tratamento é importante para auxiliar na tomada de decisão, assim como seus aspectos econômicos e escolha de tecnologia apropriada.

#### *Aspectos metodológicos da ACV*

A Avaliação de Ciclo de Vida é uma metodologia aplicada para avaliar o impacto ambiental ao longo de todo seu ciclo de vida, desde a extração de matérias primas e materiais, continuando com o desenvolvimento e fabricação do produto e terminando com reciclagem ou descarte de materiais (Amores et al., 2013). Trata-se de uma metodologia com ampla aceitação em vários setores da atividade humana, tornando-se referência na análise do desempenho ambiental (Risch et al., 2015). A ACV é padronizada internacionalmente pelas ISO 14040: 2006 e ISO 14044: 2006 e permite a avaliação do desempenho de um sistema ou produto de forma complexa, avaliando quantitativamente seus impactos e identificando os aspectos que mais influenciam o desempenho ambiental no conjunto em estudo (Lopsik, 2013). Os estudos de ACV podem ser divididos em quatro fases principais, como descrito na norma ISO 14.040 (ISO:14.040, 2006):

definição de objetivo e escopo, análise de inventário de ciclo de vida (ICV), avaliação de impacto de ciclo de vida (AICV) e interpretação.

Os requisitos e as diretrizes para a ACV, abrangendo todas as fases metodológicas estão contidos na ISO 14044 (ISO:14.044, 2006). Porém, as duas normas não são delineadas para definir os detalhes da ACV, o que pode levar a incoerências nos estudos e dificuldade na comparação entre os trabalhos.

Na fase de definição de meta e escopo, todos os estudos selecionados definiram de forma clara qual o objetivo do estudo. Alguns estudos realizaram a análise comparativa entre sistemas (Niero et al., 2014; Postacchini et al., 2016; Rashidi et al., 2018). Bisinella de Faria et al. (2015) quantificaram as vantagens energéticas e ambientais da Separação da Fonte de Urina combinada com diferentes processos de tratamento. Um estudo foi realizado para elucidar como o design detalhado e as decisões operacionais de sistemas de biorreatores de membrana anaeróbica submersa submersos influenciam a sustentabilidade tecnológica, ambiental e econômica do sistema ao longo de seu ciclo de vida (Pretel et al., 2015).

Dentre as diferentes unidades funcionais adotadas nos estudos temos 1m<sup>3</sup> de águas residuárias tratadas (Pretel et al., 2015; Hauck et al., 2016; Lin et al., 2016; Cashman et al., 2018), volume de água residuária a ser tratado (Niero et al., 2014; Bisinella de Faria et al., 2015; Pfluger et al., 2018) e quantidade de

nitrogênio removido do fluxo (Pretel et al., 2016). O volume de águas residuárias tratadas nem sempre é unidade funcional representativa por não retratar a qualidade afluente ou a eficiência de remoção da estação.

O uso da quantidade de nitrogênio removido do fluxo como unidade funcional retratam uma mudança no modo que as estações de tratamento de esgotos estão sendo tratadas, como recuperadoras de recursos e não somente como unidades de tratamento.

Foi constatado pelos autores que na etapa de análise do Inventário do Ciclo de Vida a falta de disponibilidade de dados e qualidade. Dados secundários provenientes de banco de dados são adotados na maioria dos estudos selecionados. O banco de dados Ecoinvent foi selecionado por grande parte dos autores das pesquisas selecionadas: Pretel et al. (2015), Bisinella de Faria et al. (2015), Lin et al. (2016) e Pretel et al. (2016).

Diferentes softwares foram usados na etapa de avaliação de impacto de ciclo de vida. Dentre eles diferentes versões do software SimaPro (Pretel et al., 2015; Postacchini et al., 2016; Lin et al., 2016), Umberto (Bisinella de Faria et al. 2015); TOTAL (Rashidi et al., 2018) e OpenLCA (Cashman et al., 2018).

#### *Tipos de sistemas anaeróbios*

Sistemas de tratamentos de esgoto anaeróbios é uma alternativa atraente para substituir sistemas convencionais de tratamento, por envolver a degradação e estabilização da matéria orgânica

obtendo como produto o biogás que é uma fonte de energia (Chen; Cheng; Creamer, 2008). Segundo Corominas et al. (2013), sistemas de tratamento de esgoto convencionais de lodo ativado apresentam alto custo e demandam um grande gasto energético, tornando uma opção não viável para populações equivalentes menores de 2000, fazendo-se necessário que se busque outras alternativas para tratamento do esgoto.

Os tipos de sistemas de tratamento de esgotos anaeróbios encontrados, dentre as pesquisas selecionadas, foram Oxidação anaeróbica de amônio (AnaMmOx), biorreatores de membrana anaeróbica associados. Pretel et al. (2015) comparou o desempenho de diferentes configurações aplicadas a um único sistema com o objetivo de melhorar o desempenho ambiental para os sistemas de tratamento de biorreator anaeróbio com membrana. Foi demonstrado que a sustentabilidade ambiental de um sistema de biorreatores de membrana anaeróbica associado a um sistema de tratamento aeróbio, quando comparado a tecnologias de aeróbias para tratamento de esgoto, biorreator de membrana aeróbio e lodo ativado convencional, apresentou reduções significativas em diferentes aspectos de impacto ambiental (aquecimento global, ecotoxicidade aquática marinha, depleção abiótica e acidificação) (Pretel et al., 2016).

A implementação de um sistema de oxidação anaeróbica de amônio em uma estação de larga escala, demonstrou-se benéfica para remoção de

nitrogênio. Porém, os impactos ambientais como mudanças climáticas, foram maiores na estação em estudo causado pelo aumento de consumo de energia (Hauck et al., 2016)

Dentre as categorias avaliadas por Niero et al. (2014), foi apurado que em relação às mudanças climáticas e ao esgotamento dos recursos fósseis, que ETEs centralizadas, equipadas com digestão anaeróbica de lodo, apresentam desempenho melhor do que as ETEs de tamanho médio, empregando estabilização aeróbica do lodo.

Postacchini et al. (2016) constatou que sistema de filtro de gotejamento e a digestão anaeróbica- aeróbica de alta taxa proposto reduziram os impactos ambientais em comparação com o lodo ativado em todas as categorias de impacto. Isso se deve principalmente à redução dos requisitos de energia do filtro de gotejamento e da digestão anaeróbica- aeróbica de alta taxa.

Estima-se que o gerenciamento de águas residuais nos Estados Unidos represente aproximadamente 3% da demanda de eletricidade nos EUA (Pretel et al., 2015). O biogás gerado em processos anaeróbios a partir da degradação da matéria orgânica do esgoto sanitário pode ser convertido em energia elétrica, reduzindo assim as emissões deste importante gás de efeito estufa. A energia química contida nas águas residuárias é estimada em 1,3 MJ/hab.dia, representando um total de 1% do consumo mundial de energia e

4% da produção total mundial de eletricidade em 2016 (Puyol et al. 2016). Sendo assim, o aproveitamento do biogás na forma de energia elétrica reduz a demanda por energia convencional, podendo tornar a ETE neutra ou até mesmo superavitária energeticamente. Quando recuperado no tratamento de esgoto, o biogás reduz as emissões de gases em 0,08kg de CO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> (Singh e Kansal, 2016).

### Conclusões

Com os resultados demonstrados, conclui-se que existe ainda um grande potencial de pesquisa dentro da problemática analisada, dado o pequeno número de trabalhos encontrados.

Os resultados apresentados nos artigos selecionados demonstraram que os aspectos ambientais são favoráveis ao uso de sistemas de esgoto anaeróbios. As emissões de CO<sub>2</sub> em ETEs dependem do consumo de energia em cada etapa que integra o processo de tratamento. O biogás gerado em processos anaeróbios pode ser convertido em energia elétrica, reduzindo assim as emissões geradas por este gás de efeito estufa.

Foi verificado nas pesquisas selecionadas que os autores adotaram diferentes parâmetros nas etapas regidas pelas normas ISO 14040 (2006) e 14044 (2006): unidade funcional, fronteira, softwares usados na etapa da avaliação de impacto de ciclo de vida. As normas ISO não são específicas para estações de tratamento de esgoto, permitindo que os autores adotem diferentes parâmetros.

## Agradecimentos

De antemão, agradecemos a todos os revisores dos artigos do GCV 2020. Os autores também reconhecem o apoio financeiro da Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Espírito Santo (FAPES) projeto 107/2019 e da Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível superior (CAPES) – código financeiro 001.

## Referências bibliográficas

- Afonso, M. H. F.; Souza de, J. V.; Ensslin, S. R.; Ensslin, L. RGSA – Revista de Gestão Social e Ambiental (2011). DOI: 10.5773/rgsa.v5i2.424
- Amores, M.J. Meneses, M.; Pasqualino, J.; Antón, A. e Castells, F. Journal of Cleaner Production (2013). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.12.033>
- Bisinella de Faria, A.B., Spérandio, M., Ahmadi, A., Tiruta-Barna, L. Water Research (2015). <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.06.048>
- Cashman, S., Ma, X., Mosley, J., Garland, J., Crone, B. e Xue, X. Bioresource Technology (2018). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.01.060>
- Chen, Y.; Cheng, J. J.; Creamer, K. S. Bioresource technology (2008). 10.1016/j.biortech.2007.01.057
- Corominas, LI; Foley, J.; Guest, J. S.; Hospido, A.; Larsen, H. F.; Morera, S. e Shaw, A. Water Research (2013). DOI: 10.1016/j.watres.2013.06.049
- Ensslin, L.; Ensslin, S. R.; Lacerda, R. T. O.; Tasca, J. E. Processo de Seleção de Portfólio Bibliográfico. Processo técnico com patente de registro pendente junto ao INPI. Brasil. (2010)
- Ensslin, L.; Ensslin, S. R.; Pacheco, G. C. (2012). Um Estudo Sobre Segurança em Estádios de Futebol Baseado na Análise da Literatura Internacional. Perspectivas em Ciências da Informação, v. 17, p.71-91.
- Ferenhof, H. A., Vignochi, L., Selig, P. M.; Lezana, A. G. R.; Campos, L. M. S. Journal of Cleaner Production. (2014). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.03.027>
- Gude, V.G. Wastewater treatment in microbial fuel cells - An overview. Journal of Cleaner Production. (2016). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.02.022>
- Hauck, M., Maalcke-Luesken, F.A., Jetten, M.S.M., Huijbregts, M.A.J. Resources, Conservation and Recycling (2016). <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.11.019>
- \_\_\_\_\_. ISO 14040. Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework. Geneva: ISO, 2006. 28p.
- \_\_\_\_\_. ISO 14044. Environmental management -- Life cycle assessment -- Requirements and guidelines Geneva: ISO, 2006. 46 p.
- Lopsik, K. International Journal of Environmental Science and Technology (2013). DOI 10.1007/s13762-012-0159-y
- Lee, M.; Keller, A. A.; Chiang, P.-C.; Den, W.; Wangd, H.; Hou, C.-H.; Wu, J.; Wang, X. e Yan, J. Applied Energy. (2017). <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.08.002>
- Lin, Y., Guo, M., Shah, N., Stuckey, D.C. Bioresource Technology (2016). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.03.064>
- Heimersson, S.; Svanström, M.; Laera, G. e Peters, G. International Journal of Life Cycle (2016). DOI 10.1007/s11367-016-1095-8
- Hwang, J.-H; Church, J.; Lee, S. J.; Park, J. and Lee, W. H. Environmental Engineering Science (2016). <https://doi.org/10.1089/ees.2016.0132>
- Mo, W.; Zhang, Q. Journal of Environmental Management (2013). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.05.007>
- Niero, M., Pizzol, M., Bruun, H.G., Thomsen, M. Journal of Cleaner Production (2014). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.12.051>
- Pflugger, A.R., Callahan, J.L., Stokes-Draut, J., (...), Figueroa, L.A., Munakata-Marr, J. Environmental Science and Technology (2018). DOI: 10.1021/acs.est.7b06684.
- Postacchini, L., Lamichhane, K.M., Furukawa, D., Babcock Jr., R. W.; Ciarapica, F.E. e Cooney, M.J. Water Science and Technology (2016). DOI: 10.2166/wst.2016.087
- Pretel, R., Shoener, B.D., Ferrer, J., Guest, J.S. Water Research (2015). <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.07.002>
- Pretel, R., Robles, A., Ruano, M.V., Seco, A., Ferrer, J. Journal of Environmental Management (2016). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.10.004>
- Puyol, D.; Batstone, D. J.; Hülsen, T.; Astals, S., Peces, M. e Krömer, J. O. Frontiers in Microbiology (2016). doi: 10.3389/fmicb.2016.02106.
- Rashidi, J.; Rhee, G.H.; Kim, M.; Nam, K.; Heo, S.; Yoo, C.K. e Karbassi, A. International Journal of Environmental Research (2018). <https://doi.org/10.1007/s41742-018-0135-6>
- Rebello, T. A. Avaliação do ciclo de vida do processamento de lama do beneficiamento de rochas ornamentais: um estudo comparativo com areia, argila e filler. Projeto de graduação - Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Federal Do Espírito Santo, Vitória, 138P. 2017.
- Reina, D. R. M.; Ensslin, S. R.; Ensslin, L.; Reina, D. Rege (2014). <https://doi.org/10.5700/rege516>
- Risch, E.; Gutierrez, O.; Roux, P.; Boutin, C. e Corominas, L. Water Research (2015). <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.03.006>
- Singh, P. e Kansal, A. Resources, Conservation and Recycling, in press, (2016). <https://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.07.014>
- Xue, X.; Schoen, M. E.; Ma, X.; Hawkins, T. R., Ashbolt, N. J., Cashdollar, J. e Garland, J. Water Research (2015). <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.03.017>
- Zang, Y.; Li, Y.; Wang, C.; Zhang, W.; Xiong, W. Journal of Cleaner Production. (2015). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.05.060>

## Sewage sludge uses: a review of Life Cycle Assessment application

Diego Corrêa Magalhães<sup>1</sup>

Johann Andrade Ferrareto<sup>1</sup>

Rosane Campos<sup>2</sup>

João Luiz Calmon<sup>2</sup>

<sup>1</sup>ArcelorMittal

<sup>2</sup>Universidade Federal do Espírito Santo  
diego.c.magalhaes@arcelormittal.com.br

### Resumo

Sewage sludge is one of the by-products generated at wastewater treatment plants, and it is the subject of many studies involving best options for its use. Prior to further treatment or beneficiation processes, sewage sludge is composed mainly by water, organic matter and nutrients. Microorganism are also present in the sludge including some pathogens. Those constituents of sewage sludge are drivers of its application: energy recovery is leveraged by organic matter content but limited by moisture, while land application – mainly for agriculture – is possible due to the present nutrients, while the pathogens are the concern for this application. This article aims to review the main options of sewage sludge application. Many studies present life cycle assessment (LCA) to compare the alternatives treatments and applications. Energy recovery is shown to be the option with lowest environmental impact by many authors, despite the emissions of greenhouse gases and the required treatment for water removal. In order to potentialize its energy recovery, some authors have presented alternative technologies such as co-incineration with other municipal solid wastes with lower water content, and also some new operational and plant designs to produce sludge with higher calorific value and lower water content. Land application, including for agriculture use, has been pointed also as a low environmental impact alternative by some authors that used LCA. The main drawbacks for this application of sewage sludge are human toxicity and ecotoxicity generated by the leaching of some metals. Landfilling has

been pointed out by authors as high environmental impact application, since it does not bring benefits as other uses, and still is associated with some negative environmental impacts. Finally, when conducting a LCA, authors have pointed that regional factors play an important role in the results: energy matrix is key for energy recovery scenario, soil characteristics may demand higher quantities of nutrients from the sludge, and local available technologies may reduce some of the associated environmental impacts of the different uses of sewage sludge.

**Keywords:** Life Cycle Assessment, Sewage Sludge, Review.

### Introduction

One of the main residues produced by organized societies are the effluents produced by humans and carried off in sewers. Raw sewage when discarded into the environment may lead to many negative environmental impacts. In order to prevent those impacts, many technologies are applied to treat the parameters that are associated with pollution. Sewage treatment results in treated wastewater that may be discarded to environment or used as raw material without previous concerns. Depending on the technology, sewage treatment results also in a sludge, named sewage sludge, which constitution, treatment and application options are subject of many studies. Prior to further treatment or beneficiation processes, sewage sludge is composed mainly by water, organic matter and nutrients. Microorganism are also present in the sludge including some pathogens. Those constituents of sewage sludge are drivers

of its application: energy recovery is leveraged by organic matter content but limited by moisture, while land application – mainly for agriculture – is possible due to the present nutrients, while the pathogens are the concern for this application.

The decision of sewage sludge application may be driven by local available technologies, associated environmental impacts and economic limitations to name a few. One tool that have been used to weight different aspects of sewage sludge treatment and application is the Life Cycle Assessment (LCA), which assess the environmental impacts of stages of a process, product or service.

The purpose of this paper is to review relevant articles that uses LCA as an approach to sewage sludge treatment and application.

### Methodology

The platform that was used to search for articles was the Science Direct, from Elsevier, which is one of the main platforms used for the purpose. It contains more than sixteen million articles. The methodology used to select the articles was ProKnow-C, developed by the Universidade Federal de Santa Catarina, which systematic characteristics and criteria determination to filter results brings an objective approach to the review. In the next section, the criteria used in the methodology is described.

As the objective of the review was to gather information about publications on life cycle

assessment (LCA) of sewage sludge application, the following terms were used as key terms: “Life Cycle Assessment”, “sewage” and “sludge”. It was selected only the publications with all the three key words, either on the title, abstract or keyword. The research was carried out on February 9, 2020, and a total of 89 items were returned.

In order to filter the results to select the most significant scientific publications, some filters were applied, to be known: only “review articles” and “research articles” were selects; and only publications from 2015 to 2020 were selected. After this additional two filters, results were restricted to 52 publications.

The 52 remaining results had their title read and their publication Journal impact factor collected, as an additional selection criteria for the results to be included in the review. Titles that were misaligned with this review purpose and Journals with impact factor less than 1,500 were dismissed from the selection, which reduced the 52 results to 28.

The 28 remaining results had their abstract read and 8 articles were dismissed, due to their focus be oriented to LCA methodology, or products other than sewage sludge. The remaining 19 articles had their full content analyzed, which are presented in the following section. Some of the articles approached different applications while others focused on specific ones. All in all, energy recovery were evaluated by 15 of the selected articles, agriculture application by 4 of them,

nutrient recovery by 3 of them, and landfilling by 4 of the articles.

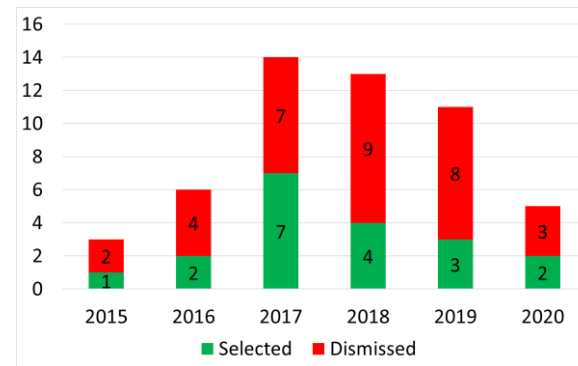
The figure 1 below represents the selection process used in this review as described above.

**Figure 1: Criteria for article selections**



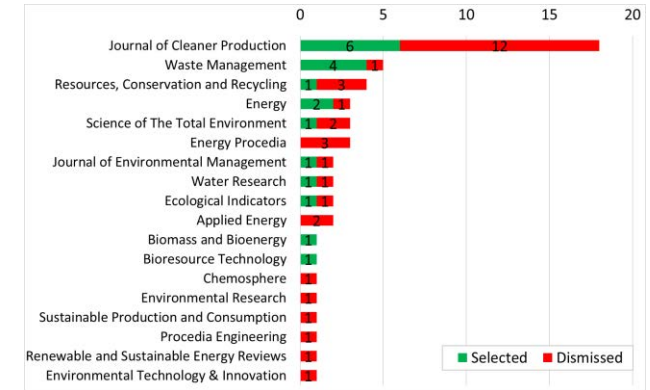
The distribution of the total 52 articles and the 19 selected over the years of publication are represented in the figure 2 below.

**Figure 2: Publication year of selected and dismissed articles in the review**



Although the selected articles were mainly published by the “Journal of Cleaner Production” and by the “Waste Management”, the figure 3 below indicates that a wide range of journals were considered in this review.

**Figure 3: Journals of publication of the reviewed articles**



**Results and Discussion**

The application of sewage sludge varies from place to place, according to local characteristics. Yoshida et al. (2018) indicated five common treatment and application technologies applied to sewage sludge, which were: dewatering; lime stabilization of dewatered sludge; anaerobic digestion; dewatering of anaerobically digested sludge; and incineration of dewatered anaerobically digested sludge. The authors indicated that the first four are followed by application of treated sludge on agricultural land, while the last one has landfill as final destination for the ash produced in the incineration.

Lombardi et al. (2017) compared different alternatives of sewage sludge treatment, being subject to the study the following: land spreading; composting; incineration; landfill; and wet oxidation.

Although there are several options for sludge treatment and application, it is almost a consensus that energy recovery is the best



alternative when comparing the options with the LCA. Ten articles focused only on energy alternatives, not even considering the other mentioned alternatives.

### *Energy Recovery from Sewage Sludge*

Li et al. (2017a) suggest that the most common use of sewage sludge as source of energy in south China are anaerobic digestion, incineration, co-incineration in coal-fired power plants and co-incineration in cement kilns. The authors point that however anaerobic digestion is more efficient from an energy standpoint, the environmental impacts associated with application at co-incineration in cement-kiln are the lowest. The authors point the two alternatives as good options, and that the water content in the sludge is an important driver for the energy recovery process.

A few other publications indicate the application of sewage sludge in the cement industry, in order to take use of its calorific value to the cement production process. Abusoglu et al. (2017) compared the application at cement kiln with a fluidized bed combustor, indicating that excepting for environmental impacts on the human health, ozone layer depletion and non-renewable energy, the cement kiln is not a better option when compared to the alternative. Pavlík et al. (2016) studied the incorporation of sewage sludge, not as a source of energy but as a potential pozzolanic agent, which would be possible to a limit of 10% (w/w) of sewage sludge in the mixture, resulting in benefits like

lower energy consumption and greenhouse gases emissions.

Some authors suggest that the energy recovery from sewage sludge is more efficient when other organic residues, with less water content, is associated to the sludge. Chenet et al. (2019) compared incineration of sewage sludge and municipal solid waste individually and combined in China, concluding that an integrated treatment of the two residues results in better environmental impacts on climate change and resources, being also associated with the better economical results due to energy savings. Edwards et al. (2017) analyzed the co-digestion of sewage sludge and food waste when compared to digestion of only sewage sludge at an Australian scenario. The authors indicate that with the exception of human toxicity, the co-digestion scenario is associated with the least environmental impact when compared with the alternative. Morero et al. (2017) used LCA to assess the impacts of co-digestion of sewage sludge with the organic fraction of municipal solid waste at an Argentinean plant. When compared to landfill, the co-digestion offers better environmental and economic impacts according to the authors.

Some authors use LCA to indicate and compare technology alternatives to wastewater plants and energy recovery process, aiming to optimize the energy recovery from sewage sludge. Ramachandran et al. (2017) propose a decentralized system for energy co-generation from sewage sludge and woody biomass through

gasification and compare it with the current system in Singapore, which is a centralized incineration system. The proposed system minimizes the transportation of material, leading to lower environmental impacts associated with greenhouse gas emission, and it is also more energy and economic efficient. Barry et al. (2019) evaluated variances in the pyrolysis temperature and velocity process when applied to sewage sludge, while Li et al. (2017) performed a comparison between five different anaerobic digestion pathways ranging process temperature and sludge organic content. Li and Feng (2018) compared the two previous technologies: pyrolysis and anaerobic digestion. The authors studied the processes isolated and as an integrated system. Buonocore et al. (2018) studied proposed variations in a wastewater treatment plant in Italy comparing the current application of sewage sludge to landfill with proposed technologies for energy generation, focusing more on the wastewater treatment plant than on the recovery energy process.

### *Agriculture application of Sewage Sludge*

Application of sewage sludge at agriculture is considered as an option by some authors, but that alternative is always compared with others using LCA.

Lee et al. (2020) evaluated alternatives to current application of agriculture application through composting for the sewage sludge produced at a Florida (USA) wastewater treatment plant. The current application was compared against co-

digestion of a mixture of sewage sludge, food waste and yard waste, incineration and landfilling (with and without gas recovery). For all four environmental impacts evaluated (global warming potential, acidification, eutrophication, and ecotoxicity), the co-digestion was pointed as the best option by the authors in all categories. The alternative of use in agriculture was the second better option when considering global warming potential, it was equivalent to landfilling and incineration when considering acidification and ecotoxicity, and it was the worst option with similar results to landfilling when considering eutrophication.

In a different case study conducted by Lombardi et al. (2017), this time at an Italian wastewater treatment plant, agriculture application of sewage sludge was compared against incineration and wet oxidation. Agriculture application was considered into two ways: land spreading and trough composting, both being present at the analyzed location. Since land spreading does not require as much treatment and resources allocation as the other alternatives, it was pointed by the authors as the alternative with lowest environmental impacts when considering abiotic depletion, fossil fuel depletion, global warming, ozone layer depletion and photochemical oxidation. The alternative on the other hand has high environmental impact indicators when it is considered human toxicity, fresh water aquatic ecotoxicity, terrestrial ecotoxicity, acidification and eutrophication. When the application of sewage sludge into

agriculture is changed to composting, further treatment and processing is required, which worsen the environmental impacts on the indicators of abiotic depletion, fossil fuel depletion, global warming, ozone layer depletion and photochemical oxidation. The other indicators on the other hand are improved when land spreading is replaced by composting. The authors indicate that landfilling has high environmental impacts especially for global warming, photochemical oxidation and acidification.

As one of the main concerns of agriculture application of sewage sludge are associated with the leachate produced by the material, Tarpani et al. (2020) focused parameters like heavy metals and pharmaceutical and personal care products contaminants. The authors compared agriculture application of sewage sludge after two treatment routes (anaerobic digestion and composting) against incineration, pyrolysis and wet air oxidation. Agriculture application of anaerobically digested sludge was pointed as the best option when taking account 11 out of the 18 categories analyzed: climate change, water depletion, freshwater eutrophication, marine eutrophication, terrestrial acidification, ionizing radiation, marine ecotoxicity, terrestrial ecotoxicity, human toxicity, natural land transformation, and particulate matter formation. Composting was not pointed as good option by the authors, since it doesn't return best results for any of the categories, have negative impacts for all of them, and was the worst option for

freshwater eutrophication, marine eutrophication, terrestrial ecotoxicity, Land transformation/occupation potential (natural, urban and agricultural), particulate matter formation and photochemical oxidant formation. Concerning the environmental impacts by pharmaceutical and personal care products contaminants, the authors indicate that the effects on freshwater ecotoxicity is insignificant. Heavy metal on the other hand, represents a point of concern, specially zinc and nickel, but depending on their concentration on the applied sludge the observed impacts may be compared with alternative applications, like incineration.

Opposite results were indicated by Yoshida et al. (2018), that affirmed that sewage sludge incineration was a better option when compared against agriculture application. The authors considered four treatments options prior to land application, to be known: dewatering of mixed sludge, lime stabilization of dewatered sludge, anaerobic digestion of mixed sludge, and dewatering of anaerobically digested sludge. Incineration presented better results than any of the agriculture application for four of the ten studied indicators: human toxicity non-carcinogenic, human toxicity carcinogenic, ecotoxicity, marine eutrophication, terrestrial eutrophication and climate change. On two categories, agriculture was equivalent to incineration – terrestrial eutrophication received the same results for incineration and agriculture application of dewatered of mixed sludge, while climate change had same results for incineration

and agriculture application after dewatering of anaerobically-digested sludge. For the other categories, agriculture applications showed as a better option: dewatering of mixed sludge followed by agriculture application was the best option considering particulate matter formation, terrestrial acidification and photochemical oxidant formation, while anaerobic digestion of mixed sludge as pre-treatment for agriculture application was had better results for freshwater eutrophication.

### *Nutrients Recovery from Sewage Sludge*

Some authors, when considering agriculture application of sewage sludge, focus special attention on the nutrient recovery that is resulted.

Deviatkin et al. (2019) proposed an approach to collect the benefits of both incineration and agriculture application of sewage sludge. The authors considered thermal drying of the sludge followed by incineration as a favored and trending option to manage the material. Considering the loss of nitrogen to the atmosphere during the two processing, they propose a nitrogen recovery technology during the thermal drying of sludge, which would later be turned into fertilizer. The authors indicate that recovery in the incineration phase is not possible, due to nitrogen reactions that takes place. During the thermal drying phase, the authors have found that about 21% of Nitrogen would remain in dried sludge, about 29% would be released to atmosphere, and about 50% would be recovered and turned into fertilizer. Although the focus of

the study was on a natural resource, the LCA was carried out analyzing only the category of global warming impact, which showed according to the authors that the proposed technology would be a better option against the alternative.

Considering the growing demand for phosphorus for crop growth and the limitation of its natural availability, Sørensen et al. (2015) studied the environmental implications of the mineral recovery from sewage sludge in Denmark. The authors also consider the energy recovery from sewage sludge in combination with phosphorus recovery, in the attempt to maximize the benefits of the material application. The proposed technology consists of mineral recovery from ash generated at a gasification plant, where sludge is processed to generate electricity. The LCA was conducted to assess the environmental impacts of the proposed technology, which resulted in equivalent impacts of direct application of sludge on land, with emphasis for climate changing indicators. Considering resource depletion, the phosphorus was the only resource that had significant results for avoidance. The authors highlighted the trend of phosphorus natural reserves over the next decades in the globe, which by 2050 will be concentrated in Morocco, and considering political, technological and economical aspects may leverage the recovery of the mineral from sources such as sewage sludge.

Amann et al. (2018) also focused their work on the environmental impacts from phosphorus recovery from sewage, being six technologies alternatives considering recovery from the liquid

phases of wastewater treatment plants, five taking the sewage sludge as phosphorus source and seven considering sewage sludge ash, after energy recovery, as the source of the mineral. The eighteen technologies analyzed varied from ion exchange, precipitation, crystallization, wet-chemical extraction, complexation, metallurgical smelt-gassing, oxidation, leaching, thermo-chemical, heavy metal depollution and thermo-electric, being sometimes combined. The authors considered cumulative energy demand, global warming potential and acidification potential indicators to compare the technologies with the reference scenario (incineration with energy recovery followed by ash landfilling with no phosphorus recovery). The authors indicated high uncertainty on data available, which difficult according to them a conclusion on which technology would be associated with lowest environmental impacts. They indicate however, that phosphorus recovery from the liquid phase of wastewater treatment plants or from sewage sludge ash are a better option when compared to phosphorus recovery from sewage sludge.

### **Conclusion**

Sewage sludge use as a resource for energy, organic matter or nutrients is still not a reality in many countries, where landfilling of the material is the option in place for its application. Many authors have used LCA in order to evaluate and compare the different options for sewage sludge

application and the associated environmental impacts.

Application as a source of energy has shown to be the best option by the authors, since ten of them not even consider other alternatives, and out of the four that consider different applications, three point to energy recovery as best option, and one consider agriculture with energy recovery the best option. It is also important to highlight that some articles focus on ways to maximize energy recovery from variations in the wastewater treatment plant design or in the type of technology applied.

Application of sewage sludge in agriculture has shown to be a good option, but its main negative implications are associated with impacts to toxicity to human, ecotoxicity, acidification and eutrophication. Variations on sludge processing and local characteristics imply in different results of LCA. Further treatment in order to minimize the mentioned impacts will inevitably increase impacts associated with resource use, climate change and fossil fuel. Agriculture application of sewage sludge when associated with energy recovery brings better results, since positive aspects from both alternatives are taken into account.

A particular benefit when applying sewage sludge to agriculture concerns to nitrogen and phosphorus recovery. The last one has drawn more attention since the natural sources of the mineral are more limited. Nutrients recovery have not been pointed as drivers for the selection

of alternative for sewage sludge application. This scenario may change in the future, especially for phosphorus, if the natural sources become depleted, scarce or concentrated at single regions.

Although landfilling has been pointed as a current application in many regions, authors are unanimous in affirming that it brings the worst environmental impact when compared to other sewage sludge applications. This results from the absence of benefits present in the other applications on top of the negative impacts naturally associated with landfilling.

At last, it is important to highlight that local characteristics play important role in assessing environmental impacts. Resources used in the applied technologies, energy matrix, especially for energy recovery scenario, local soil characteristics considering land application, distance between application and generation units, availability of technologies are a few examples.

### Acknowledgements

This article was produced with the support and orientation from Professors from the Master Program of Engineering and Sustainable Development from the Universidade Federal do Espírito Santo. The authors acknowledge the financial support given by Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Espírito Santo (FAPES), project 107/2019. Special acknowledgement is also expressed to all GCV 2020 revision board.

### References

- A. Abusoglu et al. *Journal of Cleaner Production* (2017) <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.11.121>
- A. Amann et al. *Resources, Conservation & Recycling* (2018) <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.11.002>
- B.L. Sørensen et al. *Waste Management* (2015) <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2015.02.012>
- B. Morero et al. *Waste Management* (2017) <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2016.11.033>
- D. Barry et al. *Biomass and Bioenergy* (2019). <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.01.041>
- E. Buonocore et al. *Ecological Indicators* (2018) <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.04.047>
- E. Lee et al. *Water Research* (2020) <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115443>
- G. Chenet et al. *Science of the Total Environment* (2019) <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.104>
- H. Li, K. Feng. *Journal of Cleaner Production* (2018). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.259>
- H. Li et al. *Journal of Cleaner Production* (2017a). <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.167>
- H. Li et al. *Energy* (2017b). <http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2017.03.068>
- H. Yoshida et al. *Journal of Cleaner Production* (2018) <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.175>
- I. Deviatkin et al. *Waste Management* (2019) <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.04.031>
- J. Edwards et al. *Bioresource Technology* (2017) <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2016.10.044>
- L. Lombardi et al. *Waste Management* (2017) <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.040>
- M. Pradel et al. *Journal of Cleaner Production* (2016) <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.05.076>
- R. R. Z. Tarpani et al. *Journal of Environmental Management* (2020) <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109643>
- S. Ramachandran et al. *Energy* (2017). <http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2017.04.139>
- Z. Pavlík et al. *Journal of Cleaner Production* (2016) <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.072>



Sessão 6

# Gestão do Ciclo de Vida aplicado



GCV-2020 | 21

## A gestão do ciclo de vida no Grupo Boticário e o lançamento de produtos mais sustentáveis

Fernanda Féder Paraná Costacurta<sup>1</sup>

Michele Martini<sup>1</sup>

Tássia Viol Moretti de Paula<sup>1</sup>

Andrezza Di Pietro Micali Canavez<sup>1</sup>

Carla Abdo Brohem<sup>1</sup>

Cintia Heloisa Allegretti<sup>1</sup>

Fabiola Maria Zacheu<sup>1</sup>

Fabiola Cavenaghi<sup>1</sup>

Giovanna Chiumento<sup>1</sup>

Felipe Lion Motta<sup>2</sup>

Alexandre Roberto Silva<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Grupo Boticário

<sup>2</sup>ACV Brasil

fernandap@grupoboticario.com.br

### Resumo

O Grupo Boticário, por meio de suas marcas de consumo, oferece produtos inovadores, que além de atenderem as necessidades e desejos dos consumidores, são produzidos com as melhores práticas atuais em sustentabilidade. Em 2007, com o apoio da consultoria ACV Brasil, o Grupo iniciou a avaliação de impacto ambiental das suas embalagens, com o software SimaPro, a base de dados ecoinvent e o método Impact 2002+. Os resultados dos estudos de ACV desenvolvidos desde 2007, juntamente com resultados de outras frentes de atuação da empresa (ações de ecoeficiência em energia, água e resíduos, desenvolvimento de parceiros para atuação em Sustentabilidade, e o olhar para a pesquisa e desenvolvimento de produtos) serviram como base para priorização da atuação com base na gestão do ciclo de vida dos produtos, durante a revisão da estratégia de Sustentabilidade do Grupo Boticário, realizada em 2012. A estratégia definida naquele ano, com metas até 2024, contemplou três principais frentes: Matérias-Primas e Embalagens, com dois focos: Ciclo de Vida do Produto e

Logística Reversa; Canais de Venda; e Ecoeficiência. Desta forma, o Grupo assumiu o compromisso de minimizar os impactos sociais e ambientais mais relevantes ao longo do Ciclo de Vida dos Produtos. A meta até 2024 é que 100% dos novos produtos cosméticos desenvolvidos pelas marcas próprias contenham um atributo de sustentabilidade na embalagem ou formulação. Esta meta está próxima de ser atingida, impulsionada pelo compromisso assumido pelas áreas de Marketing e P&D, que passaram a incorporar os atributos de sustentabilidade no processo de tomada de decisão. Neste cenário, um time multidisciplinar já está trabalhando na definição de uma nova métrica para definição de um produto “mais sustentável” e novas metas até 2024. A área de P&D definiu também atributos obrigatórios de sustentabilidade para certos tipos de embalagens e fórmulas (atributos como o uso de plástico vegetal ou materiais reciclados pós-consumo em embalagens, a redução de ecotoxicidade aquática de formulações e/ou a sua fabricação/envase a frio), o que alavancou os ganhos em novos produtos, com alternativas que entregam a mesma qualidade para o consumidor e sem repasse de custo no produto.

**Palavras-chaves:** sustentabilidade de produtos, gestão do ciclo de vida, estratégia de sustentabilidade, atributos sustentáveis.

### Apresentação

Constituído em 2010, o Grupo Boticário é uma referência internacional no varejo de beleza. É uma empresa multimarca e multicanal: O Boticário (fundado em 1977); Eudora; quem disse, berenice? e Beauty Box estão em mais de 4 mil pontos de venda próprios, venda-direta e e-commerce, marcando presença no Brasil e em outros 15 países. Com a criação de Multi B em

2016 e a aquisição de Vult em 2018, a presença do Grupo foi ampliada para outros 40 mil pontos de venda no varejo, como farmácias e lojas multimarcas, distribuindo com exclusividade no Brasil marcas de beleza mundialmente conhecidas. Em 2019, com a aquisição de Beleza na Web, o Grupo Boticário se tornou o maior e-commerce de beleza do país.

O Grupo possui duas fábricas (em São José dos Pinhais – PR e Camaçari – BA) e seus produtos são enviados para cinco centros de distribuição no Brasil, de onde saem para todas as lojas das marcas próprias, espaços de representantes e parceiros de varejo.

Para suportar o alto volume de produção, o Grupo Boticário conta com diversos fornecedores do Brasil e do mundo, criando uma complexa rede de parceria e geração de trabalho e renda.

Com este modelo de negócio que vai da fabricação ao varejo, o Grupo Boticário possui desafios significativos na busca da adoção das melhores práticas atuais em sustentabilidade ao longo de sua cadeia de valor.

A preocupação com os impactos sociais e ambientais pela sociedade surgiu principalmente a partir de discussões iniciadas na década de 70 com movimentos ambientalistas, posteriormente discutidos sob uma abordagem mais ampla de “desenvolvimento sustentável”, sistematizada pelo economista Ignacy Sachs sob o viés de

“Ecodesenvolvimento” e difundida mundialmente pelas Conferências Mundiais de Meio Ambiente e Desenvolvimento, suportadas pelos documentos da Comissão Brundtland, englobando os pilares social e ambiental juntamente ao econômico, no conceito de sustentabilidade (LIMA, 2003).

A sociedade tem hoje o desafio de incorporar a sustentabilidade de forma relevante em todos os escopos para possibilitar uma quebra de paradigma. Novos modelos de produção, consumo, políticas governamentais e de posicionamento da sociedade são necessários considerando a finitude do planeta e de seus recursos, bem como sua incapacidade de absorver os resíduos gerados, juntamente ao incremento populacional com suas demandas sociais e culturais.

Neste cenário, as atenções das empresas, antes voltadas somente ao capital industrial, passaram a ter que considerar também os capitais humano e natural (LINS, 2010).

Diversas ferramentas e metodologias podem ser utilizadas pelas empresas para mensurar seus impactos e como base para a definição de planos de ação em prol da sustentabilidade de seus produtos. A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma ferramenta que avalia aspectos e impactos ambientais associados a todo o ciclo de vida de um produto, compilando e avaliando as entradas, saídas e impactos ambientais potenciais de um

sistema de produto (ABNT, 2001). Trata-se de uma metodologia que possibilita a sistematização dos impactos ambientais, que entretanto é bastante complexa e exige esforços diversos para implementação no dinamismo do desenvolvimento de produtos de uma empresa.

Por sua vez, a Gestão do Ciclo de Vida (GCV) propõe um olhar abrangente sobre a sustentabilidade aplicada aos negócios, ao longo de todo o ciclo de vida do produto, possibilitando sua melhoria contínua e fornecendo suporte para a implementação de políticas integradas nas organizações, não se restringindo a uma única ferramenta ou metodologia (Remmen et al., 2007).

Neste contexto, o Grupo Boticário trabalha na implementação constante e crescente de medidas para melhorar seus impactos sociais e ambientais nos negócios, em suas respectivas cadeias de valor e na sociedade. Nos desafios específicos relacionados aos seus produtos (matérias-primas e embalagens), a empresa adotou em 2012 um posicionamento de sustentabilidade que utiliza a GCV como norteador, com um olhar transversal que permeia a cadeia de valor.

### **Objetivo**

O presente artigo tem como objetivo apresentar o histórico do trabalho do Grupo Boticário na gestão do ciclo de vida de seus produtos, compartilhando os desafios enfrentados e os

resultados alcançados no lançamento de produtos mais sustentáveis.

### **Método**

Para o presente artigo foi adotado o método de estudo de caso, com coleta de dados qualitativos em publicações já realizadas pelo Grupo Boticário, em especial os seus relatórios anuais de atividades. A busca de informações nos relatórios foi direcionada para o uso da ACV e atividades correlatas a este uso, para os resultados diretamente relacionados à sustentabilidade de produtos (estudos e aplicações que demonstrassem evolução da empresa no lançamento de produtos mais sustentáveis) e também para informações sobre a estratégia de sustentabilidade do Grupo Boticário que evidenciassem o uso da GCV aplicada ao negócio. Resultados de sustentabilidade específicos sobre ecoeficiência (redução de água, energia, geração de resíduos e emissões de GEE), canais de venda, investimento social privado e gestão de pessoas (diversidade e inclusão) não foram priorizados neste estudo. Também foram realizadas conversas com os colaboradores da empresa que participaram dos projetos que culminaram nos resultados encontrados nos relatórios anuais de atividades, para investigação e entendimento dos processos e práticas internas adotadas relacionadas à GCV.

## Resultados

O Grupo Boticário publicou em 2009 seu primeiro Relatório de Sustentabilidade (na época, se referindo apenas à empresa O Boticário). Foi neste ano que uma mudança estratégica foi realizada, com a implementação de um modelo de gestão no qual a sustentabilidade passou a ser inserida de forma transversal nos processos operacionais da empresa, quando antes estava mais voltada para a influência das melhores práticas com seus fornecedores e franqueados, além das ações de gestão ambiental, bastante maduras na empresa, e de investimento social privado (com grande destaque para a criação da Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza, em 1990).

Antecipando-se a este movimento corporativo, a área de Pesquisa e Desenvolvimento (P&D) já havia mapeado uma ferramenta específica para a análise ambiental de suas embalagens: a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV).

Em 2007, com o apoio da consultoria ACV Brasil, foi estabelecida uma ferramenta de ACV simplificada para avaliação de impacto ambiental das embalagens de O Boticário. Adotou-se o software *SimaPro* (amplamente utilizado por estudos acadêmicos e indústrias de todo o mundo), a base de dados *ecoinvent* (reconhecida internacionalmente pela sua grande consistência e transparência) e o método *Impact 2002+*, que contempla as seguintes categorias de

impacto: cancerígenos, não-cancerígenos, inorgânicos e orgânicos respiratórios, radiação ionizante, depleção da camada de ozônio e aquecimento global (saúde humana), ecotoxicidade aquática e terrestre, acidificação aquática e terrestre, eutrofização aquática, ocupação do solo (qualidade do ecossistema), extração de minerais e energia não renovável (uso de recursos). Foram também realizadas adaptações e simplificações especificamente para o Grupo Boticário, como a adoção de resultados referentes à matriz energética brasileira e o uso de dados de localidade dos fornecedores, possibilitando a contabilização de impactos decorrentes do transporte de materiais de embalagem até a fábrica.

Um ambiente online também foi construído para facilitar a interface da ferramenta de ACV e possibilitar o acesso pelos analistas de embalagem, para avaliações em seus projetos de pesquisa e desenvolvimento.

Também foram realizados estudos para aprofundar o entendimento dos dados de inventários e análises dos processos produtivos de materiais de embalagens, tais como alumínio, aço, papel cartão, plástico e vidro, considerando, nas etapas do ciclo de vida de cada um desses materiais, aspectos ambientais como emissões para ar e água, geração de resíduos, consumo de energia, transporte e uso da terra.

Os primeiros resultados das ACVs suportaram, na época, a estratégia de refilagem de produtos, demonstrando quantitativamente a redução do impacto ambiental, atrelada ao benefício de redução de preço para o consumidor.

Também foram usados em um case emblemático de *repacking* do *Lily eau de parfum*, de O Boticário, relançado em 2014. Além de manter o luxo e a sofisticação característicos do produto, havia o desafio de considerar também a sustentabilidade no seu novo design. Foram alterados a forma e os componentes da embalagem, gerando uma redução de 21% na quantidade de material utilizado e reduzindo pela metade seu impacto ambiental, comparando à embalagem anterior, em comercialização desde o lançamento do produto, em 2006.

Em 2018, outro estudo de ACV foi realizado para subsidiar a tomada de decisão, neste caso do *Zaad eau de parfum*, também de O Boticário, no qual a escolha por novos materiais e design da tampa foram embasadas pelo resultado de impacto ambiental obtido pela ACV. Outra mudança também significativa na embalagem deste perfume foi a redução e otimização de seus cartuchos, que economizou cerca de 28 toneladas de papel por ano.

A realização da ACV simplificada passou a ser obrigatória para todos os novos produtos desenvolvidos internamente, o que demandou uma série de treinamentos e alinhamentos,



gerando uma base de dados sobre os materiais de embalagem e componentes que antes não estava disponível na empresa.

Adicionalmente, esta forma de levantamento dos dados técnicos das embalagens passou a contribuir para a obtenção de dados para o reporte do Grupo no que diz respeito às questões legais, como a Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº12.305/2010).

Atualmente o método de avaliação de impacto da ferramenta de ACV está em fase de revisão (conclusão prevista ainda para 2020), ainda com trabalho em parceria com a consultoria ACV Brasil, prevendo uma atualização que alinhe os resultados obtidos pelo Grupo Boticário às tendências e discussões internacionais, com base na iniciativa PEF (Pegada Ambiental de Produto) da Comissão Europeia. As categorias de impacto que passarão a ser consideradas na ACV de embalagens são: mudanças climáticas; depleção da camada de ozônio; radiação ionizante; formação fotoquímica de ozônio; inorgânicos respiratórios; efeitos cancerígenos e não cancerígenos na saúde humana; acidificação terrestre e de água doce; eutrofização terrestre, marinha e de água doce; ecotoxicidade de água doce; uso do solo; escassez de água; uso de recursos (energia, minerais e metais). Nesta revisão também está sendo incorporado o inventário do PE Verde da Braskem, possibilitando a análise que confirma a redução de impacto ambiental deste plástico de fonte

vegetal (proveniente da cana-de-açúcar) em comparação com o plástico de fonte fóssil (à base de petróleo), sendo uma evolução na base de dados da ACV de embalagem simplificada do Grupo. Estas melhorias, juntamente com a implementação de um novo sistema de gestão de projetos e produtos no Grupo Boticário, fazem parte de um plano para qualificação do uso da ACV de embalagem na empresa: implantação de uma ferramenta de preenchimento mais fácil pelos pesquisadores de embalagem, que permita a visualização dos resultados da ACV para diferentes cenários (ou seja, diferentes alternativas de embalagem considerando seu material, peso, design, etc) e com abertura dos resultados por categoria de impacto. A proposta é que o preenchimento da ACV possa ser realizado no início do projeto da embalagem, dando subsídios para a tomada de decisão na etapa de desenvolvimento do produto, que atualmente não é viável, conforme será apresentado a seguir.

Enquanto este plano ainda está em construção, é importante retomar a linha histórica de evolução do tema de GCV na organização e de como seus conceitos, juntamente com os resultados obtidos pela ferramenta de ACV de embalagem, subsidiaram a construção das metas de produtos mais sustentáveis.

No ano de 2012 foi proposta uma evolução na estratégia de sustentabilidade, integrando ainda mais o tema com o modelo de negócios.

Conduzida de forma participativa, a estratégia de sustentabilidade foi resultado de várias rodadas de debates que envolveram diversas áreas e a alta liderança da organização. O trabalho foi realizado por uma equipe multidisciplinar, com o suporte de consultores de mercado, especializados em planejamento estratégico de sustentabilidade para grandes organizações. Foi realizado um estudo de desafios futuros diretamente relacionados ao negócio e com os quais o Grupo Boticário poderia atuar e contribuir para atingir os melhores resultados em sustentabilidade no longo prazo, com uma visão até 2024.

Para garantir a perenidade do negócio e responder aos desafios futuros, foram definidas três frentes de atuação: Matérias-Primas e Embalagens (foco no **ciclo de vida dos produtos** e na logística reversa); Ecoeficiência (foco na produção interna e cadeia de valor) e Canais de Venda (foco nos pontos de venda e revendedores).

Os resultados dos estudos de ACV desenvolvidos entre 2007 e 2012, juntamente com resultados de outras frentes de atuação da empresa (ações de ecoeficiência em energia, água e resíduos, desenvolvimento de parceiros para atuação em Sustentabilidade, e o olhar para a pesquisa e desenvolvimento de produtos) serviram como base para a priorização da gestão do ciclo de vida dos produtos como um dos focos da nova estratégia. Esta visão mais ampla para

toda a cadeia de valor possibilitou a integração de iniciativas antes tratadas de forma isolada entre as áreas.

O posicionamento estabelecido publicamente pelo Grupo no tema foi: buscamos reduzir impactos ambientais e sociais relativos à extração e manipulação das matérias-primas, assim como na concepção, produção e reciclagem de embalagens, entre todos os elos da cadeia de valor. Com isso, asseguramos qualidade e segurança dos produtos, contribuindo para melhorar o desempenho de ciclo de vida e de recuperação pós-consumo do setor.

A partir da definição deste foco prioritário, foi realizado um intenso trabalho de mapeamento de mercado e benchmarks com empresas que já adotavam a ACV como ferramenta interna e/ou utilizavam a GCV como norteador estratégico.

A necessidade de aprofundamento e apropriação nestes temas também impulsionaram a participação do Grupo na criação da Rede Empresarial Brasileira de Avaliação de Ciclo de Vida (Rede ACV), lançada em 2013, junto a outras oito empresas e em parceria com a Associação Brasileira de Ciclo de Vida (ABCV) e o Instituto Akatu. A Rede ACV tem como missão “mobilizar as empresas, articular governos e educar o consumidor visando incorporar a ACV como uma ferramenta para determinar a sustentabilidade dos produtos”

(REDE ACV), em um ambiente de cooperação entre empresas e instituições.

A partir da revisão da estratégia de Sustentabilidade, foi definido que o primeiro triênio de atuação do Grupo seria direcionado para o embasamento técnico, definição de ferramentas e de ações para evolução em longo prazo, com proposta de metas até 2024.

Neste período, uma tentativa foi realizada de estabelecer a obrigatoriedade do uso da ACV simplificada, comparando a nova embalagem com a de portfólio (ou com uma média da subcategoria do produto), para subsidiar a tomada de decisão na etapa de desenvolvimento do produto. Esta estratégia foi pilotada por alguns meses, entretanto a necessidade de dados finais sobre a embalagem (composição exata, peso de cada material, fornecedor, entre outros) inviabilizava um cálculo completo, pois neste momento do processo nem todos estes dados estavam disponíveis. A complexidade do resultado apresentado para os times de Marketing também dificultava um olhar criterioso sobre os ganhos em sustentabilidade e não possibilitava ações imediatas de alterações no design ou componentes da embalagem.

Desta forma, a análise da embalagem na ferramenta de ACV passou a ser opcional no momento de tomada de decisão (usada em casos específicos) e obrigatória após a confirmação de todos os dados do produto, gerando uma base de

dados de todo o portfólio das marcas próprias do Grupo Boticário.

Foi, portanto, necessário definir uma outra métrica para subsidiar a tomada de decisão nos projetos de desenvolvimento, para que esta contemplasse os resultados de sustentabilidade, tanto da embalagem, como também da formulação (para a qual a ferramenta de ACV não fornece os dados necessários).

Com base em toda a evolução nas discussões internas no tema de sustentabilidade, o Grupo Boticário definiu então uma meta até 2024, que prevê que 100% dos novos produtos cosméticos de marca própria (O Boticário, Eudora e *quem disse, berenice?*) contenham um atributo de sustentabilidade na embalagem ou formulação.

Os resultados das ACVs de embalagem e de outros estudos e iniciativas desenvolvidos pelos times multidisciplinares do Grupo Boticário deram subsídio para a definição de quais atributos seriam considerados para o alcance da meta. Para embalagens, alguns exemplos de atributos são o uso de plástico vegetal, a incorporação de materiais reciclados pós-consumo, a facilidade de separação de componentes possibilitando sua reciclagem, o aproveitamento de moldes já existentes, a refilagem, entre outros. Para formulação são considerados ganhos em processos, como a fabricação e envase de produtos a frio, bem como os impactos ambientais e sociais da formulação

(mensurados pelo uso de matérias-primas certificadas ou desenvolvimento de produtos veganos) e impactos no uso pelo consumidor, como uma menor ecotoxicidade de fórmulas enxaguáveis (cuja racional será explicada na sequência) e produtos que possibilitam um menor consumo de água.

Estes atributos passaram a ser obrigatoriamente discutidos em cenários e apontados no momento de tomada de decisão do desenvolvimento de um novo produto. A meta também foi incorporada nos desafios individuais a serem alcançados tanto pelos times de embalagem e formulação, como pelos times de Marketing.

No ano de 2019, o resultado foi de 97% dos novos produtos cosméticos de marca própria com atributo de sustentabilidade (1.342 SKUs desenvolvidos). O desafio estabelecido para 2024 foi quase alcançado com quatro anos de antecedência, impulsionado pelo compromisso assumido pelas áreas de Marketing e P&D, que efetivamente passaram a buscar a incorporação dos atributos de sustentabilidade no processo de desenvolvimento. A área de P&D definiu também alguns atributos obrigatórios de sustentabilidade para certos tipos de embalagens e fórmulas, o que alavancou os ganhos em novos produtos, com alternativas que entregam a mesma qualidade para o consumidor e sem repasse de custo no produto.

Neste cenário, um time multidisciplinar já está trabalhando na evolução da métrica para a sustentabilidade dos produtos, novas metas e compromissos que serão assumidos até 2024.

Os atributos mais significativos são também comunicados para o consumidor por meio de “selos” na rotulagem dos produtos e em materiais de comunicação das marcas, que aproximam conceitos mais complexos ao cotidiano dos que buscam diferenciais em sustentabilidade.

Vale ressaltar que, em paralelo à realização da ACV com enfoque ambiental, também foram realizadas outras iniciativas que visam a mensuração dos impactos sociais dos produtos, uma área de estudo ainda bastante recente no meio acadêmico e empresarial. Nesse sentido, o Grupo Boticário estabeleceu uma parceria com a Universidade Tecnológica do Paraná (UTFPR) para o desenvolvimento e aplicação de método para avaliação social de ciclo de vida de uma matéria-prima relevante para o setor de cosméticos, que foi reconhecida pelo LCA Awards em 2017.

Além disso, existe a limitação da realização de estudos de ACV para as formulações, considerando a complexidade de suas matérias-primas e ausência de bases de dados que permitam a análise de um produto por completo. Nesse sentido é possível mencionar três grandes frentes de trabalho do Grupo Boticário, como

exemplo para a forma de mensuração de atributos de sustentabilidade das fórmulas.

O primeiro trata-se do desenvolvimento de uma ferramenta denominada I.A.R.A<sup>TM</sup> - Índice de Avaliação de Risco Ambiental - que permite calcular o impacto de produtos enxaguáveis como shampoos, condicionadores, sabonetes, óleos e protetores solares no ambiente aquático. A metodologia consiste em parametrizar, em uma matriz de risco, dados de bioacumulação, biodegradação e toxicidade aquática obtidos a partir de literaturas referenciadas, ferramentas computacionais e/ou testes *in vitro*. Para cada matéria-prima é estabelecida uma nota considerando estes parâmetros que são equiparados e somados a uma nota final. Com base nestas informações, o time de P&D é capaz de avaliar o impacto ambiental de fórmulas e propor melhorias durante o desenvolvimento de novos produtos, em comparação aos produtos do portfólio, tornando-os mais sustentáveis devido a um menor impacto na água (atributo que vem sendo inclusive comunicado em novos lançamentos).

Em outro caso, inovamos no mercado cosmético ao incorporar o eco álcool - também conhecido por etanol de segunda geração (E2G) - produzido pela Raízen. O eco álcool é feito a partir do bagaço e folhas da cana-de-açúcar, que no processo tradicional seria queimado ou descartado. Essa tecnologia permite um aproveitamento de forma integral da cana,

diminuindo a pegada de carbono em mais de 30%, se comparado ao álcool convencional de mercado, e, assim, gerando menor impacto nas mudanças climáticas. Com a obtenção de etanol a partir do bagaço, também reduz-se a necessidade de plantio de cana para aumentar a produção, tendo um uso mais eficiente da terra e maior produção com mesma área plantada. Neste caso, o estudo de ACV foi realizado pela Raízen, fornecedor parceiro, com validação de terceira parte e comparação com dados de literatura de emissões do álcool tradicional.

Em situações em que é necessário fazer um comparativo direto entre duas matérias-primas que exercem a mesma função em um produto, podem ser realizados estudos específicos de ACV, como um que foi contratado pelo Grupo Boticário para a Fundação Espaço Eco, que embasou a tomada de decisão interna fornecendo dados quantitativos nos quesitos ambiental, social e econômico para uma matéria-prima relevante para a indústria cosmética, que definirá novos lançamentos a serem comunicados no futuro.

## Conclusões

Desenvolver negócios sustentáveis é um dos pilares do Grupo Boticário. Isso significa usar os recursos naturais de forma inteligente e eficiente, de modo a proporcionar o máximo à sociedade, sem comprometer o futuro e as próximas gerações.

Desde a revisão da estratégia de sustentabilidade em 2012, o Grupo avançou significativamente em seus resultados visando a redução de impactos ambientais e sociais de seus produtos. A organização passa, neste ano de 2020, por um novo momento de definição de desafios mais audaciosos e revisão de sua estratégia baseada em novos estudos.

A visão da GCV dos produtos e a realização de estudos de ACV teve uma contribuição fundamental em todo este processo de maturidade, aliadas a outras frentes de trabalho que permitiram uma visão objetiva e adequada ao modelo de negócio para tomada de decisão com base em critérios de sustentabilidade.

Ainda há grandes desafios na busca pelo desenvolvimento de produtos cada vez mais sustentáveis e no uso da ACV e GCV como suporte para este fim, além da conexão destas estratégias com discussões mais recentes como a de Economia Circular. As empresas têm o grande desafio de endereçar tais temas e cada vez mais possibilitar a comparação entre produtos, trabalhando com transparência e autenticidade.

O time do Grupo Boticário continuará se dedicando para lançar produtos cada vez mais inovadores e sustentáveis, sem deixar de lado a qualidade e segurança altamente reconhecidos de suas marcas.

## Referências bibliográficas

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14040: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2001. 10 p.

Rede ACV - Rede Empresarial Brasileira de Avaliação de Rede Ciclo de Vida. Disponível em: <<https://www.linkedin.com/company/redeacv/about/>>. Acesso em: 20 fev. 2020.

Lima, G. C. O discurso da sustentabilidade e suas implicações para a educação. *Ambiente & Sociedade*, Campinas, v. 6, n. 2, jul/dez. 2003. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1414-753X2003000300007&lang=pt](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1414-753X2003000300007&lang=pt)>. Acesso em: 04 mai. 2013.

Lins, C.; Zylberstajn, D. *Sustentabilidade e geração de valor: a transição para o século XXI*. Rio de Janeiro: Elsevier, 2010.

Remmen A., Jensen A.A., Frydendal J. *Life cycle management: a business guide to sustainability*. UNEP DTIE, 2007.

## **Faço o que eu digo: ACV ambiental, social e econômica do Gyro**

*Cássia Maria Lie Ugaya, Adrison Carvalho de Loreto, Gabriele Sturm, José Paulo Pereira das Dores Savioli, Julianna Crippa, Luis Esquiaqui Marin, Rodrigo Trevisani Juchen e Jaylton Bonacina de Araújo*

UTFPR, R. Dep. Heitor Alencar Furtado, 5000, Bloco M, sala EM306- Cidade Industrial, Curitiba - PR, 81280-340

[cassiaugaya@utfpr.edu.br](mailto:cassiaugaya@utfpr.edu.br)

### **Resumo**

*O Centro de Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (Gyro) existe desde 2009, contribuindo com o desenvolvimento e disseminação do conhecimento por meio da realização de eventos, parcerias, cursos, projetos e publicações. A fim de aplicar a ACV simplificada (uso de bases e fatores de caracterização já disponíveis) nas atividades do Gyro, o fluxo de referência escolhido foi de 1 semana de atividades contabilizadas em horas de trabalho. Os dados primários foram coletados durante 5 dias, contemplando o consumo de energia, a construção, equipamentos e móveis, alimentação, transporte e outras atividades dentro do laboratório. Estabelecer as fronteiras entre as atividades do Gyro e outras que fazem parte do dia a dia de um ser humano foi um ponto de grande discussão, culminando na decisão de incluir qualquer consumo que fosse realizado dentro do laboratório, mas excluindo o almoço (exceto quando houve aquecimento da marmita). Para realizar a ACV social e econômica, foram levantados os custos variáveis para o setor público (energia e internet), os móveis e equipamentos e o valor da área construída, exceto das áreas comuns. Para os dados de background, foram utilizadas as bases de dados do ecoinvent 3.6, cut-off e bases de dados de ACV social e fatores de caracterização disponíveis dos modelos recomendados pela Rede de Pesquisa em Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida, a ONU Meio Ambiente (1 e 2) e da Joint Research Center. Para análise da qualidade de dados,*

*utilizou-se a Matriz Pedigree (para a ACV social, adaptada). Os resultados preliminares mostraram que a construção, os equipamentos e alimentação foram os principais responsáveis pelo impacto ambiental potencial. No caso do custeio de ciclo de vida, o custo de pessoal é predominante, seguido por manutenção e transporte. Para melhorar os resultados, espera-se realizar a coleta de dados em períodos maiores, fazer a análise de qualidade e sensibilidade, finalizar a ACV Social e a inclusão de dados de outras estações do ano, especialmente o inverno, quando os aquecedores são utilizados, aumentando o consumo de energia elétrica.*

**Palavras-chaves:** *Avaliação do ciclo de vida, inventário, Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida, ASCV, economia circular, índice de circularidade*

### **Introdução**

O Centro de Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (Gyro) existe desde 2009, contribuindo com o desenvolvimento e disseminação do conhecimento de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) ambiental, social e econômica por meio da realização de eventos, parcerias, cursos, projetos, publicações e apoiando a tomada de decisão.

Os motivos que levaram à realização deste estudo são o de praticar o discurso do Gyro e, simultaneamente, utilizar o estudo como aprendizado da ACV realizada nos três pilares da sustentabilidade.

### **Método**

A fim de realizar a Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV) do Gyro, seguiu-se as normas ISO 14040 e 14044, com adaptações. Mais especificidades acerca de

cada aspecto (ambiental, social e econômico) são listadas no decorrer do artigo.

O objetivo do estudo foi identificar pontos críticos para melhoria do desempenho no ciclo de vida das atividades do Gyro e da implementação da ASCV.

Uma das grandes questões a ser respondida ao realizar uma ACV é a unidade funcional. Qual a função do Gyro e como quantificá-la? Apesar de gerar o que pode se considerar como produtos (publicações, relatórios, capacitação, entre outros), o foco do estudo assemelha-se à uma ACV Organizacional.

Neste sentido, tanto o GHG Protocol (WRI e WBCSD, 2011) como a UNEP e SETAC (2015) oferecem alternativas para a unidade funcional, sugerindo respectivamente o uso da unidade de análise (que pode ser o fluxo de referência) ou um fluxo alternativo para geração do relatório. Tendo em vista que a geração e o compartilhamento de conhecimento são serviços sociais, optou-se por utilizar as horas de trabalho de uma semana como unidade de referência.

Outro aspecto que causou discussão foi a definição da fronteira das atividades do Gyro. Para tanto, foi realizado um brainstorming procurando identificar o que seria incluído no estudo. Enquanto o consumo de energia elétrica dos equipamentos do laboratório é claramente parte do estudo, alguns itens não eram tão simples, como o consumo de água, o uso de

áreas comuns, entre outros. As ações individuais que ocorreriam de qualquer forma, como alimentação no período do almoço, foram excluídas do estudo, contudo, outras, como o deslocamento até o laboratório e o uso do elevador foram incluídos. Adicionalmente levou-se em conta:

- Todos os alimentos consumidos no laboratório, sendo estimados os ingredientes e as quantidades foram proporcionais à massa consumida, medida por meio de uma balança (precisão de 0,1g), não sendo considerados os equipamentos e a evaporação no processo de preparo;
- Os resíduos provenientes das atividades dentro do laboratório, considerando o aterro sanitário como destino, tendo em vista que, por ausência de disponibilidade de sacolas plásticas para a lixeira, todos os resíduos foram descartados sem separação;
- O transporte até o laboratório, considerando o modal utilizado e a distância percorrida, sendo realizada alocação quando o mesmo veículo fora utilizado por mais de um integrante do laboratório, bem como para os estudantes de graduação que utilizam o transporte para mais funções além de chegarem até o laboratório, como frequentar as aulas, por exemplo;
- Consumo energético dos computadores, calculado em função da potência e das horas de uso;

- O consumo de energia para iluminação e ventilação foram obtidas considerando o período em que o primeiro integrante chega ao laboratório até o último sair e a potência dos equipamentos;
- Os custos da energia elétrica e internet foram estimados com base em documentos internos da UTFPR ;
- O tempo de vida da infraestrutura foi estimado para lâmpadas (1000 horas), computadores e outros eletrônicos (5 anos), móveis (10 anos) e construção (50 anos);
- Os valores de custos foram estimados a partir de dados da UTFPR, considerando a depreciação de 10% a.a, conforme taxa estabelecida pela Receita Federal (2019). Custos de manutenção, limpeza, segurança, entre outros, não foram incluídos. Por outro lado, considerou-se os custos de alimentos, transporte, móveis e equipamentos;
- Para a construção civil, foi utilizado o projeto arquitetônico disponibilizado pela instituição e com base em medições feitas no local com o auxílio de uma trena de aço, cuja precisão é de 1 cm. Juntamente com as especificações que constam no projeto, utilizou-se prioritariamente a TCPO 13 (2008) para a determinação da quantidade, exceto para o *drywall* e as janelas, que foram obtidas com base em especificações dos fornecedores juntamente com medições feitas com auxílio de trena. Desconsiderou-se os materiais que

compõem o projeto elétrico e hidráulico, assim como a divisória interna presente na sala, fechaduras e maçanetas das janelas e equipamentos e o processo de construção. Para a obtenção dos preços dos produtos e materiais da construção o estudo baseou-se no Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil (SINAPI, 2019), da Caixa Econômica Federal e IBGE, com os preços atualizados referentes ao mês de setembro de 2019. Foram usadas duas tabelas da SINAPI, a de insumos e a de composição de custos, ambas não desoneradas e do estado do Paraná;

- A área ocupada foi alocada entre o número de andares do edifício e as paredes com os laboratórios vizinhos. O teto foi destinado exclusivamente ao laboratório, por estar no último andar, entretanto, a estrutura da base foi desconsiderada;
- O custo da área construída utilizado foi do mês de março de 2020, especificamente para o bairro Cidade Industrial de Curitiba;
- Para incluir o cigarro consumido por um dos integrantes do laboratório, utilizou-se o ICV do cigarro feito por Zaferidou et al. (2018),
- Não foram incluídas as lavagens das canecas e cafeteira;
- Para a avaliação social e econômica, considerou-se ainda as bolsas e salários dos integrantes do Gyro;

• Cálculo do índice de circularidade por meio do Zero Waste Index (ZWI) conforme Zaman e Lehmann (2013).

Os dados individuais foram prioritariamente coletados pelos próprios integrantes durante uma semana de novembro de 2019 e organizados em uma planilha. Para a ACV social, os dados foram coletados *in loco* por meio das técnicas de observação e entrevista.

Quanto ao cálculo do impacto potencial, foram utilizados os fatores de caracterização disponíveis dos modelos recomendados pela RAICV (2019) e UNEP e SETAC (2016).

Para a ACV-Social (ACV-S) das 31 subcategorias propostas pela UNEP e SETAC (2009) foram desconsideradas: Respeito ao povo nativo, Herança Cultural, Condição de vida segura, Deslocamento e migração, Relação com fornecedores, Competição Justa, Corrupção, Prevenção de conflitos armados e Contribuição para o desenvolvimento econômico.

Primeiramente, identificou-se os pontos críticos a partir da análise do Psilca (GREENDELTA, 2015) com uso de software. Na sequência, aplicou-se para a atividade de maior contribuição o método de avaliação de subcategorias (SAM), que permite identificar o desempenho social das organizações em 4 níveis de avaliação: A a D, sendo “A” o melhor e “D” o pior.

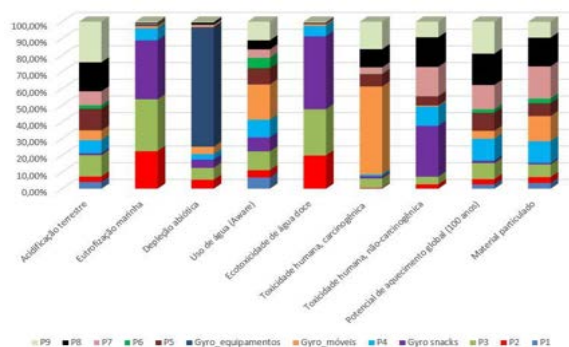
## Resultados

Conforme sugerido por Valdivia et al. (2011), os resultados de cada pilar são apresentados separadamente.

### ACV ambiental

Quanto aos impactos ambientais, os resultados apontaram que a construção civil foi o processo mais contribuinte, contabilizando em mais de 60% em todas as categorias selecionadas, no entanto, como não há possibilidade de realizar ações para diminuir este impacto, foi retirado da análise (Figura 1). É importante ressaltar que caso o Gyro se mude, o desempenho ambiental da construção deve ser levada em consideração.

Figura 1 - Resultados da ACV ambiental do Gyro, exceto construção civil



Por outro lado, produtos que fazem parte do uso comum do laboratório, tais como computadores, ventilador e lâmpadas, foram mantidos na análise de impacto, uma vez que o tempo de uso é menor e podem ser trocados em breve.

Analisando os resultados concernentes aos impactos ambientais, ressalta-se a influência

dos processos de transporte e energia elétrica, distribuídos entre os diferentes componentes do grupo. Por questão de anonimato os participantes do grupo foram nomeados como P1, P2, ..., Pn.

A alta contribuição dos usuários P3, P4, P7 e P8 se deve ao transporte e foram causadas por diversos fatores: poucas horas dedicadas ao Gyro ou na UTFPR, por percorrerem maiores distâncias que os demais integrantes ou por utilizarem carro particular ou ainda, a combinação destes fatores.

Os alimentos consumidos no laboratório (Gyro snacks) também contribuíram significativamente em algumas categorias de impacto. Nas categorias de eutrofização marinha e ecotoxicidade de água doce, o óleo de soja, utilizado para a produção de cueca virada foi o principal contribuinte no Gyro Snacks, causado pelo alto consumo. Na categoria de toxicidade humana não-carcinogênica, a utilização de açúcar para o consumo de café no processo Gyro Snacks foi o maior contribuinte nos impactos.

Na categoria de depleção abiótica, os equipamentos contribuíram com 71%. Os demais resultados podem ser vistos na Figura 1.

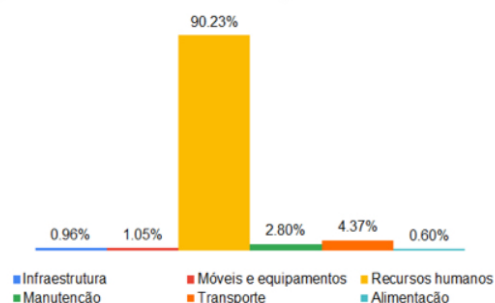
Dos 42 critérios incluídos no Qualidata, 10 não foram preenchidos (8 referentes a emissões atmosféricas e os demais relativos ao balanço de massa e água). No caso específico dos dados do cigarro, a análise pelo Qualidata mostrou que 13

requisitos não foram atendidos, sendo em maioria requisitos opcionais. Dos requisitos obrigatórios, 81% foram atendidos.

*Custos do Ciclo de Vida (CCV)*

Os resultados dos impactos econômicos apontaram que o custo do laboratório para uma semana de trabalho foi de quase R\$ 7 mil. Em relação à contribuição dos processos (Figura 2), os custos com recursos humanos, composto principalmente pelos salários dos servidores e bolsas dos estudantes de pós graduação e pós doutorado, possuem a maior contribuição nos custos totais.

Figura 2: CCV do Gyro



É importante destacar que os custos com RH são decorrentes do perfil da atividade, que é altamente dependente de mão de obra especializada. Sendo assim, qualquer alteração pode causar alteração na produção do Gyro. Em uma ACV cuja unidade funcional seja relacionada às funções, este resultado poderia ser mais explícito. Outra opção seria a de retirar estes custos da análise.

Na sequência, os custos de maior contribuição foram com transporte, manutenção e Móveis e equipamentos.

Em relação aos custos de transporte, identificou-se que o custo de deslocamento até o laboratório foi maior para os casos nos quais os integrantes do laboratório utilizavam automóvel próprio e moravam mais distantes, uma vez que se contabilizou o custo com combustível, automóvel, manutenção, impostos e seguro para uma semana. Além deste caso, integrantes do laboratório que utilizaram ao menos 10 viagens durante a semana via transporte público também representaram parte considerável dos custos de transporte.

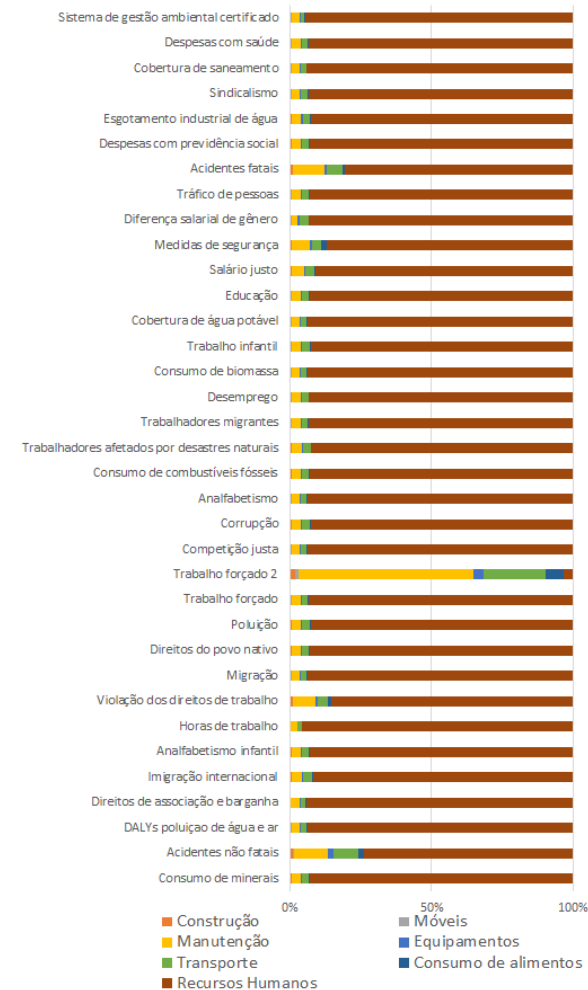
Quanto aos custos de manutenção, ações como configurar os computadores para entrarem em modo de espera automaticamente após períodos sem uso, podem auxiliar na redução do consumo de energia elétrica.

*ACV Social*

Os pontos críticos dos resultados da ACV-S são apresentados na Figura 3. Grande parte dos riscos provêm dos integrantes do Gyro, uma vez que os dados de entrada do Psilca são proporcionais aos custos.

No entanto, é importante ressaltar que ao utilizar o SAM, as bolsas de estudo correspondem a um benefício social relacionado à educação e, portanto, desempenhando positivamente nos recursos imateriais, conforme Figura 4.

Figura 3 - Resultados da ACV social do Gyro

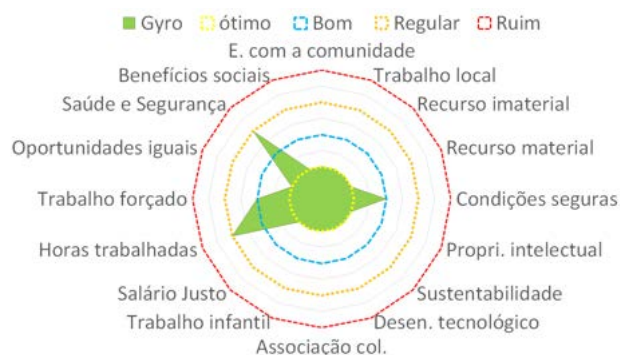


Na mesma figura observa-se que para a maior parte das subcategorias, o desempenho social do Gyro é positivo, com ressalvas a algumas subcategorias como Horas de Trabalho e Saúde e Segurança do trabalhador que estão apenas regulares com os requisitos básicos. No



primeiro caso, este resultado foi decorrente do número de horas trabalhadas ultrapassar o estabelecido por lei e porque não há treinamento acerca de segurança na instituição.

Figura 4: Desempenho social do Gyro - SAM



#### *Índice de circularidade no Gyro*

Os resultados mostraram que apenas 8,5% dos resíduos gerados eram recicláveis, indicando uma porcentagem de resíduos orgânicos muito superior ao reciclável.

É importante ressaltar que na semana em que os dados foram coletados, devido à falta de sacos de lixo específicos para realizar a coleta seletiva, todos os resíduos foram destinados ao aterro sanitário sem segregação. Assim sendo, o ZWI da semana em questão teve como resultado zero, visto que não houve recuperação de resíduos.

Apesar de não ter sido identificada na semana de coleta de dados, notou-se posteriormente que há separação incorreta dos resíduos. Sugere-se a realização de treinamentos específicos sobre

este tema ou a adoção da compostagem, reduzindo assim a quantidade destinada ao aterro sanitário.

Há móveis advindos de outros locais, entretanto como não foi possível ter ciência dos dados referentes à utilização destes em seu local de origem, como por exemplo o tempo de uso, esse cenário não foi considerado neste estudo, sendo um próximo passo para o aperfeiçoamento da avaliação de circularidade do laboratório.

#### 4. Conclusões

A aplicação da Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV) e o cálculo do Índice de Circularidade no Gyro contribuíram para a capacitação na implementação acerca destes temas em um ambiente prático. Mais do que realizar um estudo de caso de ASCV, os integrantes do Gyro precisaram discutir o escopo com maior profundidade, a fim de determinar o que seria incluído no estudo.

Colocar um estudo de ACV em prática foi uma experiência bastante proveitosa para os componentes no laboratório, uma vez que para aplicação dos conceitos aprendidos na teoria faz-se necessários discutir e resolver inúmeros contratempos e enfrentar dilemas oriundos da complexidade do ambiente em estudo. Este tipo de aprendizado enriquece a compreensão do tema, principalmente para os alunos do Gyro.

Do ponto de vista conceitual, as principais dificuldades enfrentadas foram a escolha da

unidade funcional, a padronização da coleta de dados, a decisão de como aplicar a alocação, a definição das fronteiras do sistema e diferenciar o que era responsabilidade do Gyro ou da Universidade.

Ressalta-se que pela primeira vez foram utilizados simultaneamente os fatores de caracterização recomendados em uma ACV Organizacional no Brasil.

Diante dos resultados apresentados em relação aos impactos ambientais, sociais e econômicos, é possível e pertinente propor algumas ações, com o intuito de mitigá-los. Em relação ao impacto ambiental, visto que um dos mais significativos diz respeito aos processos de transporte, pode-se recomendar a adoção da carona solidária, comportamento já observado pelos componentes do grupo, entretanto, que torna-se difícil pelas distâncias entre as habitações. Esta adversidade poderia ser solucionada por meio de um programa mais amplo, que envolvesse todos os alunos da universidade.

Implementar essa ação traria também benefícios do ponto de vista do CCV, visto que o transporte foi o terceiro maior impacto, apresentando valores relevantes para alguns componentes do Gyro que utilizam carro próprio como modal de transporte.

Para reduzir o potencial impacto econômico, foi proposto buscar reduzir os custos relacionados ao uso dos equipamentos, principalmente no

que diz respeito ao uso de energia elétrica, fator que também é impactante no âmbito ambiental. As ações propostas englobam o uso de equipamentos mais eficientes e implementar ações simples como desligar equipamentos e lâmpadas quando desnecessários.

Para os pontos críticos sociais recomenda-se a adoção de controle de horas para evitar ultrapassar o limite estabelecido por lei e de práticas que promovam a saúde, como o uso de escadas (que também contribuem para a redução do consumo de eletricidade e, portanto, o impacto ambiental e econômico) ou implementar a ginástica laboral e realizar treinamento e disponibilizar equipamentos de segurança.

No intuito de aprimorar o estudo da circularidade do laboratório Gyro, os próximos passos envolvem obter melhores dados sobre a utilização anterior dos móveis reutilizados no laboratório, como o período de uso, durabilidade, entre outros. Será realizado um minicurso sobre coleta seletiva, com o objetivo de melhorar a separação dos resíduos e, assim, aumentar o índice ZWI.

Apesar da iniciativa de incluir o maior número de entradas possíveis referente às atividades do Gyro, percebeu-se que nem tudo pode ser alterado no curto prazo (como é o caso da construção civil para a ACV ambiental) ou os custos de pessoal (tendo em vista que a atividade fim demanda pessoal qualificado). Para o caso da construção civil, recomenda-se

que seja incluída em estudos de ACV ambiental no projeto das atividades do setor de serviços. No caso dos custos de pessoal, a hora trabalhada pode não ser a melhor unidade funcional a ser utilizada, mas a produção do Gyro. Outra alternativa seria a de retirar os custos de pessoal para análises futuras.

Notou-se também que houve uma ansiedade por parte dos discentes em obterem e discutir os resultados, prejudicando a quantificação, tanto na estimativa de materiais como também nos cálculos, o que demanda maior cuidado na elaboração dos dados. De forma similar, o registro do método utilizado foi prejudicado, faltando informações de fontes, referências e cálculos na documentação de procedimento da ASCV do Gyro. Sugere-se que este documento seja repassado para os novos integrantes do Gyro para verificar a reprodutibilidade.

Por fim, é necessário obter dados em um período maior de tempo, a fim de eliminar possíveis casos isolados que possam ter ocorrido na semana estudada. Neste sentido, para estudos futuros, sugere-se facilitar a coleta de dados de maneira mais rápida e eficaz, evitando que ocorra omissão de dados e erros nos cálculos, viabilizando a expansão da coleta de dados para um período de tempo maior, o que tornaria também o estudo mais completo e reduziria as incertezas. Adicionalmente, sugere-se aprimorar o estudo por meio da adoção de análises de sensibilidade e incertezas e regionalização.

## Agradecimentos

Agradecemos aoecoinvent, à Pré Sustainability, à The Life Cycle Initiative respectivamente pela base de dados ambiental, software de ACV e base de dados de ACV social.

## Referências

- IBICT. **Guia Qualidata: requisitos de qualidade de conjunto de dados para o banco nacional de inventários do ciclo de vida**. IBICT (2016).
- RAICV. **Recomendação de modelos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida para o contexto brasileiro**. RAICV. IBICT, (2019).
- RAMIREZ et al. Subcategory assessment method for social life cycle assessment. Part 1: Methodological framework. *IJLCA*. 19(8):1515-1523 (2014) DOI: [10.1007/s11367-014-0761-y](https://doi.org/10.1007/s11367-014-0761-y)
- SINAPI, **Brazilian National System of Costs Survey and Indexes of Construction**, Caixa Econômica Federal, Federal Government. Disponível em: <http://www.caixa.gov.br/>. Acesso em: 10/12/2019. (2019).
- TCPO 13: **Tabelas de composições de preços para orçamento**. 13 ed. São Paulo: Pini, (2008).
- UNEP e SETAC. **Guidance on Organizational Life Cycle Assessment**. (2015).
- UNEP e SETAC. **Guidelines for Social Life Cycle Assessment**. (2009).
- VALDIVIA, S., UGAYA, C.M.L., HILDENBRAND, J. *et al.* A UNEP/SETAC approach towards a life cycle sustainability assessment—our contribution to Rio+20. *IJLCA* 18, 1673–1685 (2013). <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0529-1>
- WBCSD, WRI. **Product Life Cycle Accounting and Reporting Standard** ISBN 978-1-56973-773-6. (2011). 144p.
- ZAFEIRIDOU, Maria; HOPKINSON, Nicholas S.; VOULVOULIS, Nikolaos. **Cigarette smoking: an assessment of tobacco's global environmental footprint across its entire supply chain**. *Environmental science & technology*, v. 52, n. 15, p. 8087-8094 (2018). doi: [10.1021/acs.est.8b01533](https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01533)
- ZAMAN, A. U., & LEHMANN, S.. **The zero waste index: A performance measurement tool for waste management systems in a 'zero waste city'**. *Journal of Cleaner Production*, 50, 123-132. 2013. doi:10.1016/j.jclepro.2012.11.041



Sessão 7

# Gestão do Ciclo de Vida, Ecodesign, Economia Circular



GCV-2020 | 21

## ***Avaliação ambiental de bioprodutos obtidos a partir dos coprodutos da manga***

Anne Karolyne Pereira da Silva<sup>1</sup>

Levi Carneiro da Silva<sup>1</sup>

Viviane da Silva Barros<sup>2</sup>

Francisco Casimiro da Silva<sup>1</sup>

Maria Cléa Brito de Figueirêdo<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Universidade Federal do Ceará

<sup>2</sup> Universidade Estadual do Ceará

<sup>3</sup> Embrapa Agroindústria Tropical  
anne.lyne.8@gmail.com

### **Resumo**

A manga é uma das principais frutas produzidas no Brasil, contando com uma produção de 1 milhão de toneladas por ano, sendo a sétima maior produção do mundo. O mercado da manga brasileira é majoritariamente nacional, no qual pode ser encontrada in natura ou processada industrialmente como suco integral, ou polpa. O processamento industrial de manga é responsável pela geração de grandes volumes de resíduos. No entanto, esses resíduos podem ser usados para extrair diversos bioprodutos, como: pectina e compostos fenólicos, a partir da casca; lignina e celulose, a partir do tegumento; e, amido, gordura e compostos fenólicos, a partir da amêndoa. Processos alternativos capazes de extrair esses bioprodutos foram desenvolvidos em escala laboratorial. Dessa forma, o objetivo desse estudo foi comparar processos alternativos para extração de bioprodutos a partir da casca, tegumento e amêndoa da manga. Adotaram-se as recomendações das ISO 14040 e 14044 (2006), que padronizam estudos de ACV. O escopo do estudo foi do berço ao portão. A unidade funcional considerada foi 1g de bioproduto, considerando a produção em um mês. Os critérios de alocação considerados foram mássicos e econômicos. Os métodos de avaliação de impactos usados foram o ILCD Midpoint 2011 (mudanças climáticas, acidificação, eutrofização de água doce e marinha, ecotoxicidade,

toxicidade humana cancerígena e não cancerígena) e o AWARE (escassez hídrica). Após o cálculo dos impactos ambientais, realizou-se a análise de incerteza pelo método de Monte Carlo. Os resultados mostraram que os processos com menor potencial de impacto para maioria das categorias analisadas foram: i) extração de compostos fenólicos por ESP; ii) extração de pectina por Ultrassom; iii) extração acetosolv de lignina e celulose utilizando equipamentos alternativos (Evaporador múltiplo efeito e Filtro prensa); iv) extração isolada de amido. Assim, indica-se a escolha desses processos para posterior escalonamento da produção.

**Palavras-chaves:** Avaliação do Ciclo de Vida, Ecodesign, Valorização de resíduos.

### **Introdução**

Dentro da economia circular, proposta de produção alternativa à tradicional economia linear, o reaproveitamento de resíduos visa minimizar as perdas durante o processo de produção, reduzindo os resíduos a um mínimo reciclável que possa ser incorporado de novo à cadeia produtiva. Contudo, antes que um resíduo possa ser reciclado e passar a ser denominado como produto sustentável e que um sistema de reciclagem seja implementado, é necessário que se entendam todos os aspectos desse processo, principalmente os reais benefícios para o setor produtivo e para o meio ambiente, em especial (Dos Santos et al., 2011).

O processamento da manga gera importante massa residual constituída de cascas e caroço (tegumento e amêndoa) que na perspectiva da economia circular, devem ser explorados para

extração de bioprodutos de interesse econômico (Arora et al., 2018). Estima-se que 220.000 toneladas desses resíduos foram geradas em 2017 no Brasil (FAO, 2019; Plantogram, 2019).

Nesse contexto, foram desenvolvidos em escala laboratorial processos alternativos e tecnicamente viáveis para extração de: i) pectina e compostos fenólicos, a partir da casca da manga (Cavalcante, 2018); ii) lignina e celulose, a partir do tegumento (Verçosa, 2016; Silva et al., 2019); e iii) amido a partir da amêndoa (Silva et al., 2019; Melo et al., 2019). Este trabalho compara processos alternativos de extração desses bioprodutos para apoiar a escolha dos processos com melhor desempenho ambiental.

### **Metodologia**

A avaliação dos impactos ambientais dos processos de extração dos bioprodutos a partir dos coprodutos da manga (casca e caroço) foi realizada por meio da Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), seguindo as normas NBR ISO 14040 – Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura; e NBR ISO 14044 – Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações.

O escopo do estudo foi do berço ao portão, sendo considerados os processos de produção agrícola e transporte de manga, produção e transporte dos reagentes químicos e da energia, despolpa da manga, extração de bioprodutos a partir dos coprodutos da manga, e tratamento de efluentes e de resíduos dos processos de

extração. A produção agrícola da manga foi contemplada nesse estudo considerando que no futuro próximo, a casca e caroço de manga passarão de resíduos a coprodutos do processamento da polpa.

Os processos de extração comparados nesse estudo foram:

- Compostos fenólicos (CF) a partir da casca: extração por Soxhlet (processo base) e extração por solvente pressurizado – ESP (processo alternativo) (Cavalcante, 2018).

- Pectina a partir da casca: a extração por ultrassom (processo base) e extração por solvente pressurizado – ESP (processo alternativo) (Cavalcante, 2018).

- Lignina e celulose a partir do tegumento: polpação *acetosolv* utilizando Evaporador rotativo e Filtro à vácuo (processo base) e utilizando Evaporador múltiplo efeito e Filtro prensa (processo alternativo) (Verçosa, 2016; Silva et al., 2019).

- Amido a partir da amêndoa: extração isolada de amido (processo base), proposto por Cordeiro et al., 2014; Silva et al., 2019 e Oliveira et al., 2018. E o processo integrado, permitindo a extração conjunta de amido, gordura e fenólicos (processo alternativo), proposto por Melo et al., 2019.

Os dados primários foram coletados nos processos de extração de bioprodutos e de despolpa da manga no período de julho de 2018

a janeiro de 2019, nos laboratórios e Planta Piloto da Embrapa agroindústria Tropical.

Observou-se que era necessário na comparação de processos de extração alternativos considerar um mesmo tempo de produção para ambos os processos. Adotou-se como tempo padrão 1 mês de extração. Os dados referentes a consumos, emissões e produção foram então recalculados para 1 mês, seguindo dois passos: 1º) padronização do rendimento do processo para 1 mês; 2º) padronização das quantidades de insumos e emissões para o rendimento de 1 mês.

Já os dados secundários foram coletados para os seguintes processos: produção e transporte de manga, produção e transporte dos insumos que são usados nos processos de extração (energia e produtos químicos) dos bioprodutos, e tratamento de efluentes e resíduos. O inventário agrícola da manga foi obtido em Carneiro et al. (2019), enquanto os demais, na base de dados *ecoinvent* v.3.1 (Frischknecht et al., 2007).

Os processos que necessitaram de alocação foram despolpa da manga e processos de extração dos bioprodutos a partir dos coprodutos da manga. Os critérios utilizados para a alocação foram mássicos e econômicos. A Tabela 1 apresenta os percentuais de alocação obtidos. Em geral, os fatores de alocação dos bioprodutos não variaram muito de um critério para outro. Mas os fatores dos coprodutos da despolpa de manga, que tiveram elevada quantidade de massa, mas baixo preço,

apresentaram expressiva redução no fator de alocação do critério mássico para o econômico.

**Tabela 1: Percentuais de alocação**

Produto	Qtde (g)	Valor unitário* (US\$/g)	Receita (US\$)	Al. mássica (%)	Al. econômica (%)
<b>Processo de despolpa da manga</b>					
Polpa	58.0	1	58	89,91 %	99,9983 %
Casca	1.83	0,00025	0,0005	2,83%	0,0008%
Tegumento	2.92	0,0001	0,0003	4,53%	0,0005%
Amêndoa	1.75	0,00015	0,0003	2,72%	0,0005%
Massa total	64.5		Receita total 58,0010		
<b>Processo de extração de Pectina e CF – Soxhlet e ultrassom</b>					
CF	1.25	0,75	945	99,96 %	99,95%
Pectina	0,45	0,98	0,44	0,04%	0,05%
Massa total	1.26		Receita total 945		
<b>Processo de extração de CF e pectina - ESP</b>					
CF	175	0,75	131	99,40 %	99,26%
Pectina	0,99	0,98	1	0,60%	0,74%
Massa total	176		Receita total 132		
<b>Processo de extração de celulose e lignina - Eq. Convencionais</b>					
Lignina	30	0,53	16	36%	34%
Celulose	55	0,56	31	64%	66%
Massa total	85		Receita total 47		
<b>Extração de lignina - Eq. Alternativos</b>					
Lignina	36	0,53	19	39%	38%
Celulose	55	0,56	31	61%	62%
Massa total	90		Receita total 49		
<b>Processo de extração isolada de amido</b>					

Produto	Qtde (g)	Valor unitário* (US\$/g)	Receita (US\$)	Al. mássica (%)	Al. econômica (%)
Amido	691	0,26	178	-	-
<b>Massa total</b>	691	<b>Receita total</b>	178		
<b>Processo de extração integrada de amido, CF e gordura</b>					
<b>Gordura</b>	12,0 2	0,84	10	37%	39%
<b>CF (amêndoa)</b>	20,9	0,75	16	63%	61%
<b>Massa total</b>	32,9 2	<b>Receita total</b>	26		
<b>CF (amêndoa)</b>	20,9	0,75	16	34%	60%
<b>Amido</b>	40,2 8	0,26	10	66%	40%
<b>Massa total</b>	61,1 8	<b>Receita total</b>	26		
<b>Gordura</b>	12,0 2	0,84	10	16%	28%
<b>CF (amêndoa)</b>	20,9	0,75	16	29%	43%
<b>Amido</b>	40,2 8	0,26	10	55%	29%
<b>Massa total</b>	73,2	<b>Receita total</b>	36		

\*Os valores de cada produto foram obtidos no <https://www.indiamart.com> e no <https://www.sigmaaldrich.com/>.

Os seguintes impactos ambientais do beneficiamento dos coprodutos da manga foram analisados pelo método ILCD *Midpoint* 2011 (European Commission, 2011): mudanças climáticas (MC), acidificação (A), eutrofização de água doce (EAD), eutrofização marinha (EM), ecotoxicidade (ECT), toxicidade humana cancerígena (THC) e toxicidade humana não cancerígena (THNC). O impacto na escassez hídrica (EH) foi avaliado pelo método AWARE (Boulay et al., 2018). Foi utilizado o *software* SimaPro versão 9.0.0.35.

Após o cálculo dos impactos ambientais realizou-se a análise de incerteza pelo método de Monte Carlo na avaliação comparativa dos processos alternativos para geração de um bioproduto. Para gerar o desvio-padrão requerido pelo método de Monte Carlo utilizou-se a Matriz Pedigree (Frischknecht et al., 2007). E considerou-se que todas as variáveis seguem distribuição log-normal de probabilidade (Goedkoop, 2008).

### Resultados

Para os CF, a extração por Soxhlet demandou maior consumo de energia, mas foi o processo em que se obteve o maior rendimento, cerca de 86% maior. Enquanto a extração por ESP, processo alternativo, permitiu, simultaneamente, a redução de quase 90% no tempo de extração (Soxhlet 9h e ESP 1h) e de 95% no consumo de energia.

Na extração de pectina, avaliou-se a extração por ultrassom e por ESP. Pelo segundo processo foi possível mais que dobrar a produção, porém os consumos de reagente e energia foram pelo menos triplicados. Apenas a emissão de resíduos da casca apresentou uma redução.

Na extração da lignina e celulose, percebeu-se que o uso do Evaporador múltiplo efeito e do Filtro prensa (processo alternativo) possibilitou aumentar a produção (17%) em 1 mês, sem aumentos expressivos no uso de reagentes, e ainda reduziu consideravelmente o consumo de energia elétrica (94%).

Com relação ao amido, apesar da extração integrada de amido com gordura e CF gerar alocação dividindo os impactos entre esses produtos, observou-se que a produção de amido nesse processo foi 94% menor que no processo de extração isolada de amido.

Comparando-se os impactos dos processos alternativos (Tabela 2), observa-se que os processos alternativos da extração de CF, lignina e celulose apresentaram desempenho ambiental melhor que os processos base. Em contrapartida, o processo alternativo para a extração de pectina e de amido não apresentou melhoria no desempenho ambiental.

Na comparação dos processos de extração de CF, a extração por ESP apresentou menor potencial de impacto ambiental em 4 categorias de impacto (MC, A, EAD e EM), tanto na alocação mássica quanto na econômica. A redução do impacto da extração de CF por ESP nessas categorias de impacto está associada com a redução do consumo de energia elétrica.

Segundo Cavalcante (2018), que propôs a extração de CF da casca da manga por ESP, esse processo alternativo apresentou maior eficiência na extração de CF totais, incluindo a mangiferina, em relação ao outro processo.

Para a pectina, a diferença entre os processos base (Ultrassom) e alternativo (ESP) foi significativa em todas as categorias, em ambos critérios de alocação, mostrando que o processo base foi menos impactante ambientalmente que o processo alternativo. Esse resultado relaciona-

se com a menor demanda de etanol desse processo.

Porém, o trabalho de Cavalcante (2018) não evidenciou grandes diferenças na extração de pectina por Ultrassom e por ESP. Tanto em termos das propriedades químicas da pectina quanto em termos do rendimento das extrações, uma vez que não houve diferença significativa no rendimento dos processos.

Na comparação dos processos de extração de lignina e celulose, o processo alternativo causou menor impacto significativo em 4 categorias de impacto (MC, A, EAD e EM), com alocação mássica e econômica. O processo alternativo elaborado a partir da substituição de equipamentos que exercem a mesma função, porém com menor consumo de energia, possibilitou a redução da carga ambiental da extração *acetosolv* de lignina e celulose em pelo menos 90%, em todas as categorias.

Para a extração de amido, o processo base (extração isolada) se mostrou com menor potencial de impacto que o processo alternativo (extração integrada) em 4 categorias de impacto (MC, A, EAD e EM), em cujas categorias o nível de confiança ficou acima de 95%, nos dois critérios de alocação utilizados. A extração isolada de amido teve menor potencial de impacto devido ao menor consumo de energia.

Salienta-se que mesmo que o estudo de Melo *et al.* (2019) tenha demonstrado que a extração integrada de amido possui viabilidade técnica e bom rendimento, obtendo os outros coprodutos,

a análise ambiental mostrou que é mais vantajoso ambientalmente a extração isolada de amido.

Como foi possível notar acima, os diferentes critérios de alocação (mássico e econômico) levaram à escolha dos mesmos processos de extração como menos impactante ambientalmente. Apesar de esse trabalho não ter apresentado diferenças nos resultados, considerando o critério mássico ou econômico na alocação, Freire *et al.* (2017) afirmam que para analisar produtos extraídos a partir de “resíduos” é de grande importância considerar a alocação econômica, visto que, são matérias-primas que estão na transição de um cenário de mercado sem valor monetário (ou resíduo) para um cenário em que começam a ter valor econômico.

Em geral, a produção da energia elétrica requerida se destacou nos processos estudados como um dos principais elementos responsáveis pelos impactos ambientais, o que é comum em processos de laboratório. Hetherington *et al.* (2013) ressaltam que o consumo de energia elétrica em processos em escala laboratorial apresenta impactos ambientais significativos devido a produção que frequentemente acontece em lotes de baixo volume. Por outro lado, esses autores avaliam que os impactos identificados em ACVs de processos em escala laboratorial podem estar sendo superestimados, visto que, escalas menores não expressam o nível de complexidade e os ganhos com rendimento e

eficiência do processo em escalas comerciais ou industriais (Hetherington *et al.*, 2013).

Avaliando outros trabalhos que estudaram processos em escala laboratorial, observa-se que a energia realmente aparece como maior protagonista na avaliação de impactos de processos de extração de gelatina (Sampaio, *et al.* (2016), de nanocristais de celulose (Nascimento *et al.*, 2016), de produção de painéis de fibras vegetais (Freire *et al.*, 2017), e produção de celulose bacteriana (Silva, 2019).

Tabela 2: Análise de incerteza

Categorias de impacto	Casca		Análise de erro	Casca		Análise de erro	Tegumento		Análise de erro	Amêndoa		Análise de erro
	CF		A ≥ B	Pectina		A ≤ B	Lignina e celulose		A ≥ B	Amido		A ≤ B
	Processo base (A)	Processo alternativo (B)		Processo base (A)	Processo alternativo (B)		Processo base (A)	Cenário (B)		Processo base (A)	Processo alternativo (B)	
<b>Alocação mássica</b>												
MC (kg CO2 eq)	0,02	0,01	100	1,03	1,38	100	0,35	0,02	100	0,03	0,37	100
THC (CTUh)	4,24E-10	1,72E-10	78	5,89E-08	9,13E-08	100	8,78E-09	8,30E-10	75	1,83E-09	1,48E-08	86
THNC (CTUh)	3,22E-09	1,85E-09	57	1,41E-06	2,32E-06	98	6,56E-08	5,32E-09	52	1,35E-08	7,34E-08	54
A (molc H+ eq)	0,00007	0,00003	100	0,0092	0,0138	100	0,001	0,0001	100	0,0002	0,0016	100
EAD (kg P eq)	0,000003	0,000001	100	0,0003	0,00051	100	0,0001	0,00001	100	0,00001	0,00008	100
EM (kg N eq)	0,00001	0,00001	100	0,0019	0,00289	100	0,0003	0,00003	100	0,0001	0,0003	100
ECT (CTUe)	0,15	0,05	93	10,89	15,53	100	3,04	0,20	94	1,65	3,47	82
EH (m3 água eq)	0,01	0,02	54	19,05	31,84	97	0,24	0,02	57	0,13	0,30	55
<b>Alocação econômica</b>												
MC (kg CO2 eq)	0,02	0,01	100	1,03	1,38	100	0,34	0,02	100	0,02	0,34	100
THC (CTUh)	4,20E-10	1,68E-10	75	5,89E-08	9,13E-08	100	8,67E-09	7,55E-10	74	1,63E-09	1,27E-08	83
THNC (CTUh)	3,19E-09	1,82E-09	50	1,41E-06	2,32E-06	97	6,49E-08	4,80E-09	51	1,21E-08	6,57E-08	51
A (molc H+ eq)	0,00007	0,00003	100	0,0092	0,0138	100	0,0014	0,0001	100	0,0002	0,0014	100
EAD (kg P eq)	0,000003	0,000001	100	0,0003	0,00051	100	0,0001	0,00001	100	0,00001	0,00007	100
EM (kg N eq)	0,00001	0,00001	100	0,0019	0,00289	100	0,0003	0,00003	100	0,0000	0,0003	100
ECT (CTUe)	0,15	0,05	94	10,89	15,53	100	3,01	0,19	92	1,61	3,11	77
EH (m3 água eq)	0,01	0,02	54	19,05	31,84	96	0,24	0,02	56	0,12	0,27	55

Legenda:



Diferença significativa entre processos em 95% das comparações com Monte Carlo

Diferença não significativa entre processos em 95% das comparações com Monte Carlo



## Conclusões

Neste trabalho foram avaliados ambientalmente diferentes processos de extração dos bioprodutos que podem ser obtidos dos coprodutos da manga (casca, tegumento e amêndoa). Para a extração de CF foram avaliados os processos de extração por Soxhlet e por ESP, em que este último resultou em um menor impacto ambiental. A extração de pectina foi avaliada pelos processos de extração por Ultrassom e por ESP, sendo o primeiro menos impactante. Com relação a extração de lignina e celulose, a extração utilizando Evaporador múltiplo efeito e Filtro prensa apresentou uma redução de pelo menos 90% em todas as categorias de impacto. Por fim, na extração de amido o processo de extração isolada desse composto teve melhor desempenho ambiental.

Os resultados obtidos a partir da alocação mássica e da econômica não apresentaram grandes diferenças, apontando para os mesmos resultados tanto nas avaliações comparativas quanto nas análises dos processos menos impactantes.

Na análise dos processos críticos dos processos menos impactantes ambientalmente, o principal elemento responsável pela carga ambiental foi a produção da energia. Espera-se que em escala industrial esse aspecto ambiental seja reduzido.

## Agradecimentos

À Universidade Federal do Ceará (UFC), à Embrapa e à CAPES.

## Referências bibliográficas

- ABNT NBR ISO 14040 (2009) – Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura.
- ABNT NBR ISO 14044 (2009) – Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações.
- Borchardt, M., Poltosi, L. A. C., Sellitto, M. A. et al. (2008). Considerações sobre ecodesign: Um estudo de caso na indústria eletrônica automotiva. <http://dx.doi.org/10.1590/S1414-753X2008000200009>
- Boulay, A., Bare, J., Benine, L., et al. (2018). The WULCA consensus characterization model for water scarcity footprints: assessing impacts of water consumption based on available water remaining (AWARE). DOI: 10.1007/s11367-017-1333-8
- Carneiro, J. M., Dias, A. F., Barros, V. S., et al. (2018). Carbon and water footprints of Brazilian mango produced in the semiarid region. <https://doi.org/10.1007/s11367-018-1527-8>
- Cavalcante, M. M. D. S. (2018) Extração de polifenóis, mangiferina e pectina da casca de manga (*Mangifera indica* L.) cv. tommy atkins utilizando sistema pressurizado. Universidade Federal do Ceará. Programa De Pós-Graduação Em Engenharia Química, p. 57.
- Cordeiro, E. M. S., Nunes, Y. L., Mattos, A. L. A. et al. (2014). Polymer Biocomposites and Nanobiocomposites Obtained from Mango Seeds. <https://doi.org/10.1002/masy.201300217>
- Dos Santos, M. F. N., Hori, C. Y., Juliot, P. S. (2011). Importância da avaliação do ciclo de vida na análise de produtos : possíveis aplicações na construção civil. <https://doi.org/10.15675/gepros.v0i2.882>
- European Commission (2011). ILCD Handbook: Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. DOI: 10.278/33030
- Freire, A. L. F., Araújo Júnior, C. P., Rosa, M. F., et al. (2017). Environmental assessment of bioproducts in development stage: the case of fiberboards made from coconut residues. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.100>
- Frischknecht, R. et al. (2007). Overview and Methodology.ecoinvent Centre, n. 1, p. 1–77. Disponível em: <[http://www.ecoinvent.org/fileadmin/documents/en/01\\_OverviewAndMethodology.pdf](http://www.ecoinvent.org/fileadmin/documents/en/01_OverviewAndMethodology.pdf)>.
- Goedkoop, M. (2008). SimaPro 7 - Introduction into LCA. p. 88.
- Hetherington, A. C., Borrion, A. L., Griffiths, O. g., et al. (2013). Use of LCA as a development tool within early research: challenges and issues across different sectors. DOI: 10.1007/s11367-013-0627-8
- Melo, P. E. F., Silva, A. P. M., Marques, F. P. et al. (2019). Antioxidant Films from Mango Kernel Components. <https://doi.org/10.1016/j.foodhyd.2019.04.061>
- Nascimento, D. M., Dias, A. F., Araújo Júnior, C. P., et al. (2016). A comprehensive approach for obtaining cellulose nanocrystal from coconut fiber. Part II: Environmental assessment of technological pathways. <http://dx.doi.org/10.1016/j.indcrop.2016.02.063>
- Oliveira, A. V., Silva, A. P. M., Barros, M. et al. (2018). Nanocomposite Films from Mango Kernel or Corn Starch with Starch Nanocrystals. <https://doi.org/10.1002/star.201800028>
- Sampaio, A. P. C., Sousa Filho, M. S. M., Castro, A. L. A., et al. (2016). Life cycle assessment from early development stages: the case of gelatin extracted from tilapia residues. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-016-1179-5>
- Silva, A. P. M., Oliveira, A. V., Pontes, S. M. A. et al. (2019). Mango kernel starch films as affected by starch nanocrystals and cellulose nanocrystals. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2019.02.013>
- Silva, R. A. (2019). Avaliação do ciclo de vida da produção de celulose bacteriana em diferentes meios de cultivo. Universidade Estadual do Ceará Programa de Pós-graduação em Ciências Naturais. p. 98.
- Venzke, C. (2002). O ecodesign no setor moveleiro do rio grande do sul. REAd – Edição Especial 30 Vol. 8 No. 6, nov-dez.
- Verçosa, F. G. (2016). Obtenção e caracterização da lignina proveniente do tegumento da manga (*Mangifera indica*) para síntese de hidrogel. Universidade Federal Do Ceará Centro: Departamento De Engenharia Química, v. 23, n. 45, p. 55.

## Indicadores de Economia Circular para municípios brasileiros

Ms Juiana Francine da Costa<sup>1</sup>

Dr. Sebastião Roberto Soares<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA), Centro Tecnológico (CTC), Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), juliana.francine.costa@posgrad.ufsc.br

<sup>2</sup> Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA), Centro Tecnológico (CTC), Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)

### Resumo

A Economia Circular (EC) é um modelo de economia regenerativa que se opõe à economia linear, baseada em extrair matérias-primas, transformar, produzir, utilizar e descartar. A circularidade é considerada um elemento para o alcance do desenvolvimento sustentável e estimula novas práticas de gestão, incluindo a gestão de municípios. Considerando o conceito de EC incipiente na literatura acadêmica e a responsabilidade que a comunidade científica possui em fornecer diretrizes sobre como operacionalizar o conceito, mensurando seus indicadores, com a finalidade de acompanhar o desempenho da EC, para uma comunicação pública consciente, este trabalho almejou uma proposta de um conjunto de indicadores de EC em nível macro (focado em cidade/região/província). Foi feito um levantamento de 20 indicadores de municípios, baseados nos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS's), acordados pela ONU, e com foco em loop de recursos. O levantamento de indicadores e uma futura proposta de ponderação podem orientar a urgência de práticas circulares nos municípios brasileiros e contribuir para o alcance dos ODS's, com destaque para o ODS 11 (cidades e comunidades sustentáveis). Ademais, a EC quando gerida pela administração pública, com uma visão abrangente e sistêmica, é capaz de estimular os demais níveis: meso (conjunto de empresas) e micro (única empresa), articulando com todos os atores da sociedade, sem que benefícios particulares prevaleçam.

**Palavras-chaves:** *Gestão Ambiental Pública, Objetivos de Desenvolvimento Sustentável, Economia Circular, Indicadores.*

### 1. Introdução

A Economia Circular (EC) é um modelo que permite reavaliar as práticas da sociedade. Este modelo baseia-se no princípio de “fechar o ciclo de vida”, o que promove diminuição do consumo de matérias-primas e emissões. A relação de empresas é a base para o modelo, integrando sistemas e determinando um novo padrão de qualidade, indo além da abordagem do tipo “berço ao túmulo”. Em contraste com o modelo linear atual, a EC é uma abordagem do tipo “berço ao berço”. A intenção de produção regenerativa requer inovação radical nos negócios e se relaciona à boa governança, devendo estimular novas práticas na gestão pública, com foco na participação de todos os envolvidos no ciclo de vida de um sistema (EMF, 2019).

Na literatura acadêmica, foi identificado um acordo geral sobre o fato de a EC ser dividida em três níveis de implementação: micro (empresas), meso (simbiose entre empresas) e macro (cidade/região/província) (GHISELLINI; CIALANI; ULGIATI, 2016; MERLI; PREZIOSI; ACAMPORA, 2018).

Referente ao nível macro, Prendeville, Cherim e Bocken (2018) explanam que gestores de cidades estão lidando com a relação ambígua entre conceitos de cidades sustentáveis e cidades

circulares e estão com dificuldades de articular claramente esta relação. Os conceitos são usados no mesmo contexto. As autoras reforçam que cidade circular é uma cidade que pratica princípios de EC para fechar *loop* de recursos, em parceria com partes interessadas. A circularidade constitui-se em um elemento do objetivo maior de desenvolver uma cidade sustentável. Sendo assim, conforme Petit e Leipold (2018) e Geissdoerfer (2017), mundialmente, a EC está ganhando popularidade, com a promessa de criar processos mais sustentáveis.

Em vista do exposto, a comunidade científica possui a responsabilidade de fornecer diretrizes claras aos formuladores de políticas, sobre como implementar a EC, como mensurar seus indicadores e como comunicar para promover ação pública consistente. Todavia, cada país institui uma estratégia para a sua incorporação, propondo ou instituindo ações alinhadas às particularidades locais. Iwasaka (2018) defende que conhecer estas particularidades é fundamental. E Huller (2010) complementa esta ideia, mencionando que o capital intelectual é elemento catalisador do desenvolvimento, destacando a necessidade de recriar projetos políticos locais, que devem estar baseados em conhecimento científico, poder político e consenso social, com um olhar sistêmico e holístico sobre a realidade local.

Indicadores representam de forma mensurável a condição ou estado de operações, gestão ou condicionantes, formando um modelo da

realidade, sendo que sua seleção pode ser feita seguindo diferentes abordagens (ISO 14031, 2015). O grau de importância de cada indicador em relação a um conjunto pode ser definido por especialistas e é influenciado por experiências e preferências individuais. Indicadores de um conjunto podem ser agregados em um índice, que pode fornecer um panorama de forma a caracterizar um cenário e possibilitar a comparação de cenários num dado intervalo de tempo. Bellen (2006) enfatiza a eficiência de índices para atrair a atenção pública.

Mesmo que conjuntos de indicadores de EC já tenham sido estabelecidos em níveis micro, meso e macro, alguns inclusive permitindo a obtenção de índices de circularidade, não existe uma teoria formal que permita orientar a seleção destes. Também não há metodologia padronizada para a ponderação destes indicadores em relação aos seus graus de importância (Parchamenko et al., 2019, Saidani et al., 2019, Walker et al., 2018).

Considerando este contexto, este estudo possui como objetivo contribuir para a expansão da EC no Brasil, identificando desafios e oportunidades no setor público por meio de uma proposta de um conjunto de indicadores orientado à EC em nível macro, voltados a municípios.

## 2. Procedimentos Metodológicos

Para determinar os indicadores associados à EC em cenário municipal conforme realidade brasileira, partiu-se do pressuposto que não há um conjunto de indicadores de EC específico

para municípios brasileiros. Contudo, a circularidade constitui-se em um elemento do objetivo maior, de desenvolver uma cidade sustentável. Desta forma, indicadores de sustentabilidade alinhados aos ODS e utilizados por municípios brasileiros foram considerados. Bainaté (2016) reforça esta ideia, de que o sistema de avaliação da EC deve ser complexo, integrando aspectos de desenvolvimento sustentável, que estão ausentes nos princípios básicos da EC (3 R's).

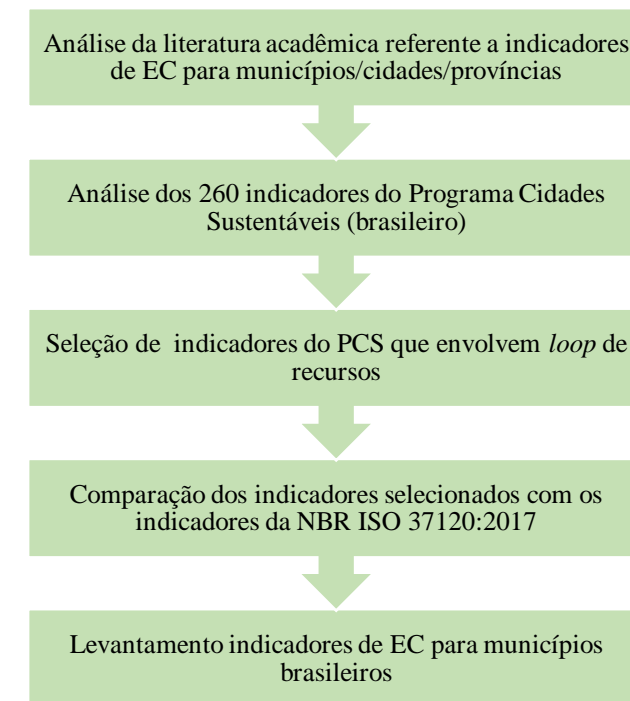
O Programa Cidades Sustentáveis (PCS) propõe sinergias a partir de prefeituras, entre avanços científico-tecnológico, sociocultural e institucional e disponibiliza 260 indicadores de Cidades Sustentáveis. A associação dos indicadores aos ODS também traz as metas estipuladas pela ONU até 2030, as descrições dos indicadores, variáveis que os compõem e o método de cálculo. Eles foram organizados de modo que facilitem a leitura e a compreensão de sua aplicação nos sistemas públicos de gestão. O PCS foi escolhido pois atualmente, 207 prefeituras aderiram ao programa e contribuem com dados abertos.

Considerando que cidade circular é uma cidade que pratica princípios de EC para fechar *loop* de recursos, pretendeu-se selecionar indicadores que se relacionam a *loop* de recursos a partir dos 260 indicadores do PCS e compará-los com conjuntos disponibilizados pela norma ABNT NBR ISO 37120:2017 (desenvolvimento sustentável de comunidades - indicadores para serviços urbanos e qualidade de vida) (100

indicadores) e por publicações acadêmicas, a fim de verificar possíveis complementações que atendam a realidade econômica, social, ambiental, de distribuição geográfica, de distribuição de recursos dos municípios. Estes recursos desempenham papel crucial na entrega de valor para a sociedade e em torno do conceito de EC há estratégias de extensão da vida útil dos recursos.

A Figura 1, abaixo, representa a lista de procedimentos metodológicos definidos.

**Figura 1. Procedimentos metodológicos.**



### 3. Resultados e Discussões

No Quadro 1, abaixo, estão inseridos 20 indicadores quantitativos orientados à EC para municípios brasileiros, definidos a partir do PCS. O quadro apresenta os indicadores com suas respectivas descrições, variáveis que os compõem e métodos de cálculo.

**Quadro 1. Indicadores orientados à EC para municípios brasileiros.**

Indicador	Descrição	Variáveis para compor o indicador		Método de cálculo
<b>1.Quantidade de resíduos per capita</b>	Média mensal de resíduos (kg), por habitante por ano.	Número total (kg) de resíduo urbano gerado pelo município	População total do município	$(\text{Número total de resíduo urbano gerado pelo município} \div \text{População total do município}) \div 12$
<b>2.Acesso a serviço de coleta de lixo doméstico</b>	Percentual de domicílios com acesso a serviço de coleta de resíduos domésticos sobre o total de domicílios do município.	Número de domicílios com acesso a serviço de coleta de resíduos domésticos	Número total de domicílios do município	$(\text{Número de domicílios com acesso a serviço de coleta de resíduos domésticos} \div \text{Número de domicílios do município}) \times 100$
<b>3.Coleta seletiva</b>	Percentual de domicílios que dispõem de coleta seletiva sobre o total de domicílios do município.	Número de domicílios com coleta seletiva	Número total de domicílios do município	$(\text{Número de domicílios com coleta seletiva de resíduos} \div \text{Número de domicílios do município}) \times 100$

<b>4.Reciclagem de resíduos sólidos</b>	Percentual de resíduos sólidos que é reciclada sobre o total produzido na cidade por ano.	Número total (kg) de resíduo urbano reciclado	Número total (kg) de resíduo urbano gerado pelo município	$(\text{Número total de resíduo urbano reciclado} \div \text{Número total de resíduo urbano gerado pelo município}) \times 100$
<b>5.Recuperação de materiais recicláveis</b>	Percentual de recuperação de materiais recicláveis sobre o total de resíduos sólidos urbanos coletados.	Número total (kg) de material reciclável recuperado	Número total (kg), de resíduo urbano coletado	$(\text{Número total de material reciclável recuperado} \div \text{Número total de resíduo urbano coletado}) \times 100$
<b>6.Resíduos depositados em aterros sanitários</b>	Percentual de resíduos da cidade que são depositados em aterros sanitários, sobre o total de resíduos gerados.	Número total (kg) de resíduo urbano depositado em aterros sanitários	Número total (kg) de resíduo urbano gerado pelo município	$(\text{Número total de resíduo urbano depositado em aterros sanitários} \div \text{Número total de resíduo urbano gerado pelo município}) \times 100$
<b>7.Volume de resíduos orgânicos destinados à compostagem</b>	Percentual do volume de resíduos orgânicos destinados à compostagem sobre o total do volume de resíduos orgânicos coletados pelo município.	Número total (kg) do volume de resíduos orgânicos destinados à compostagem	Número total (kg) do volume total de resíduos orgânicos coletados pelo município	$(\text{Número total do volume de resíduos orgânicos destinados à compostagem} \div \text{Número total do volume total de resíduos orgânicos coletados pelo município}) \times 100$
<b>8.Material reciclado em atividades industriais</b>	Percentual do material reciclado em atividades industriais sobre o total de resíduo urbano reciclado.	Número total (kg) de material reciclado em atividades industriais	Número total (kg) de resíduo urbano reciclado	$(\text{Número total de material reciclado em atividades industriais} \div \text{Número total de resíduo urbano reciclado}) \times 100$

<b>9. Empresas que realizam logística reversa de resíduos</b>	Percentual de empresas que realizam logística reversa de resíduos.	Número de empresas que realizam logística reversa de resíduos	Número total de empresas do município	$(\text{Número de empresas que realizam logística reversa de resíduos} \div \text{Número total de empresas do município}) \times 100$
<b>10. Consumo de água per capita</b>	Média mensal de consumo de água (indústria, comércio, agricultura e doméstico), estimado (m³) por habitante.	Consumo total de água (indústria, comércio, agricultura e doméstico) (m³)	População total do município	$(\text{Consumo total de água} \div \text{População total do município}) \div 12$
<b>11. Consumo de água na atividade econômica local</b>	Percentual do consumo de água na atividade local por setor, sobre o total do consumo.	Consumo total de água na indústria (m³) Consumo total de água no comércio (m³) Consumo total de água na agricultura (m³) Consumo total de água doméstico (m³) Consumo total de água (indústria, comércio, agricultura e doméstico) (m³)	Indicador variado	$(\text{Consumo de água na atividade local por setor} \div \text{Consumo total de água}) \times 100$
<b>12. Perda de água tratada</b>	Percentual de perda de água no sistema de abastecimento sobre o total de água tratada.	Número total, (m³) de água perdida	Número total de água tratada do município	$(\text{Número total de água perdida} \div \text{Número total de água tratada do município}) \times 100$
<b>13. Rede de esgoto</b>	Percentual de domicílios urbanos sem ligação com a rede de esgoto sobre o total de domicílios.	Número de domicílios sem ligação com a rede de esgoto	Número de domicílios do município	$(\text{Número de domicílios sem ligação com a rede de esgoto} \div \text{Número de domicílios do município}) \times 100$

<b>14. Esgoto que não recebe nenhum tipo de tratamento</b>	Percentual de esgoto que não recebe nenhum tipo de tratamento sobre o total de esgoto gerado.	Número total (m³) de esgoto sem tratamento	Número total (m³) de esgoto gerado	$(\text{Número total de esgoto sem tratamento} \div \text{Número total de esgoto gerado}) \times 100$
<b>15. Esgoto tratado antes de chegar ao mar, rios e córregos</b>	Percentual do esgoto tratado antes de chegar ao mar, rios e córregos sobre o total de esgoto que chega ao mar.	Número total (m³) de esgoto tratado antes de chegar ao mar, rios e córregos	Número total (m³) de esgoto total que chegar ao mar, rios e córregos	$(\text{Número total de esgoto tratado antes de chegar ao mar, rios e córregos} \div \text{Número total de esgoto total que chegar ao mar, rios e córregos}) \times 100$
<b>16. Consumo de eletricidade per capita</b>	Média mensal de eletricidade consumida (kwh) por habitante, por mês.	Número total (kWh) de energia consumida pelo município	População total do município	$(\text{Número total de energia consumida pelo município} \div \text{População total do município}) \div 12$
<b>17. Participação de fontes renováveis na matriz energética do município</b>	variado	variado	variado	*Existe na matriz energética do município a participação de fontes renováveis? Quais?
<b>18. Total de emissões de CO<sub>2</sub> equivalente per capita</b>	Emissões transformadas em CO <sub>2</sub> equivalente per capita.	Total de emissões transformadas em CO <sub>2</sub> equivalente	População total do município	$\text{Total de emissões} \div \text{População total do município}$
<b>19. Intensidade de emissões do setor de infraestrutura</b>	A razão entre o PIB e as emissões de GEE dos setores de energia, transporte, resíduos sólidos e efluentes domésticos e industriais.	Emissões de GEE (t CO <sub>2</sub> ) dos setores de energia, transporte, resíduos sólidos e efluentes domésticos e industriais	PIB do município	$\text{Emissões} \div \text{PIB}$

<b>20. Emissões de gases de efeito estufa</b>	Percentual de emissões de gases de efeito estufa e contribuição de cada gás pelos processos industriais no município.	Emissões de GEE (t CO <sub>2</sub> ) nos processos industriais - CO <sub>2</sub> Emissões de GEE (t CO <sub>2</sub> ) nos processos industriais - CH <sub>4</sub> Emissões de GEE (t CO <sub>2</sub> ) nos processos industriais - N <sub>2</sub> O Emissões totais de GEE (t CO <sub>2</sub> ) nos processos industriais	Indicador variado	$(\text{Emissões de GEE (t CO}_2\text{) nos processos industriais por gases} \div \text{Emissões totais de GEE (t CO}_2\text{) nos processos industriais}) \times 100$
---	---	--	-------------------	--

Referente aos indicadores definidos, observa-se que todos podem estar relacionados a *loop* de recursos em um município. As metas ligadas à cada indicador vão ao encontro de benefícios econômicos, sociais e ambientais, já que são originados de um conjunto maior de indicadores de cidades sustentáveis.

A gama de recursos que estes indicadores envolvem são os relacionados aos resíduos sólidos, à água, à energia e às emissões atmosféricas, sendo que estes podem ser associados ao princípio dos 3R's da sustentabilidade (frequentemente mencionado na literatura referente à EC), pois podem ser reduzidos/reutilizados/reciclados.

Fazendo uma associação com a literatura acadêmica de indicadores de EC para cidades/províncias/regiões, observa-se que Guo-gang (2011) e Wang et al. (2018) não consideram indicadores para emissões atmosféricas. No

entanto, estas emissões são consideradas por Geng, et al. (2009), Qing, Qiongqiong e Mingyue (2011) e Geng et al. (2012). Ademais, indicadores que envolvem resíduos sólidos, água e energia são contemplados pelos autores.

Durante a análise dos indicadores sugeridos pela norma ABNT NBR ISO 37120:2017 (desenvolvimento sustentável de comunidades - indicadores para serviços urbanos e qualidade de vida) (100 indicadores), observou-se que os indicadores do PCS abrangem indicadores contemplados pela norma.

#### 4. Conclusão

Indicadores adequados para a medição de circularidade urbana, aplicáveis e gerenciáveis por municípios brasileiros foram enfatizados.

Como trabalho futuro, a partir dos indicadores mencionados, sugere-se uma contribuição por meio do desenvolvimento de uma ferramenta de avaliação de sustentabilidade em nível urbano para o Brasil, valorizando a ACV em nível decisório em políticas públicas

O levantamento de indicadores e a ponderação podem orientar a urgência de práticas circulares nos municípios brasileiros e contribuir para o alcance dos ODS's, com destaque para o ODS 11 (cidades e comunidades sustentáveis).

#### Agradecimentos

À CAPES pelo apoio financeiro.

## Referências bibliográficas

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). ABNT NBR ISO 14031: Gestão Ambiental: Avaliação de Desempenho Ambiental - Diretrizes. Brasil: Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2015.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). ABNT NBR ISO 37120: Desenvolvimento Sustentável de Comunidades - Indicadores para Serviços Urbanos e Qualidade de Vida. Brasil: Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2017.
- BANAITÉ, Daiva. Towards Circular Economy: analysis of indicators in the context of sustainable development. *Social Transformations in Contemporary Society*, v. 4, p.142-150, 2016.
- BELLEN, Hans Michael van. Indicadores de sustentabilidade. 2. ed. Rio de Janeiro: FGV, 2006. 253 p.
- ELLEN MACARTHUR FOUNDATION (EMF). Economia Circular. Disponível em: <<https://www.ellenmacarthurfoundation.org/pt/economia-circular-1/conceito>>. Acesso em: 10 jan. 2019.
- GEISSDOERFER, Martin et al. The Circular Economy – a new sustainability paradigm? *Journal of Cleaner Production*, v. 143, p.757-768, fev. 2017.
- GENG, Yong et al. Implementing China's Circular Economy concept at the regional level: a review of progress in Dalian, China. *Waste Management*, v. 29, n. 2, p.996-1002, fev. 2009.
- GENG, Yong et al. Towards a national Circular Economy indicator system in China: an evaluation and critical analysis. *Journal of Cleaner Production*, v. 23, p.216-224, mar. 2012.
- GHISELLINI, Patrizia; CIALANI, Catia; ULGIATI, Sergio. A review on circular economy: the expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems. *Journal of Cleaner Production*, v. 114, p.11-32, fev. 2016.
- GUO-GANG, Jiang. Empirical analysis of regional Circular Economy development - study based on Jiangsu, Heilongjiang, Qinghai Province. *Energy Procedia*, v. 5, p.125-129, 2011.
- HULLER, Alexandre. Gestão ambiental nos municípios: instrumentos e experiências na administração pública. Santo Ângelo: FURI, 2010. 245 p.
- IWASAKA, Fernanda Yumi. Políticas públicas e Economia Circular: levantamento internacional e avaliação da Política Nacional de Resíduos Sólidos. 2018. 139 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia de Produção, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2018.
- LOPES, Anaísa Filmiano Andrade. O PROGRAMA CIDADE SUSTENTÁVEL, SEUS INDICADORES E METAS: Instrumentos metodológicos para a avaliação da sustentabilidade no município de Prata/MG. 2016. 203 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Arquitetura e Urbanismo, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2016.
- MERLI, Roberto; PREZIOSI, Michele; ACAMPORA, Alessia. How do scholars approach the Circular Economy? A systematic literature review. *Journal of Cleaner Production*, v. 178, p.703-722, mar. 2018.
- ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). Objetivos de desenvolvimento sustentável (ODS). 2015. Disponível em: <<https://nacoesunidas.org/pos2015/>>. Acesso em: 08 jan. 2019.
- PARCHOMENKO, Alexej et al. Measuring the Circular Economy - a multiple correspondence analysis of 63 metrics. *Journal of Cleaner Production*, v. 210, p.200-216, 10 fev. 2019.
- PETIT-BOIX, Anna; LEIPOLD, Sina. Circular Economy in cities: reviewing how environmental research aligns with local practices. *Journal of Cleaner Production*, v. 195, n. 10, p.1270-1281, set. 2018.
- PRENDEVILLE, Sharon; CHERIM, Emma; BOCKEN, Nancy. Circular cities: mapping six cities in transition. *Environmental Innovation and Societal Transitions*, v. 26, p.171-194, mar. 2018.
- PROCEEDINGS OF THE 8TH INTERNATIONAL CONFERENCE ON INNOVATION & MANAGEMENT, 8., 2011, Japan. Research on evaluation of Circular Economy development. Japan: Yamaguchi University, 2011. 5 p.
- PROGRAMA CIDADES SUSTENTÁVEIS (PCS). Indicadores. Disponível em: <<https://indicadores.cidadessustentaveis.org.br/>>. Acesso em: 28 jan. 2019.
- QING, Yang; QIONGQIONG, Gao; MINGYUE, Chen. Study and integrative evaluation on the development of Circular Economy of Shaanxi province. *Energy Procedia*, v. 5, p.1568-1578, 2011.
- SAIDANI, Michael et al. A taxonomy of Circular Economy indicators. *Journal of Cleaner Production*, v. 207, p.542-559, jan. 2019.
- ZANGHELINI, Guilherme Marcelo. Ponderação de categorias de impacto ambiental através de análise de decisão multicritério. 2018. 303 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Ambiental, UFSC, Florianópolis, 2018.
- WALKER, Stuart et al. Evaluating the environmental dimension of material efficiency strategies relating to the Circular Economy. *Sustainability*, v. 10, n. 3, p.666, mar. 2018.
- WANG, Ning et al. Evaluation of urban Circular Economy development: an empirical research of 40 cities in China. *Journal of Cleaner Production*, v. 180, p.876-887, abr. 2018.

## **Análise qualitativa da complementaridade entre Avaliação do Ciclo de Vida e Economia Circular**

Gabriele Sturm 1

Cassia Maria Lie Ugaya 2

1 Universidade Tecnológica Federal do Paraná

2 Universidade Tecnológica Federal do Paraná

gabrielesturm@alunos.utfpr.edu.br

### **Resumo**

*O conceito de economia circular vem se destacando nos últimos anos como uma alternativa ao insustentável modelo linear de produção e consumo, sendo definido como um modelo que busca reduzir os impactos, reinserindo e otimizando materiais e produtos no processo produtivo, ao mesmo tempo em que reduz a demanda por energia e matéria-prima. Buscando quantificar a economia circular, foram desenvolvidos índices de circularidade, sendo que cada um deles utiliza dados e indicadores diferentes para mensurar e expressar o quanto determinado produto ou material poderá recircular, entretanto, alguns desenvolvedores destes índices afirmam que a utilização dos mesmos pode substituir a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), ao invés de trabalharem de forma conjunta. Considerando esse cenário, este artigo tem como objetivo analisar a complementaridade entre a ACV e a economia circular na determinação de impactos ambientais potenciais, por meio da checagem de quais critérios são utilizados em cada um deles e qual a abrangência alcançada por estes critérios. Para isso, foi realizada a seleção dos índices, baseando-se em Saidani et al. (2018), e incluindo índices surgidos em 2018, 2019 e 2020. A partir disso, refinou-se a leitura dos índices, utilizando critérios como nível de implementação, aplicação e relevância, e realizou-se uma classificação qualitativa destes, relacionando-os à ACV. Os resultados da análise de sessenta e seis índices*

*de circularidade mostraram que, apesar de assumirem que há uma relação entre a economia circular e a ACV, a grande maioria não considera essa em sua composição, alegando que há uma grande dificuldade para coleta dos dados necessários para indicar os impactos e também que a abordagem sobre reciclagem ainda é precária. Apesar de 56% dos índices considerarem o conceito de ACV como ferramenta importante para o estudo dos potenciais impactos ambientais, apenas 27% deles utiliza valores oriundos da ACV. Com a compilação dos resultados deste artigo, é possível traçar um cenário de concomitância entre os dois métodos, para que possam ser utilizados de maneira eficaz como indicadores de sustentabilidade, desenvolvendo uma metodologia mais robusta.*

**Palavras-chaves:** ACV, economia circular, índices de circularidade.

### **Introdução**

O conceito de economia circular propõe uma nova forma de produção e consumo, buscando utilizar os recursos de forma racional, por meio da maximização da circulação destes nas cadeias produtivas. De acordo com a Fundação Ellen MacArthur, a economia circular (EC) pode ser definida como um modelo que busca reinserir e otimizar o uso de materiais e produtos no processo produtivo, reduzindo a quantidade de resíduos e emissões, ao mesmo tempo em que reduz a demanda por energia e matéria-prima extraída do meio ambiente, contribuindo de forma positiva para a regeneração dos sistemas naturais.

Para mensurar a economia circular, foram desenvolvidos índices de circularidade, os quais

permitem a avaliação do desempenho ambiental, já que trazem informações referentes ao quanto determinado produto ou material poderá recircular. Cada um destes índices de circularidade utiliza dados e parâmetros distintos, consequentemente tendo escopos e abrangências diferentes. Com isso, podem ser categorizados de acordo com a aplicação: circularidade dos materiais, circularidade dos produtos, fluxos de materiais, desperdício, taxas de reciclagem e aqueles utilizados para avaliar e monitorar o desempenho ambiental como um todo (TIOSSI, 2019).

Outra ferramenta para mensurar o desempenho ambiental das organizações é a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), a qual aborda os potenciais impactos ambientais ao longo de todo o ciclo de vida de um produto, compreendendo desde a extração da matéria prima, produção, utilização e disposição final (NBR ISO, 2006).

Embora a ACV e a EC possam ser utilizadas de maneira complementar, uma vez que ambas são empregadas para avaliar o desempenho ambiental das organizações, alguns autores afirmam que os índices de circularidade podem substituir a ACV, visto que essa requer uma grande quantidade de dados, o que demanda tempo e investimentos financeiros, além de fornecer informações apenas sobre o ponto de vista ambiental, por vezes omitindo os aspectos econômicos e sociais (DI MAIO & REM, 2015).

Com base nesta última afirmação, este artigo tem como objetivo analisar os critérios utilizados para calcular os índices de circularidade e checar qual a abrangência de cada um deles, verificando, assim, a complementaridade entre a ACV e a EC na determinação de impactos ambientais potenciais. Espera-se, com os resultados deste artigo, ser possível traçar um cenário de concomitância entre os dois métodos, para que possam ser utilizados em conjunto de maneira eficaz como ferramentas de monitoramento e gerenciamento ambiental dentro das organizações.

### Método

Inicialmente, realizou-se a seleção dos índices, baseando-se em Saidani et al. (2018), os quais avaliaram 55 índices de circularidade criados por pesquisadores, órgãos governamentais e empresas de consultoria, por meio de uma revisão sistemática da literatura.

Além disso, também foram incluídos no estudo os índices surgidos posteriormente, a partir de pesquisa na base de dados Scopus até o dia 27 de janeiro de 2020. Utilizou-se a combinação de palavras-chave “*circular economy*” AND “*circularity indicators*” OR “*circularity indices*” OR “*circularity index*”, limitando o ano de publicação para 2018, 2019 e 2020, a linguagem para inglês e artigos publicados em revistas científicas, o que resultou em 16 documentos.

A partir disso, foi iniciada a leitura e organização dos índices, a fim de compreendê-los. Nesta etapa, foram utilizados como critérios de classificação e análise: o nível de implementação, qual a aplicação e quais foram as variáveis utilizadas para os cálculos, no caso de índices quantitativos, ou quais os indicadores e parâmetros para os índices qualitativos.

No nível da implementação, classificou-se os índices como micro, meso e macro, conforme Linder et al. (2017). No nível micro, consideraram-se os índices aplicados para produtos, organizações e consumidores individuais, nível meso aqueles aplicados para parques industriais e, por fim, nível macro aqueles que abordam ações voltadas para cidades, estados ou países (LINDER et al., 2017).

Por fim, após a etapa inicial de leitura e refinamento dos índices, cinco deles foram excluídos, pois eram baseados em outros já avaliados, restando 66 índices para a avaliação final.

Esta etapa de compreensão dos índices possibilitou o melhor entendimento destes e da aplicação da economia circular em âmbito geral. Além disso, também viabilizou a percepção de quais são os autores e instituições notáveis neste cenário, os quais podem agregar conhecimento e uma maior compreensão da ferramenta e usabilidade em conjunto com a ACV.

Após leitura, compilação e organização dos artigos, iniciou-se a avaliação com foco nas abordagens utilizadas, principalmente no que se refere à correlação com a ACV. Para isso, foi realizada uma classificação qualitativa dos índices, utilizando os seguintes critérios:

- 1) O índice menciona a ACV? Há referência de que a ACV pode ser utilizada como ferramenta para complementar ou apoiar os estudos de circularidade?
- 2) O índice afirma que pode substituir a ACV?
- 3) O índice utiliza dados advindos da ACV para seu cálculo?

Baseando-se nestes questionamentos e nas competências inerentes a cada uma das ferramentas, os índices de circularidade foram discriminados como possíveis ou não de serem utilizados em concordância com a ACV, traçando um cenário de coexistência entre estes.

### Resultados e discussão

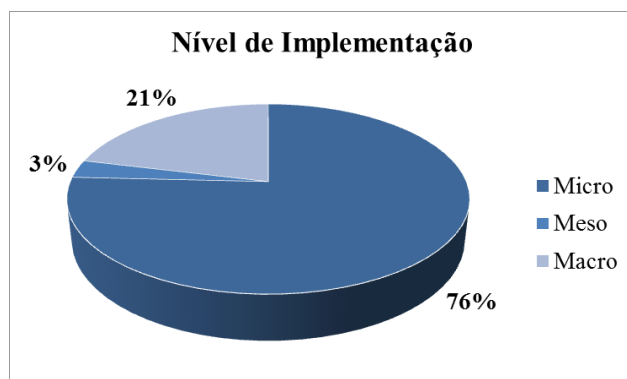
Após a compreensão dos índices, estes foram compilados em uma tabela e avaliados seguindo os critérios definidos na seção anterior. Além das informações pertinentes ao uso do índice, também se realizou uma classificação qualitativa em relação à ACV.

A Figura 1 mostra o resultado da classificação dos índices de acordo com seu nível de implementação. É possível observar que a maioria (76%) é aplicável para produtos,



organizações e consumidores individuais, classificados como nível micro. Além disso, 21% são de nível macro, com aplicação abrangente para cidades, estados e países e apenas 3% são considerados de nível meso.

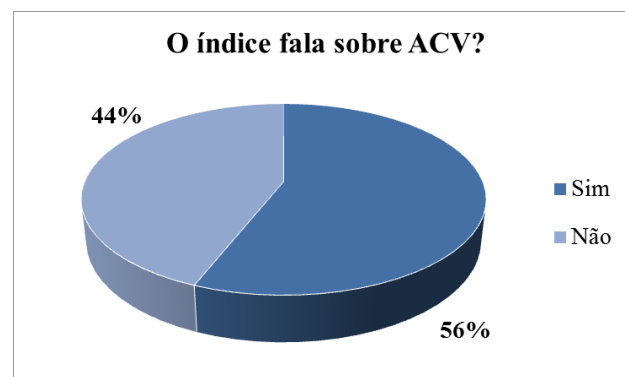
**Figura 1 – Classificação de acordo com o nível de implementação.**



Na Figura 2 é possível observar que, para o primeiro critério, 56% dos índices mencionaram e/ou explicaram o conceito de ACV e 44% dos índices não se referiram à ferramenta.

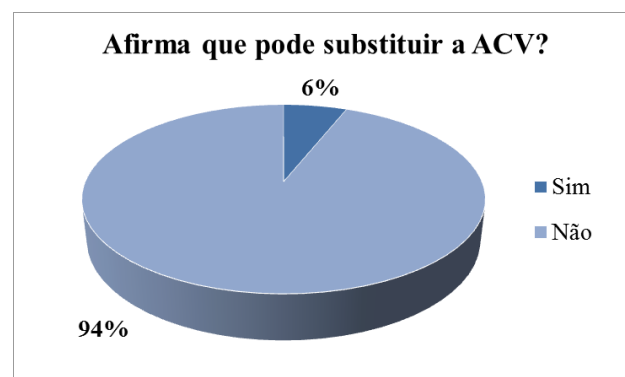
Os autores referem-se à ACV como uma ferramenta útil para o gerenciamento da cadeia de suprimentos das organizações e para melhorar o desempenho ambiental dos produtos, visto que sua abordagem holística mostra os impactos ambientais de maneira consistente, onde e quando esses impactos ocorreram ou podem ocorrer. A ACV é, portanto, um recurso válido para verificação de pontos críticos e áreas de melhoria para avançar em direção a uma economia mais circular.

**Figura 2 - Resultado da análise qualitativa para o primeiro critério estabelecido.**



A Figura 3 mostra que para o segundo critério, 94% dos autores não afirmam que é possível substituir a ACV por meio dos índices de circularidade. Por outro lado, 4 autores afirmam que esta substituição é possível, valor que representa 6% dos índices avaliados.

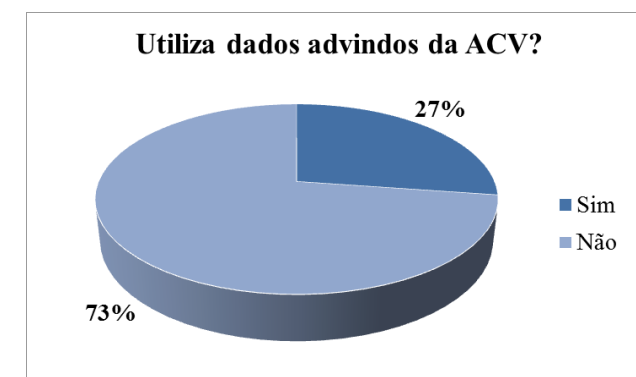
**Figura 3 - Resultado da análise qualitativa para o segundo critério.**



Por fim, para o terceiro critério, a Figura 4 mostra que 73% dos índices não utilizam dados provenientes da ACV enquanto 27% deles baseiam a aplicação da circularidade em informações advindas da ACV.

Alguns dados que podem ser provindos da ACV, por exemplo, dizem respeito aos benefícios ambientais obtidos com a reciclagem de um produto, relacionando-os ao uso de recursos virgens em comparação à matéria-prima reciclada, expressando os encargos ambientais calculados por meio da ACV.

**Figura 4 - Resultado da análise qualitativa para o terceiro critério.**



Resultados da análise dos 66 índices de circularidade selecionados mostraram que aproximadamente 56% dos índices mencionam a ACV como ferramenta com potencial para complementar os estudos de economia circular.

Para alguns especialistas, a ACV pode fornecer métricas para o desenvolvimento de soluções

circulares com o melhor desempenho ambiental, isto é, as duas ferramentas convergem para identificar pontos críticos nos quais a economia circular deve ser aplicada (QUANTIS, 2017). Uma representação desse conceito está resumidamente expressa na Figura 5.

A ACV pode ser utilizada na verificação e identificação das etapas em que a circularidade pode ser aplicada para reduzir os impactos. Muitas empresas têm focado os esforços em identificar estes gargalos e substituir insumos menos sustentáveis ambientalmente, reduzir desperdícios e incluir a reciclagem e reutilização nas etapas produtivas, assumindo o compromisso de aumentar a circularidade e minimizar a carga ambiental (C2C, 2014; VBDO, 2015; BRACQUENÉ et al., 2020; NIERO & KALBAR, 2019; WALKER et al., 2018).

Além disso, a ACV também pode fornecer informações para comparação de diferentes cenários, nos quais algum recurso tenha sido reinserido (SILVA et al., 2020; COBO et al., 2018; LONCA et al., 2018). Para o índice de circularidade desenvolvido por Huysman et al. (2017), por exemplo, a ACV fornece dados utilizados para caracterizar os benefícios ambientais com base no impacto do consumo de recursos naturais provenientes de processos de tratamento de resíduos em comparação ao consumo evitado de matéria-prima virgem.

Apesar de mais da metade dos índices assumirem que há uma relação entre a economia circular e a ACV, apenas 27% deles utilizam

valores ou informações provenientes desta nos cálculos e análises de circularidade.

A grande maioria dos autores não afirma que os índices de circularidade podem substituir a ACV (94%). Outros autores alegam que os índices por eles elaborados poderiam substituí-la, uma vez que há uma grande dificuldade para coleta dos dados necessários e o método de abordagem da reciclagem nos softwares utilizados na ACV ainda é precário (DI MAIO & REM, 2015; VAN SCHAİK & REUTER, 2016).

Para Di Maio et al. (2017), o índice de circularidade que desenvolveram é melhor alinhado a políticas sociais, ambientais e econômicas, além de ser mais eficiente no que diz respeito à avaliação regional do uso de recursos e mais simples de calcular do que a ACV. Sendo assim, para estes autores, o índice teria potencial para substituir a ACV.

### Conclusão

A análise qualitativa dos índices de circularidade mostrou que é possível traçar um cenário de concomitância entre os dois métodos, levando ao desenvolvimento de uma metodologia mais robusta. Essa informação é corroborada com o fato de que 56% dos índices avaliados consideram o conceito de ACV como ferramenta importante para o estudo dos potenciais impactos ambientais. No entanto, apenas 27% deles utilizam dados oriundos desta, evidenciando que ainda é necessário

solucionar desafios técnicos e científicos para avanço na implementação da ACV na avaliação de estratégias de EC.

Além disso, há uma lacuna na implementação de uma metodologia padronizada de avaliação e métricas para a EC, a partir do reconhecimento de limitações na maneira como a ACV modela as matérias-primas e recursos, a qual geralmente ainda considera a economia linear como referência.

Recorrer à utilização da Avaliação do Ciclo de Vida permite às empresas comparar cenários de circularidade e selecionar aqueles que possuem o melhor desempenho ambiental, realçando que há complementaridade entre as duas ferramentas, na medida em que identificar os pontos críticos dos processos produtivos por meio da ACV permite que os esforços para inserir a economia circular sejam mais assertivos.

A ACV pode fornecer embasamento técnico-científico aos tomadores de decisão, auxiliando na avaliação de uma grande variedade de indicadores de impacto ambiental, destacando situações em que as ações de economia circular podem se concentrar e quais estratégias terão melhores resultados.

O uso de métricas de ACV permite o desenvolvimento de soluções de *design* que visam os produtos e etapas do ciclo de vida com os melhores resultados ambientais. A ACV oferece um escopo mais amplo, trazendo uma contribuição relativa à sustentabilidade

ambiental em todo seu contexto, enquanto os índices de circularidade são, em sua grande maioria, focados em melhorias na eficiência do uso de recursos em escalas menores.

A principal limitação ao uso da ACV de forma complementar à EC é a complexidade de realizar este estudo, uma que vez que são necessários muitos dados e os custos podem ser elevados. Por outro lado, ao avaliar o ciclo de vida em sua totalidade, é possível ter uma visão holística de todos os potenciais impactos do produto, levando a tomada de decisões mais adequadas para aquele contexto.

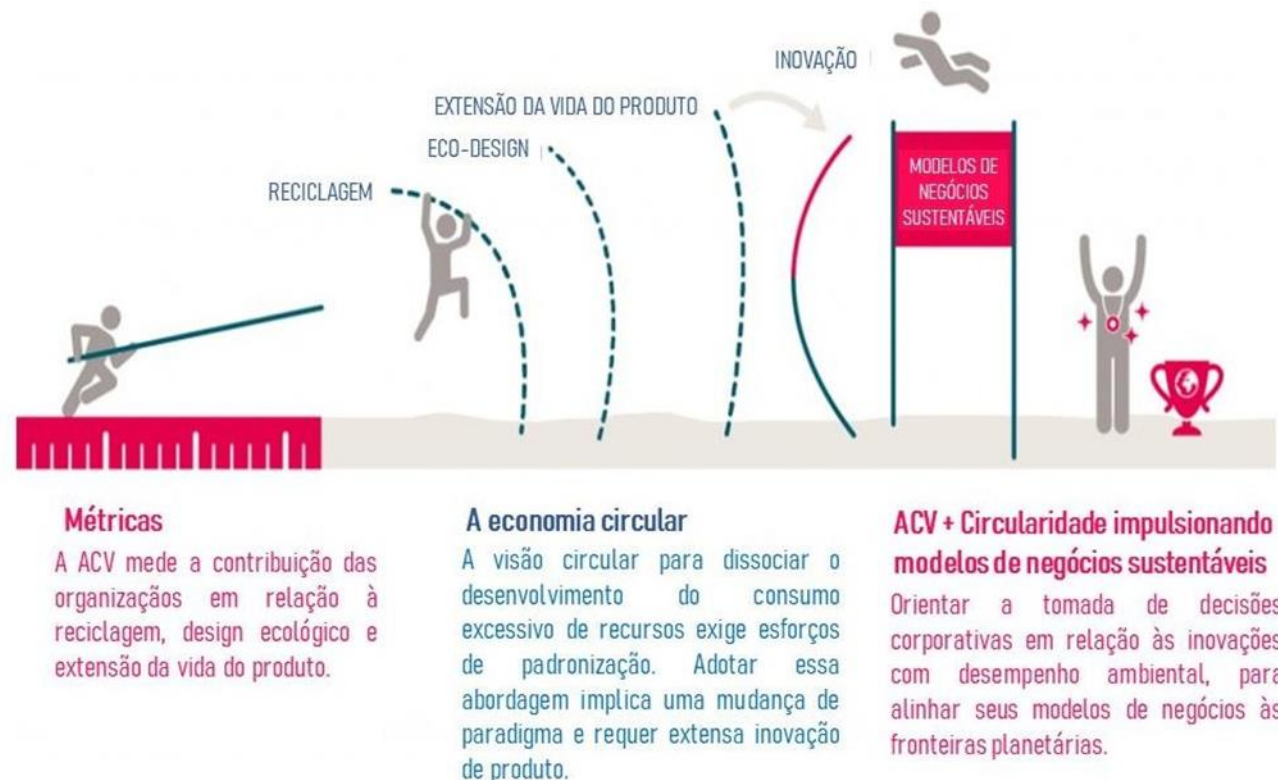
Também ainda há a necessidade da construção de um consenso na comunidade da ACV sobre terminologias relacionadas à economia circular e a promoção da aplicação da ACV na avaliação e planejamento de estratégias de EC, a qual demanda um envolvimento de toda a comunidade na concepção da abordagem, monitoramento e avaliação, bem como em coleta de dados.

### Agradecimentos

Agradecemos ao Centro de Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida – Gyro da UTFPR pela estrutura física e à CAPES pelo apoio financeiro para realização desta pesquisa.

**Figura 5 - Combinação da ACV e circularidade, aplicadas ao desenvolvimento de modelos de negócio.**

A combinação da Avaliação do Ciclo de Vida e da circularidade permite que as empresas identifiquem o que, quando e como focar seus esforços de circularidade



Fonte: traduzido de QUANTIS (2017).

## Referências bibliográficas

Bracquené, E., Dewulf, W., Duflou, J.R. 2020. Measuring the performance of more circular complex product supply chains. *Resources, Conservation and Recycling*, 154.

C2C. 2014. Impact study: Technical report - Pilot study impact study of the cradle to cradle certified products program, Cradle to Cradle Products Innovation Institute, Oakland, CA. Disponível em:

<[www.c2ccertified.org/impact-study](http://www.c2ccertified.org/impact-study)>. Acesso em 15 de dezembro de 2019.

Cobo, S., Dominguez-Ramos, A., Irabien, A. 2018. Trade-offs between nutrient circularity and environmental impacts in the management of organic waste. *Environmental Science and Technology*, 52(19), 10923-10933.

Di Maio, F., Rem, P.C. 2015. A robust indicator for promoting circular economy through recycling. *Journal of Environmental Protection*, 6, 1095-1104.

Di Maio, F., Rem, P.C., Baldé, K., Polder, M. 2017. Measuring resource efficiency and circular economy: A market value approach. *Resources, Conservation and Recycling*, 122, 163–171.

ELLEN MACARTHUR FOUNDATION, E. M. F. Circular Economy -

UK, USA, Europe, Asia & South America - The Ellen MacArthur Foundation. 2019. Disponível em:

<<https://www.ellenmacarthurfoundation.org/>>. Acesso em: 7 nov. 2019

Huysman, S., De Schaepmeester, J., Ragaert, K., Dewulf, J., De Meester, S., 2017. Performance indicators for a circular economy: a case study on post-industrial plastic waste. *Resour. Conserv. Recycl.* 120, 46–54.

Linder, M., Sarasini, S., van Loon, P. 2017. A Metric for Quantifying Product - Level Circularity. *Journal of Industrial Ecology*, 21, 545–558.

Lonca, G., Muggéo, R., Imbeault-Tétreault, H., Bernard, S., Margni, M. 2018. Does material circularity rhyme with environmental efficiency? Case studies on used tires. *Journal of Cleaner Production*, 183, 424-435.

NBR ISO. 14040: Avaliação do Ciclo de Vida: Princípios e Estrutura. Associação Brasileira de Normas Técnicas, [s. l.], v. 21, 2006.

Niero, M., Kalbar, P.P. 2019. Coupling material circularity indicators and life cycle based indicators: A proposal to advance the assessment of circular economy strategies at the product level. *Resources, Conservation and Recycling*, 140, 305-312.

QUANTIS. Measuring business performance in the circular economy. 2017. Disponível em: <<https://quantis-intl.com/measuring-circular-economy/>>. Acesso em: 4 fev. 2020

Saidani, M., Yannou, B., Leroy, Y., Cluzel, F., Kendall, A. 2019. A taxonomy of circular economy indicators. *Journal of Cleaner Production*, 207, 542-559.

Silva, F.A.D., Simioni, F.J., Hoff, D.N. 2020. Diagnosis of circular economy in the forest sector in southern Brazil. *Science of the Total Environment*, 706.

TIOSSI, F. M. Sustentabilidade e economia circular: uma proposta para integração de indicadores de circularidade em relatório de sustentabilidade. 2019. UNIMEP – Universidade Metodista de Piracicaba, SANTA BÁRBARA D'OESTE, 2019.

Van Schaik, A., Reuter, M.A. 2016. Recycling Indices Visualizing the Performance of the Circular Economy. *World of Metallurgy*, 69, 4.

VBDO. 2015. Circular Economy: Company Assessment Criteria. Utrecht, Netherlands.

Walker, S., Coleman, N., Hodgson, P., Collins, N., Brimacombe, L. 2018. Evaluating the Environmental Dimension of Material Efficiency Strategies Relating to the Circular Economy. *Sustainability*, 10, 666.

## Desempenho Ambiental do Concreto Geopolimérico: Uma Revisão

Luanne Bastos de Brito Barbosa <sup>1</sup>

Vinícius Almeida Coelho <sup>2</sup>

Matheus Gomes Martins <sup>3</sup>

Milena Borges dos Santos Cerqueira <sup>4</sup>

Adriano Souza Leão <sup>5</sup>

Francisco Gabriel Santos Silva <sup>6</sup>

<sup>1</sup> Mestrando pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PPEC) pela Universidade Federal da Bahia (UFBA) 1,2,3

<sup>2</sup> Doutoranda pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PPEC) pela Universidade Federal da Bahia (UFBA) 4

<sup>3</sup> Área de Meio Ambiente, Centro Universitário SENAI CIMATEC

<sup>4</sup> Professor permanente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PPEC) da Universidade Federal da Bahia (UFBA) 6

e-mail: lubastosp@gmail.com

### Resumo

A indústria da construção civil tem repercussões ambientais significativas. O setor é intensivo no consumo de recursos e emissão de gás de efeito estufa na produção de seus materiais, bem como na geração de resíduos e no consumo energético, nas fases de construção, operação e manutenção até a desconstrução. Há uma necessidade emergente por desenvolver materiais de menor impacto ambiental e mais duráveis. O cimento portland é o material de maior impacto dentre os constituintes de argamassas e Concreto Convencional (CC). Nesse cenário, o geopolímero tem se apresentado como um potencial substituto do cimento, apresentando desempenho mecânico semelhante ou mesmo superior, com menores impactos em sua fabricação. Neste artigo realizou-se uma revisão da literatura e bibliometria sobre os impactos ambientais do concreto geopolimérico frente ao concreto convencional. De acordo com a literatura consultada, o perfil ambiental Concreto Geopolimérico (CG) tem despertado cada vez mais atenção nos últimos anos. O CG possibilita a reutilização de resíduos industriais como cinzas volantes e escórias de alto forno, o que reduz sua pegada de carbono. A maior parte das pesquisas foi publicada em periódicos internacionais com

alto fator de impacto. O Brasil foi o país de filiação do primeiro autor com mais trabalhos. O CG apresentou menor potencial de impacto ambiental em comparação ao CC em mudança climática e demanda de energia.

**Palavras-chaves:** *Pensamento de Ciclo de Vida, Impacto Ambiental, Ecodesign, Mudança Climática, Eficiência Energética.*

### Introdução

O setor de construção é responsável por aproximadamente 40% do consumo mundial de energia, 33% das emissões de gases de efeito estufa, 30% do uso de matérias-primas, 25% da produção de resíduos sólidos, 25% do uso de água e 12% do uso da terra (TAM; SOOMRO; EVANGELISTA, 2018).

Percebe-se um movimento científico voltado para sustentabilidade no setor da construção civil, visando a conservação de recursos naturais, bem como minimização geração de resíduo e de emissões para o ambiente (HASSAN; ARIF; SHARIQ, 2019; DAL POZZO et al., 2019). Isso tem sido materializado, da academia para indústria da construção, pelo desenvolvimento de técnicas, equipamentos e materiais com melhor perfil ambiental.

Um desses materiais é o geopolímero, introduzido em 1970 pelo cientista e engenheiro francês Joseph Davidovits (KAROZOU et al., 2019). O Concreto Geopolimérico (CG) é preparado pela mistura de uma solução alcalina ativadora, materiais fontes de aluminossilicato, os agregados miúdo e graúdo e água. Podem ser utilizados hidróxidos de metais ou alcalinos, sais

de ácidos e silicatos como solução ativadora. No que diz respeito aos precursores, são usualmente empregadas cinzas volantes e escória de alto-forno, que são subprodutos da queima de carvão em termelétricas e da fabricação do ferro gusa, respectivamente, e o metacaulim, produto da calcinação da metacaulinita (PROVIS; BERNAL, 2014).

O concreto geopolimérico pode alcançar alta resistência inicial em poucas horas. Por exemplo, é possível atingir, em apenas 4 horas, a resistência que um Concreto Convencional (CC) de Cimento Portland (CP) atingiria aos 28 dias (DAVIDOVITS, 2008). Ainda segundo o autor, o CG pode ser considerado limpo, “verde” e emite até 80% menos CO<sub>2</sub> em sua produção do que o CC, sendo considerado o mais seguro e indicado para casos que envolvam a contenção de resíduos tóxicos ou nucleares. O CG é um material inorgânico, estável em temperaturas até 1250 °C e não - inflamável (TORGAL; JALALI, 2010). Além disso, possui longa vida útil, característica crucial para a boa durabilidade (HASSAN; ARIF; SHARIQ, 2019).

O desenvolvimento de produtos com menores cargas ambientais associadas tanto na construção civil e como em outros setores pode ser apoiado pela abordagem do *ecodesign*. Van Johansson (2002) e Van Weenen (1995) definem o *ecodesign* como uma abordagem de gestão ambiental com proatividade que diz respeito a ações tomadas no desenvolvimento de um determinado produto, as quais são direcionadas à diminuição dos impactos ambientais durante

todo o seu ciclo de vida, sem afetar seu desempenho.

Dentro de uma mesma ótica, mas na perspectiva de mercado, a economia circular aponta para um novo modelo econômico ou de negócio, cujos materiais e recursos devem ser pensados e produzidos para circular de forma eficiente por toda a cadeia produtiva, sendo mantidos pelo máximo de tempo nos níveis mais nobres de seu potencial aplicação (BARBOZA et al., 2019).

A Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) é uma técnica usada para mensurar os potenciais impactos inerentes a um produto, incluindo desde a extração das matérias-primas da natureza, passando pelas etapas de transporte, manufatura, distribuição, uso, reciclagem, até a disposição final (BORGES et al., 2014). A ACV tem sido usada como ferramenta quantitativa apoiando demais abordagens como *ecodesign* e economia circular.

Essas ferramentas tem sido empregadas para estudar o desempenho ambiental de produtos e serviços industriais. Uma das formas de estudar a produção científica nesse tema é por meio de revisões da literatura e bibliométricas. Uma revisão sistemática da literatura visa majoritariamente a buscar, analisar e sintetizar evidências científicas concernentes à um assunto dentro de um campo de pesquisa específico (NIAZI, 2015). A pesquisa bibliométrica envolve a análise quantitativa observacional de um corpo de literatura.

O objetivo deste artigo foi levantar evidências científicas sobre o desempenho ambiental do CG e identificar os principais fatores associados a partir de uma breve revisão sistemática da literatura e bibliométrica.

### Metodologia

Delimitou-se esta revisão em apenas um repositório científico (base de dados), o Scopus da Elsevier, escolhido por ser um repositório abrangente e relevante no campo das engenharias. O período considerado na busca foi de 2014 a 2020.

Foram usadas diferentes combinações de descritores em inglês ligados por operadores *booleanos* como “AND” e “OR”. Como critérios de seleção foram adotadas: artigos revisados por pares; avaliação ambiental além da usual abordagem acerca das propriedades mecânicas do material; remoção de trabalhos duplicados; análise de aderência de título, resumo e palavras-chaves. Após esse processo, permaneceram apenas os trabalhos de maior aderência e relevância ao desempenho ambiental do CG, cujo conteúdo foi analisado e discutido.

Gerou-se um mapa bibliométrico pelo software VOSviewer<sup>®</sup>, cujas representações gráficas revelaram interconexões entre os assuntos mais mencionados. A construção do mapa é baseada na quantidade de ocorrências dos termos de um conjunto de publicações, na existência da interligação entre esses termos e na intensidade dessas ligações.

### Resultados e Discussão

A Tabela 1 apresenta a combinação de descritores e a quantidade correspondente de artigos encontrados.

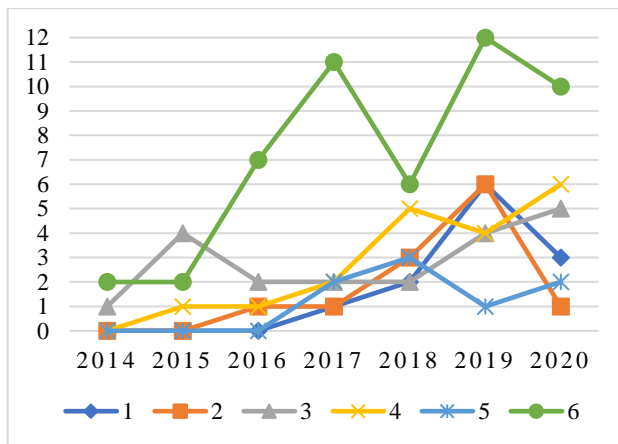
Tabela 1: Termos de pesquisa

Item	String	Quantidade de Artigos
[1]	“geopolymer” AND “circular economy”	12
[2]	“geopolymer concrete” AND “carbon emission”	12
[3]	“geopolymer concrete” AND “carbon footprint”	20
[4]	“geopolymer” AND “(life cycle assessment” OR LCA)	18
[5]	“geopolymer concrete” AND “sustainable material”	8
[6]	“geopolymer concrete” AND “eco-friendly”	50
<b>Subtotal</b>		<b>120</b>
Duplicados		19
Fora do tema		80
<b>Amostra final</b>		<b>21</b>

Encontrou-se uma amostra contendo 120 artigos, entretanto, após aplicação dos critérios de inclusão/exclusão, foram excluídos da revisão 67% (80 artigos) por não tratarem especificamente do tema. Dessa amostra, 15,8% (19 artigos) eram duplicados devido a busca por *strings* diferentes. A amostra final foi de apenas 17,2% da amostra inicial, restando 21 artigos.

Para a *string* [5], que representa a combinação de CG como parte da economia circular, foram encontrados apenas 8 trabalhos. Com os descritores do item [6] foram encontrados 50 artigos, cerca de 6 vezes mais. Para as outras combinações, foram encontrados entre 12 e 20 trabalhos. A maior parte das publicações excluídas na seleção tratava exclusivamente do desempenho físico-mecânico do CG, sem que se abordasse o desempenho ambiental. Aqueles artigos que compuseram a amostra final, contemplaram pelo menos alguma das seguintes abordagens: análise de impacto ambiental, ACV, emissão direta de CO<sub>2</sub>, ou custo do ciclo de vida.

**Figura 1: Quantidade de publicações por ano por conjunto de descritores (*string*)**

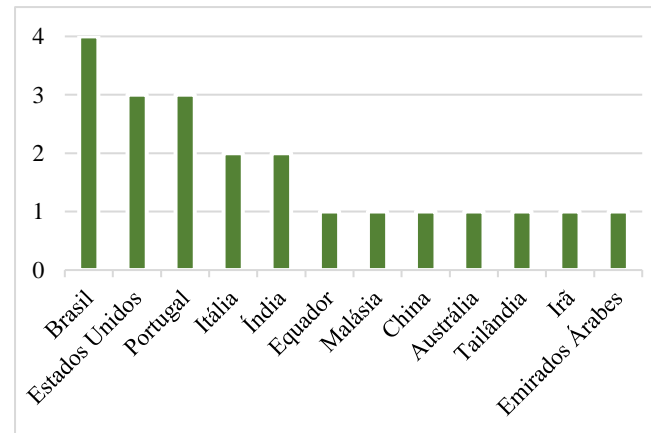


É notório que o interesse pelo desempenho ambiental do concreto geopolimérico vem aumentando sensivelmente nos últimos anos. A Figura 1 apresenta a quantidade de publicações, por ano, para cada combinação de descritores.

A *string* [1] retornou trabalhos contendo a expressão economia circular a partir de 2017, em 1 única publicação. Posteriormente, 2 publicações em 2018, e 6 em 2019. Até julho de 2020, foram encontrados 3 artigos contendo essa expressão em título, resumo ou palavras-chave.

A combinação e descritores do item [6] destacou-se em quantidade de trabalhos encontrados. Em 2014 e 2015, encontrou-se 2 artigos para ambos os anos. Entretanto, houve um aumento de cerca de 82% entre 2015 e 2017. Em 2018 ocorreu uma diminuição significativa, com apenas 6 artigos, seguida de um aumento de 50% em 2019. Até julho de 2020 já haviam sido publicados 6 novos artigos no repositório.

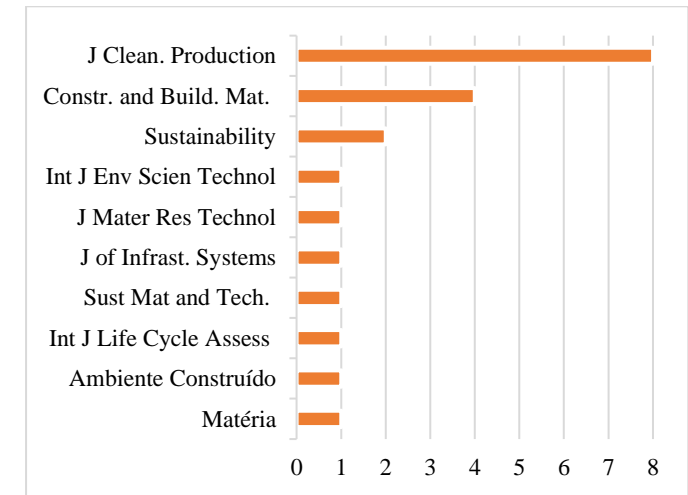
**Figura 2: Quantidade de publicações por país de filiação do primeiro autor**



A fim de entender o interesse pelo tema em função da região, compilou-se na Figura 2 a quantidade de publicações por país de filiação do

primeiro autor. Em destaque, o Brasil com 4 trabalhos, seguido dos Estados Unidos e de Portugal com 3 artigos. Exceto por Itália e Índia, os demais países só tiveram 1 trabalho associado. Países asiáticos também tiveram contribuições.

**Figura 3: Revistas das publicações**



A Figura 3 mostra que os trabalhos aderentes foram encontrados em 10 periódicos, dos quais 80 % são internacionais. Verificou-se o fator de impacto de 2019 através do indicador *SCImago Journal Rank* (SJR) dos 2 principais periódicos. Mais do que um terço da amostra (38%) foi publicada no *Journal Cleaner Production* (SJR 1,89), bem como o *Construction and Building Materials* (SJR 1,49), no qual foram encontrados 4 trabalhos. Apenas uma revista teve 2 publicações, a *Sustainability*, também de alto fator de impacto. As demais revistas tiveram 1 trabalho recuperado nesta pesquisa.





devido à utilização de combustíveis fósseis que queimam nos fornos (GCCA, 2017).

No Brasil, a demanda média de eletricidade em 2017 foi de cerca de 108 kWh de e emissão de 585 kg de CO<sub>2</sub>-e por tonelada de cimento produzido; no mundo, a demanda de eletricidade anual foi de  $6,7 \cdot 10^7$  MWh e emissão bruta de  $5,3 \cdot 10^8$  toneladas de CO<sub>2</sub>-e (GCCA, 2017).

No que se refere ao CG, a produção do hidróxido de sódio (NaOH), para o silicato de sódio (Na<sub>2</sub>SiO<sub>3</sub>), é o fluxo mais relevante em pegada de carbono e energia. Para produção de 1 kg de NaOH, demanda-se em torno de 8,75 MJ de energia acumulada e emite-se 1,92 kg de CO<sub>2</sub>-e (BHARDWAJ; KUMAR, 2019; ZANNERNI; FATTAH; AL-TAMIMI, 2020).

Os resultados mostram que quando uma mistura de cinzas volantes e sílica ativa (ambos resíduos industriais) é utilizada como precursor para produção de geopolímeros, será possível reduzir a quantidade de silicato alcalino necessário, melhorando assim o desempenho ambiental (BHARDWAJ; KUMAR, 2019).

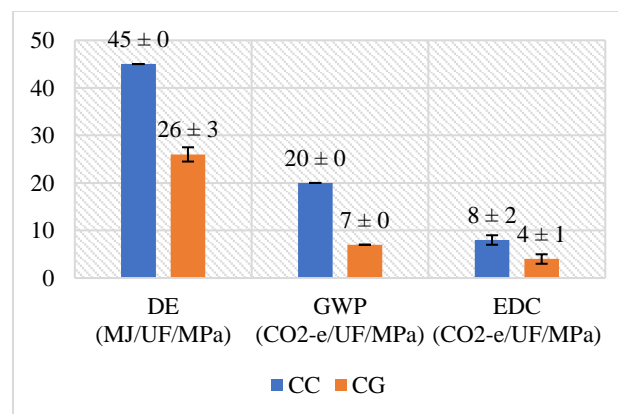
Espera-se que em 2030, a produção global de CP atinja números ainda maiores, o que certamente contribuirá na redução de impactos relativos ao uso de concreto (SCRIVENER; JOHN; GARTNER, 2018). Cerca de 7% da emissão de gás de efeito estufa (GEE) na construção civil é proveniente da produção do cimento (KAROZOU et al., 2019; REIG et al., 2017). Portanto reduzir seu consumo e substituí-lo por material de menor carga ambiental é uma medida

efetiva para melhoria do desempenho ambiental do setor.

Uma das abordagens para reduzir impacto ambiental do concreto é utilizar cimento com substituição de clínquer por subprodutos industriais, além de priorizar a substituição de materiais virgens por substitutos reciclados ou sintetizados (BLANKENDAAL, SCHUUR, VOORDIJK, 2014).

A partir dessa amostra da literatura, avaliou-se os impactos dos concretos considerando também a característica mecânica (*fck*) resultante dos diferentes traços através de um indicador com unidade: CI/UF/MPa (Figura 5). Nessa comparação pelo *fck*, o CG apresentou impacto significativamente menor do que o CC nas 3 CIs, mesmo considerando a limitada amostra de resultados e sua variabilidade (incerteza expandida).

**Figura 5: Magnitude e incerteza de impacto dos concretos analisados na literatura por UF por MPa**



## Considerações finais

A maior parte das pesquisas publicadas sobre o Concreto Geopolimérico (CG) estiveram focadas em suas propriedades mecânicas. De todo modo, observou-se um aumento pelo interesse no seu perfil ambiental nos últimos anos.

Embora tenham sido encontrados cerca de 100 trabalhos contendo os descritores (em inglês): projeto para o meio ambiente, amigável ao meio ambiente, pegada de carbono, economia circular e ACV, associados ao CG, apenas 21 apresentaram aderência com o tema de pesquisa.

A maior parte da amostra final foi publicada em periódicos internacionais com alto fator de impacto, indicando interesse pelo perfil ambiental do CG e sua relevância. O país de filiação do primeiro autor com maior quantidade de trabalhos foi o Brasil, seguido de Estados Unidos e Portugal. O uso de materiais secundários, como resíduos de outros industriais, esteve associado ao traço do CG.

A principal fonte de pegada de carbono e energia do CG está na fabricação de hidróxido de sódio, que dá origem ao silicato de sódio do geopolímero. De todo modo, na comparação com o Concreto Convencional (CC) a base de cimento portland, o CG apresentou menores impactos ambientais nessas categorias.

## Referências bibliográficas

- Albitar, M. et al. *Constr. and Build. Mat.* (2017). <http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2017.01.056>.
- Assi, L. et al. *J. Clean. Prod.* (2018). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.07.123>.
- Bajpai, R. et al. *J. Clean. Prod.* (2020). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120147>.
- Barboza, D. V. et al. *Research, Society and Development* (2019). <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v8i7.1102>.
- Bhardwaj, B. e Kumar, P. *Constr. and Build. Mat.* (2019). <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2019.03.107>.
- Blankendaal, T. Schuur, P. Voordijk, H. J. *J. Clean. Prod.* (2014). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.10.012>.
- Borchardt, M. et al. (2008) Considerações sobre ecodesign: um estudo de caso na indústria eletrônica automotiva. *Ambiente & Sociedade, Campinas*, v. 11 , n. 2, p.341-353.
- Borges, P. H. R. et al. *Ambiente Construído.* (2014). <http://dx.doi.org/10.1590/S1678-86212014000200011>.
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Ecodesign. Disponível em: <<https://www.mma.gov.br/informma/item/7654-ecodesign.html>>. Acesso em: 02 fev. 2020.
- Cunningham, Patrick R. e Miller, S. J of *Infrast. Systems.* (2020). [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)IS.1943-555X.0000556](https://doi.org/10.1061/(ASCE)IS.1943-555X.0000556).
- Dal Pozzo et al. *Int J Life Cycle Assess* (2019). <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01603-z>.
- Davidovits, J. (2008) *Geopolymer chemistry and applications*. 2nd edition, Geopolymer Institute.
- GCCA. (2017) *Global Cement and Concrete Association. GNR Project Reporting Emissions CO2. GNR Project Management Committee.*
- Gomes et al. *Materia.* (2019) <https://doi.org/10.1590/S1517-707620190004.0850>.
- Habert, G. et al. *Cement Concrete Research.* (2011). <https://doi.org/10.1016/j.cemconres.2009.09.031>.
- Hassan, A.; Arif, M.; Shariq, M. J. *J. Clean. Prod.* (2019). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.03.051>.
- Islam et al. *Constr. and Build. Mat.* (2015) <http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2015.10.026>.
- Karozou et al. *Constr. and Build. Mat.* (2019) <http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2019.03.244>.
- Kheradmand, M.; Abdollahnejad, Z.; Pacheco-Torgal, F. *The Open Civil Eng. J.* (2018). <http://dx.doi.org/10.2174/1874149501812010167>.
- Messina et al. *Composites Part B: Engineering.* (2018) <https://doi.org/10.1016/j.compositesb.2017.08>.
- Niazi, M. *Arab. J. for Sci. and Eng.* (2015). <https://doi.org/10.1007/s13369-015-1586-0>.
- Provis, J. L. e Bernal, S. A. *Annual Review of Materials Research.* (2014). 10.1146/annurev-matsci-070813-113515.
- Provis, J. L.; Palomo, A.; Shi, C. *Cement and Concrete Research.* (2015). <https://doi.org/10.1016/j.cemconres.2015.04.013>.
- Provis, J. L. e van Deventer, J. S. J. (2009) *Introduction to geopolymers. In: Geopolymers: structure, processing, properties and industrial applications.* 1° Ed. 454 f. Woodhead Publishing Limited, Abington Hall, Cambridge, Reino Unido.
- Salas, D. A. et al. *Constr. and Build. Mat.* (2018) <http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2018.09.123>.
- Scrivener, K. L.; John, V. M.; Gartner, E. M. *Cement and Concrete Research.* (2018). <https://doi.org/10.1016/j.cemconres.2018.03.015>
- Reig, L. et al. *Ceramics International.* (2017). <https://doi.org/10.1016/j.ceramint.2017.07.072>.
- Tam, V. W.; Soomro, M.; Evangelista, A. C. J. *Constr. and Build. Mat.* (2018). <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2018.03.240>.
- Torgal, F. P. e Jalali, S. (2010) *Ligantes obtidos por activação alcalina.* Universidade do Minho. Ed. Publídica, ISBN: 978-989-95961-4-6, p. 153.
- Van Johansson, G. (2002) *Success factor for integration of Ecodesign in product development: A review of state of the art.* In: *Environmental Management and Health*, Vol 13. 98-107.
- Van Weenen, J.C. (1995) *Towards sustainable product development.* J. Clean. Prod., Amsterdam, v.3, n.1/2, p.95-100.
- Xie et al. *Constr. and Build. Mat.* (2019). <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2019.07.311>.
- Zannerni, G. M.; Fattah, K. P.; Al-Tamimi, A. K. *Sustainable Mat and Tech.* (2020). <https://doi.org/10.1016/j.susmat.2019.e00131>.

## Sustentabilidade ambiental de diferentes opções de higiene menstrual

Mayra Oliveira Arcoverde<sup>1</sup>

Elaine Aparecida da Silva<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal do Piauí

<sup>2</sup>Departamento de Recursos Hídricos, Geotecnia e Saneamento Ambiental, Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal do Piauí  
verdemayra@gmail.com

### Resumo

Durante muito tempo, a sociedade não tratava abertamente sobre a menstruação. Os preconceitos que envolvem o assunto dificultavam, por exemplo, a discussão sobre os métodos de higiene menstrual e, conseqüentemente, a sua relação com saúde e impacto ambiental. Contudo, para que a menstruação não se torne um impeditivo na vida de mulheres, é necessária a utilização de algum método de higiene para contenção do fluxo menstrual, possibilitando a realização das suas atividades, normalmente, nesse período. Há vários produtos com esta finalidade, que podem ser classificados em descartáveis ou reutilizáveis, internos ou externos. Entre as alternativas, podem-se mencionar os absorventes externos descartáveis, absorventes internos descartáveis, coletores menstruais, calcinhas menstruais, absorventes reutilizáveis, entre outros. Este artigo tem o objetivo de discutir sobre duas opções de produtos menstruais e suas relações com a sustentabilidade ambiental, baseando-se em informações divulgadas nos sites dos fabricantes dos produtos e em estudos publicados de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) sobre o conteúdo. Assim, foram acessados os dados declarados pelos fabricantes e realizada uma pesquisa em base de dados científicas. A pesquisa permitiu verificar que os coletores menstruais são, em sua maioria, fabricados a partir de silicone medicinal e podem ser utilizados em um período de três a dez anos. Já os absorventes externos descartáveis são fabricados de materiais diversos, sintéticos ou orgânicos. Além disso, grande parte dos

sites dos fabricantes de coletores faz apelo à sustentabilidade ambiental, utilizando como argumento a durabilidade do seu produto, sem apontar o consumo de água necessário na higienização adequada para sua reutilização. Verificou-se, ainda, que as marcas de absorventes fabricados com matéria-prima orgânica tendem a divulgar a composição do produto e associar essa informação à sustentabilidade ambiental. Ademais, averiguou-se que, apesar do crescente interesse sobre o tema ACV, ainda são poucos os trabalhos que tratam de produtos de higiene menstrual nessa perspectiva.

**Palavras-chaves:** menstruação, impacto ambiental, absorvente descartável, coletor menstrual, ciclo de vida do produto.

### Introdução

A menstruação, muitas vezes, é vista como um motivo de desconforto individual e social, um sentimento que prevalece na cultura popular, apesar de já se observar uma mudança, principalmente, por conta da influência das redes sociais. Os preconceitos que envolvem o assunto dificultam a discussão sobre os produtos de higiene menstrual e as alternativas mais saudáveis e sustentáveis (PEBERDY, JONES e GREEN, 2019).

Diversos são os produtos de higiene menstrual utilizados, variando de acordo com cada cultura e condições socioeconômicas. Alguns dos produtos são: absorventes externos descartáveis, absorventes internos (tampões) descartáveis com ou sem aplicadores, coletores menstruais, calcinhas absorventes, absorventes de pano reutilizáveis, entre outros.

A cada dia, os problemas ambientais advindos do nosso estilo de vida são mais notórios. Antes não percebidos ou negligenciados, na atualidade, essa notoriedade tem causado um desconforto por aqueles que já entenderam que é possível fazer escolhas mais sustentáveis ambientalmente. Isso se aplica, também, aos produtos utilizados na higiene menstrual.

Com isso, mostra-se necessário o conhecimento sobre produtos de higiene menstrual, abordando-os sobre uma perspectiva ambiental, para que seja possível entender quais são os métodos disponíveis e quais impactos ambientais estão envolvidos em seus processos de produção, consumo e descarte. Assim, será possível propiciar uma perspectiva da sustentabilidade ambiental desses produtos, o que poderá influenciar a escolha pela consumidora final.

Este estudo tem o objetivo de identificar duas diferentes opções de produtos menstruais e suas correspondências com a sustentabilidade ambiental, fundamentando-se em informações divulgadas pelas marcas através de seus sites e em pesquisas sobre a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) desses produtos. Para isso, foi selecionado um produto reutilizável (coletor menstrual) e um descartável (absorvente externo descartável).

Estes dois produtos foram escolhidos para esta pesquisa pela maior quantidade de sites identificados em relação aos demais tipos de produto com a mesma finalidade e por suas

diferentes caracterizações, em reutilizável e de uso único.

### Metodologia

Primeiramente, foi realizada uma pesquisa exploratória dos sites de marcas de dois dos principais produtos de higiene menstrual: absorvente descartável externo e coletor menstrual. Para isso, fez-se uma busca no *Google*, utilizando-se termos como, por exemplo, “marcas de absorvente descartável externo”, “marcas de coletor menstrual”, “*sanitary pads brands*”, “*menstrual cup brands*”, “*marcas de toallas menstruales*” e “*marcas de copas menstruales*”. Depois, foram verificadas informações como o país origem das empresas fabricantes, o ano de criação e a composição do produto.

Em seguida, foram levantados outros aspectos que são importantes quando se trata de sustentabilidade ambiental, como consumo de água, produção de resíduos, vida útil do produto e descarte. Os sites foram então avaliados de acordo com as seguintes categorias: composição do produto, vida útil, duração de uso, produção de resíduos, consumo de água e descarte (Quadro 1).

Vale ressaltar que as categorias “vida útil do produto” e “duração de uso” coincidem para produtos descartáveis, não havendo necessidade de classificação nas duas, portanto, foram avaliados somente em “duração de uso”. Porém, é preciso haver diferenciação das duas

categorias em produtos reutilizáveis, os quais o momento da troca não é o mesmo do descarte.

**Quadro 1: Categorias de análise ambiental sobre os fabricantes de produtos de higiene menstrual**

CATEGORIA	O QUE SE BUSCA
<b>Composição do produto</b>	O fabricante revela, mesmo que de maneira geral, quais matérias-primas utilizadas para a confecção do produto.
<b>Vida útil</b>	Site indica por quanto tempo o produto pode ser utilizado antes de ser descartado.
<b>Instruções de uso</b>	Fabricante demonstra, de alguma forma, como o produto deve ser utilizado pela consumidora.
<b>Duração de uso</b>	Fabricante revela por quanto tempo a usuária pode utilizar o produto, antes que seja preciso fazer a troca do mesmo.
<b>Produção de resíduos</b>	Fabricante revela alguma preocupação ambiental com os resíduos gerados pelo consumo e descarte de seu produto, ou até mesmo durante a produção. Ainda, a marca se declara menos geradora de resíduos do que as de outros produtos de higiene menstrual.
<b>Consumo de água</b>	Fabricante anuncia a quantidade de água necessária durante o uso do seu produto pela consumidora ou em seu processo de fabricação. Também, se o produto é anunciado como tendo menos necessidade de consumo de água do que seus concorrentes.
<b>Descarte</b>	Site revela a forma que o produto deve ser descartado.

Além disso, foi realizada pesquisa bibliográfica por meio de buscas na base de dados científica Scopus, utilizando-se a associação entre os dois métodos de higiene menstrual selecionados, “*menstrual cup*” e “*disposable sanitary pad*”, com os temas *environment*, “*environmental impact*” e “*life cycle assessment*” para embasar a discussão acerca do que foi exposto nos sites pelas empresas fabricantes dos dois produtos.

Com isso, foi realizada uma análise crítica a fim de identificar se havia alguma associação entre o impacto e o estágio do ciclo de vida dos produtos pesquisados. Ademais, buscou-se informações relacionadas às categorias pesquisadas nos sites a fim de confrontar com as disponibilizadas pelos fabricantes.

### Resultados e discussão

Em consulta realizada na base de dados Scopus, após a combinação dos termos, anteriormente referidos, foram encontrados 20 trabalhos, sendo que apenas 10% deles tratam da ACV de produtos de higiene menstrual, um sobre a ACV de produtos de higiene menstrual e outro sobre ACV social da produção de absorventes descartáveis. A maioria (45%) dos trabalhos encontrados são da área de saúde, 30% sobre higiene menstrual em escolas e 15% análises de mercado; não tratando, portanto, do assunto abordado neste estudo.

Após a consulta, foram selecionados os artigos que tratam sobre ACV, sustentabilidade e questões ambientais de absorventes descartáveis e coletores menstruais, e que puderam ser

relacionados às categorias elaboradas a partir dos dados encontrados nos sites dos fabricantes desses produtos.

Os artigos escolhidos tratam especificamente do uso, aceitabilidade e segurança do coletor menstrual (EIJK et al., 2019); gerenciamento da higiene menstrual e desperdício (ELLEDEGE et al., 2018); avaliação do ciclo de vida de produtos menstruais, comparando produto menstrual reutilizável e descartável (HAIT e POWERS, 2019); e impactos ambientais de produtos menstruais, escolha de consumo e sustentabilidade (PEBERDY, JONES e GREEN, 2019).

Além disso, foram avaliados vinte e dois sites de marcas de coletores menstruais, sendo seis empresas de origem europeia (Alemanha, Espanha, Países Baixos, República Checa e Suécia), seis da América do Norte (Canadá e Estados Unidos da América), seis da América do Sul (Brasil), duas da África (África do Sul e Nigéria), uma da Ásia (Índia) e uma da Oceania (Nova Zelândia).

A marcas analisadas foram: Aneer Care Woman, Anytime, Cora Life, Diva cup, Dutches Cup, Ecoabs Menstruação Sustentável, Everteen, Fleurcup, Fleurity, Holycup, Inciclo, Intimina, Korui, Lena, Luv ur body, Me Luna, Mia Cup, Oi, Ruby Cup, Venus Cup, Violeta Cup e Yuuki Cup.

A produção de coletores, pelas empresas pesquisadas, teve início entre os anos 2003 e

2017, porém algumas delas não disponibilizam essa informação.

Todas as empresas de coletores menstruais analisadas revelam em seus sites a composição do produto. Verificou-se que 90,90% das marcas utilizam silicone medicinal, que é um material inerte, como matéria-prima e 9,09% confeccionam seus coletores com elastômero termoplástico.

Após ser patenteado, em 1935, o coletor menstrual, que inicialmente era feito de borracha, parou de ser fabricado, por conta da demanda pelo material durante a Segunda Guerra Mundial. Porém, a disponibilidade de silicone para uso medicinal no século XXI causou uma reformulação deste produto com o potencial de atender mais clientes (HAIT e POWERS, 2019), assim, na atualidade, como se poder perceber através das consultas aos sites das marcas, a maioria dos coletores menstruais tem como matéria-prima o silicone medicinal.

Observou-se que 27,27% das empresas de coletores menstruais não declararam, em seus sites, qual a vida útil de seu produto. 18,18% dos sites apontam apenas “anos”, sem indicar exatamente por quanto tempo o artefato pode ser utilizado. As demais declaram prazos entre três e dez anos.

As empresas não expõem a metodologia utilizada para a definição da vida útil do coletor menstrual. Além disso, não foi encontrada relação entre o tipo de matéria-prima e a vida útil divulgada.

A maioria das marcas traz as instruções de uso, mostrando como o coletor deve ser inserido e retirado do canal vaginal, sendo que apenas 9,09% das empresas não apresentam essas informações.

Quanto à duração de uso, que é o tempo máximo que a pessoa pode permanecer com o coletor no corpo, antes de realizar a limpeza e recolocação, somente 9,09% das empresas não mostraram essa informação. Todas as demais apontam o tempo de uso entre oito e doze horas.

Segundo Eijk et al. (2019), em estudo de revisão sistemática acerca de pesquisas sobre o coletor menstrual, o produto deve ser inserido no canal vaginal para que o sangue seja coletado no recipiente, devendo ser esvaziado a cada quatro a doze horas, dependendo do fluxo menstrual e do tamanho do coletor.

No item “produção de resíduo”, apenas uma empresa (4,54%) não traz qualquer informação. Todas as demais citam de alguma forma, como o coletor menstrual gera menos resíduos por ser reutilizável, muitas até mesmo comparando quantitativamente com o uso de produtos descartáveis como os absorventes.

Somente a empresa Intimina aponta informações sobre o consumo de água, apenas citando que a sua fábrica refinou os processos de produção, reduzindo o uso de materiais, energia e água (INTIMINA, 2020).

Segundo Hait e Powers (2019), o coletor deve ser retirado pelo menos a cada doze horas para a retirada do fluxo menstrual e lavado antes de ser

recolocado, usando-se em média 620 ml de água para cada lavagem. Assim, durante toda a vida útil do produto, considerando-se dez anos, usa-se 750 litros de água para a lavagem do coletor. Entre os ciclos, o produto deve ser colocado em água fervente antes de ser usado novamente. Contudo, as pesquisadoras não incluíram a água da fervura em sua análise.

Isso nos leva a questionar se é possível o uso deste produto em regiões com escassez de água ou falta de garantia da qualidade deste recurso, já que a higienização inadequada pode gerar riscos à saúde. Enquanto que um produto descartável, que é eliminado após a utilização, não necessita de água para limpeza antes e/ou depois do consumo.

Na categoria “descarte”, 18,18% das empresas declaram algo sobre o tema, como, por exemplo, a empresa Anytime, que afirma que o coletor pode ser descartado junto com os resíduos domésticos (ANYTIME, 2020). As demais marcas não citam o assunto.

Foram explorados vinte sites de marcas de absorventes externos descartáveis, sete delas com origem na América do Sul (Brasil), sete na América do Norte (Estados Unidos da América), quatro na Europa (Espanha, Itália, Reino Unido e Suécia), uma na Ásia (Índia) e uma na Oceania (Nova Zelândia).

As marcas analisadas foram: Always, Ausonia, Cora Life, Delicacy, Deluxe, Diana, Emerita, Everteen, Intimus, Kotex, Libresse, Natracare,

Oi, Organyc, Rael, Sempre Livre, Seventh Generation, Stay Free, Sym e Veeda.

As empresas tiveram início de atividades entre os anos 1920 e 2015, porém algumas não trazem essa informação.

Em análise aos sites, constatou-se que 55% das marcas revelaram a composição do produto ou pelo menos citaram alguns dos materiais principais. Ademais, observou-se que das marcas que revelam a composição do produto em seus sites, mais da metade afirmam utilizar matéria-prima total ou parcialmente orgânica e/ou natural, dando enfoque para esse diferencial.

No Brasil, esses produtos são regulados pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), que determina que os absorventes descartáveis externos deverão ser compostos de fibras de algodão hidrófilo e/ou outros materiais absorventes que não contenham quaisquer ingredientes farmacologicamente ativos, podendo ainda conter ingredientes como fragrâncias e inibidores de odores. Ainda na mesma norma, a ANVISA institui que a rotulagem de produtos descartáveis deve conter, entre outros itens, a composição do produto e as instruções de uso (BRASIL, 2017).

Quanto às instruções de uso, apenas uma marca (Sempre Livre) trouxe explicitamente em seu site a descrição de como o produto deve ser manuseado para seu uso. O motivo da falta de informações sobre esse tópico pode ser pela

popularidade do produto, sendo de conhecimento geral o seu modo de utilização.

Na categoria “duração de uso”, 75% dos sites não trazem a informação, enquanto os demais citam tempos entre quatro a dez horas, dependendo do fluxo menstrual da usuária.

No item “produção de resíduos”, 45% das marcas não fazem qualquer menção ao assunto. 25% dos sites alegaram a preocupação com o tema no processo de fabricação, afirmando, por exemplo, possuir Sistema de Gestão Ambiental. E 30% das empresas menciona utilizar materiais total ou parcialmente orgânicos e/ou naturais, gerando resíduos biodegradáveis, o que as difere das demais marcas, cuja matéria-prima é sintética.

Segundo Hait e Powers (2019), os absorventes modernos utilizam materiais superabsorventes, que levaram a uma grande redução de seu peso, isso causou, nas últimas décadas, uma redução substancial na quantidade de resíduos e no seu impacto geral.

Um total de 90% dos sites não menciona o tema “consumo de água”. Apenas duas marcas (Deluxe e Diana) trazem alguma citação sobre esse recurso. As duas são geridas pela empresa Carta Fabril, com as suas informações hospedadas dentro do site principal da companhia, que relata sempre investir no uso racional da água, além de possuir Estações de Tratamento de Água e de Efluentes nas duas fábricas, conseguindo, assim, reaproveitar

grande parte da água usada no processo industrial (CARTA FABRIL, 2020).

Apenas 15% das empresas fazem referência ao assunto “descarte”, indicando a maneira que o produto deve ser descartado logo após o uso, junto aos resíduos domésticos.

O gerenciamento de resíduos menstruais é, geralmente, negligenciado nas cadeias de saneamento, resultando em manejo inadequado. Como um resíduo sólido, é necessário que haja um detalhamento das orientações sobre a coleta e o descarte. Além disso, é preciso abordar o fato de que boa parte dos absorventes contém cloro e polietileno, que podem produzir dioxina e outros elementos químicos potencialmente perigosos, que podem contribuir para poluição de águas, solos e ar (ELLEDEGE et al., 2018).

Ainda de acordo com Ellegde et al. (2018), as instalações sanitárias não são projetadas para as práticas de higiene menstrual e, nos projetos de banheiros comuns, muitas vezes, é negligenciado o descarte de resíduos menstruais, levando à eliminação imprópria. Isso pode demonstrar que é necessária não só uma reformulação das matérias-primas utilizadas nos absorventes (que como se pôde observar, existem opções menos impactantes ao meio ambiente por serem orgânicas e biodegradáveis), como também é preciso oferecer à pessoa que menstrua, condições ideais de manipulação e descarte dos resíduos.

Observou-se que, nos sites de coletores menstruais é disponibilizada uma maior

quantidade de informações das categorias exploradas neste estudo. Suspeita-se que isso aconteça pelo fato dos coletores menstruais serem produtos mais novos no mercado e, portanto, menos conhecidos, necessitando, então de maior divulgação de informações para chamar atenção da consumidora. Os sites destacam, principalmente, menor geração de resíduos e sustentabilidade ambiental, como sendo as maiores vantagens do consumo do coletor menstrual.

Segundo Hait e Powers (2019), a maioria das pessoas que menstruam nos Estados Unidos da América usa absorventes descartáveis, internos ou externos, o que resulta em cerca de 39 milhões de mulheres utilizando e descartando esses produtos. Para as autoras, o "ativismo menstrual", tem contribuído para que coletores menstruais e outros produtos reutilizáveis se mostrem como alternativa aos absorventes, o que tem feito crescer o mercado a pelo menos 4% ao ano naquele país. Ademais, de acordo com sua pesquisa, que avaliou o ciclo de vida desses produtos, o coletor menstrual tem menos de 1,5% do impacto dos produtos absorventes descartáveis, pois é necessário apenas um décimo de um coletor por pessoa, por ano, em dez anos. Assim, para as autoras, o coletor menstrual se torna uma opção mais ecológica.

Já os sites de empresas de absorventes descartáveis externos concedem menos informações com relação às categorias pesquisadas neste estudo. É possível notar que das marcas que revelam, em seus sites, a

composição dos produtos, boa parte já se utiliza de algodão orgânico e não branqueado, destacando esse dado e associando-o à sustentabilidade de seu produto.

Observou-se ainda que, em geral, os sites dos fabricantes de coletores menstruais focam, principalmente, na menor produção de resíduos desse produto para evidenciar a sua superioridade em relação aos demais; enquanto os fabricantes de absorventes abordam com mais frequência a matéria-prima e o processo de fabricação do referido produto. Também, os artigos selecionados para embasamento teórico trazem abordagens variadas, como por exemplo, o estudo de Hait e Powers (2019) que traz uma análise da produção de matérias-primas, fabricação, uso e descarte, enquanto que as pesquisas de Elledge et al. (2018) e Eijik et al. (2019) trazem perspectivas mais voltadas ao descarte e geração de resíduos.

É preciso entender quais impactos esses produtos podem causar ao meio ambiente, tanto da sua extração, quanto de seu descarte. Por isso, a importância de investigações acerca do ciclo de vida desses produtos, o que formaria base de informações tanto para as consumidoras, como para as empresas, que poderiam investir em melhorias em seus processos.

Apesar de produtos reutilizáveis, como os coletores menstruais, se mostrarem mais sustentáveis, é necessário contextualizar as realidades diferentes das mulheres pelo mundo, para que seja possível entender, não apenas os

impactos ambientais, mas também sociais da menstruação e do seu gerenciamento. Ademais, novas tecnologias de materiais devem ser analisadas, pois podem ser úteis para a mitigação dos impactos ambientais deste tipo de produto.

### Conclusões

O presente trabalho, através de coleta de dados expostos em sites de marcas de coletores menstruais e absorventes descartáveis externos, permitiu a verificar que os coletores menstruais podem ser utilizados de três a dez anos e são, em sua maioria, produzidos de silicone medicinal. Enquanto os absorventes externos descartáveis são fabricados a partir de vários materiais, podendo ser sintéticos ou orgânicos.

Verificou-se que grande parte dos sites dos fabricantes de coletores traz as informações pesquisadas neste estudo, assim como faz apelo à sustentabilidade, utilizando como argumento que a maior durabilidade do seu produto causa menos impactos ambientais, porém não abordam o tema do consumo de água necessário na higienização adequada para sua reutilização pela usuária.

Constatou-se, ainda, que as marcas de absorventes fabricados com matéria-prima orgânica tendem a divulgar a composição do produto, fazendo ligação com o tema da sustentabilidade ambiental, enquanto boa parte dos que utilizam material sintético não faz menção à questão ambiental. E que, comparativamente, os sites de absorventes

trouxeram menos informações do que os de marcas de coletores.

A sustentabilidade ambiental é um tema importante no cenário atual. A ACV é uma das ferramentas que auxiliam na identificação dos impactos associados aos estágios do ciclo de vida de produtos, processos e serviços. É crescente o número de publicações científicas sobre este tema. Todavia, isso não se observa no contexto dos produtos de higiene menstrual, pois se verificou a carência de estudos de ACV acerca do assunto.

As pessoas que menstruam necessitam utilizar produtos de contenção do fluxo menstrual, para que possam ter uma vida em sociedade durante o período de menstruação. Muitos são os métodos utilizados, e a escolha depende de inúmeros fatores, como condições financeiras, cultura, religião e saúde. Todavia, é necessário acrescentar a vertente da sustentabilidade ambiental, considerando todos os estágios do ciclo de vida dos produtos.

Através deste estudo, foi possível verificar a carência de informações nesse sentido, por parte das fabricantes e também de pesquisas científicas relacionadas ao conteúdo. Assim como, pôde ser constatado que são muitos os critérios a serem considerados para qualificar um produto como sustentável ambientalmente, não podendo ser deixadas de lados as questões sociais e culturais. Novas matérias-primas, processos de produção e descarte mais sustentáveis ambientalmente são possíveis, mas

é preciso considerar, também, o contexto social em que a consumidora está inserida.

### Agradecimentos

Os autores agradecem o Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq (422087/2018-1) e a Fundação de Amparo à Pesquisa do Piauí - FAPEPI pelo financiamento de projetos de pesquisa.

### Referências bibliográficas

- ANYTIME. Frequently asked questions. (2019). <https://anytimecup.com/>
- BRASIL. Resolução da Diretoria Colegiada RDC nº 142, do Ministério da Saúde, de 17 de março de 2017. [http://portal.anvisa.gov.br/documents/10181/3633022/RDC\\_178\\_2017\\_.pdf/5500b54d-8d86-4206-a391-e5c8d7e27dd8](http://portal.anvisa.gov.br/documents/10181/3633022/RDC_178_2017_.pdf/5500b54d-8d86-4206-a391-e5c8d7e27dd8).
- CARTA FABRIL. Sustentabilidade. (2020). [www.cartafabril.com.br/sustentabilidade/](http://www.cartafabril.com.br/sustentabilidade/).
- EIJK, A. M. van; et al. Menstrual cup use, leakage, acceptability, safety, and availability: a systematic review and meta-analysis. *The Lancet Public Health*. (2019). [https://doi.org/10.1016/S2468-2667\(19\)30111-2](https://doi.org/10.1016/S2468-2667(19)30111-2).
- ELLEDGE, M. F.; et al. Menstrual Hygiene Management and waste disposal in low and middle income countries: a review of the literature. *International Journal of Environmental Research and Public Health* (2018). <https://doi.org/10.3390/ijerph15112562>.
- HAIT, A.; POWERS, S. E. The value of reusable feminine hygiene products evaluated by comparative environmental life cycle assessment. *Resources, Conservation and Recycling*. (2019). <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104422>.
- INITIMINA. Fabricación responsable. (2020). <https://www.intimina.com/es/about>.
- PEBERDY, E.; JONES, A.; GREEN, D. A Study into Public Awareness of the Environmental Impact of Menstrual Products and Product Choice. *Sustainability*. (2019). <https://doi.org/10.3390/su11020473>.



## Avaliação de impacto ambiental pelo método de ACV simplificada: Parte 2 - Comparação entre dois modelos de calçados

Marilise Garbin 1<sup>1</sup>

Genyr Kappler 2<sup>2</sup>

Gabriella Arnold 3<sup>3</sup>

Rafael Batista Zortea 4<sup>4</sup>

André Canal Marques 5<sup>5</sup>

Daiane Calheiro 6<sup>6</sup>

Carlos André Carvalho 7<sup>7</sup>

Feliciane Andrade Brehm 8<sup>8</sup>

Regina Célia Espinosa Modolo 9<sup>9</sup>

Carlos Alberto Mendes Moraes 10<sup>10</sup>

<sup>1</sup>Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS

<sup>2</sup>Grendene S/A

<sup>3</sup>Instituto Federal Sul-rio-grandense - IFSUL

mgarbin@edu.unisinos.br

### Resumo

O presente trabalho consiste no desenvolvimento de um estudo de Avaliação de Ciclo de Vida simplificada que teve como objetivo realizar uma avaliação de desempenho ambiental comparativa dos componentes de dois modelos de calçados femininos produzidos com diferentes materiais. O calçado 1 com predominância de materiais poliméricos e o calçado 2 com predominância de couro. O escopo aplicado ao estudo foi do berço ao portão (fronteiras do sistema), e compreende a transformação dos materiais utilizados, desde a extração das matérias-primas até a obtenção do calçado pronto. Na avaliação do calçado 1 foram utilizados dados primários, obtidos no ano de 2018, e para o calçado 2 foram utilizados dados secundários genéricos disponíveis na literatura. A unidade funcional utilizada para a realização do estudo foi de um par de calçado número 38 e o fluxo de referência utilizado foi de 1,0 grama de cada um destes componentes, não sendo considerada a fase de uso. A avaliação teve início com um procedimento de engenharia reversa, que contemplou o desmonte dos calçados para a caracterização das partes constituintes de ambos os

modelos. Para a construção dos inventários foram considerados o balanço de massa e energia dos materiais e dos processos produtivos. A avaliação dos impactos potenciais foi realizada para as categorias de consumo de água, energia, CO<sub>2</sub>-eq e percentual de materiais reciclados presentes na composição dos calçados. Os resultados permitiram concluir que o calçado 1 apresentou desempenho ambiental melhor que o calçado 2 em três das quatro categorias de impacto avaliadas: consumo de água, energia e CO<sub>2</sub>-eq. Na categoria reciclagem o calçado 2 apresentou um índice maior devido a presença do couro na composição do calçado. Todavia, quando se avalia a dificuldade no processo de desmontagem e a diversidade de materiais na reciclagem pós-consumo, verifica-se que o calçado 1, demonstrou uma viabilidade superior ao calçado 2, devido a maior facilidade de desmontagem e menor variabilidade de materiais, o que facilita o processo de triagem e separação dos componentes.

**Palavras-chaves:** Avaliação do Ciclo de Vida, ACV, Ecoinvent, Indústria calçadista, Ecodesign.

### Introdução

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma ferramenta ambiental que pode ser utilizada para avaliar o desempenho ambiental de um produto, sendo adequada à prática do Ecodesign (ABNT, 2009). Segundo Naveiro, Pacheco e Medina (2005), a aceitação ambiental de um produto envolve questões como reciclabilidade, toxicidade dos materiais e menor consumo global de energia. Elementos que passaram a integrar o projeto dos produtos desde o *design* e da seleção dos materiais.

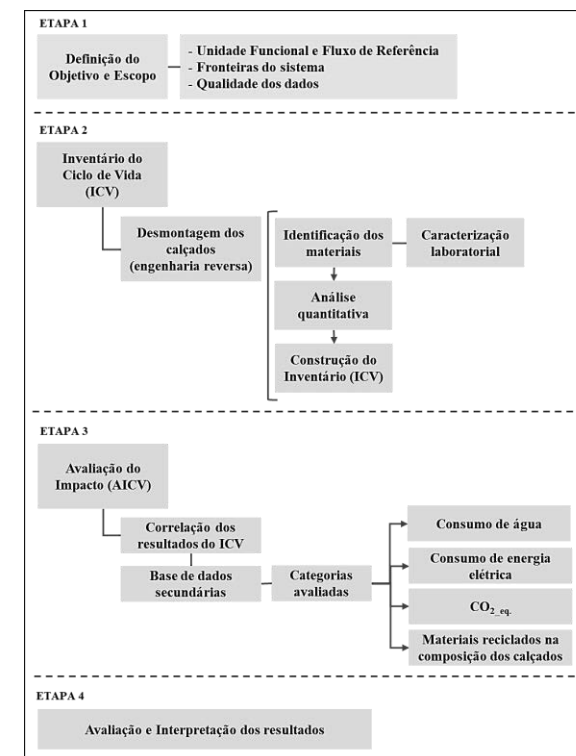
Neste contexto, o presente estudo teve como objetivo realizar uma avaliação de desempenho

ambiental comparativa dos componentes de dois modelos similares de calçados femininos produzidos com diferentes materiais. Foram avaliados 2 modelos de calçados denominados neste estudo de calçado 1 e 2. O calçado 1 foi produzido com predominância de materiais poliméricos e o calçado 2 com predominância de couro.

### Metodologia

As etapas da metodologia definida para a realização deste estudo são apresentadas na Figura 1.

**Figura 1 – Metodologia aplicada ao estudo**



O escopo aplicado foi o do berço ao portão, e as fronteiras compreendem a transformação dos materiais utilizados desde a extração das matérias-primas até a obtenção do calçado pronto (exceto os adornos, adesivos, tintas, linhas, fivelas ou similares).

A unidade funcional e o fluxo de referência adotados são apresentadas na Tabela 1. Não foi considerado o tempo de uso dos calçados avaliados.

**Tabela 1 – Produto, unidade funcional e fluxo de referência**

<b>Produto</b>	Calçado sandália com tiras
<b>Unidade Funcional</b>	1 par de calçados tamanho 38
<b>Fluxo de Referência</b>	1 grama de cada um dos materiais utilizados na confecção dos calçados

**Qualidade dos dados:** Para o calçado 1 foram utilizados dados primários, obtidos *in loco* no ano de 2018 nas unidades fabris. Para o calçado 2 foram utilizados dados secundários genéricos disponíveis na literatura. Os dados obtidos foram avaliados conforme metodologia proposta por Kappler *et al.* 2018.

O inventário foi construído com base nos dados obtidos na caracterização (desmontagem) dos calçados e ajustados de acordo com o fluxo de referência. Para a identificação de alguns materiais foram realizados ensaios em laboratório.

As categorias de impacto avaliadas foram calculadas com base na própria unidade funcional (consumo de água e energia) e, utilizou-se o IPCC para conversão dos dados de gases de efeito estufa (GEE) em CO<sub>2</sub><sub>eq</sub>. Para fase de obtenção de insumos buscou-se auxílio nos dados constantes na literatura (ECOINVENT, 2010; HAMMOND; JONES, 2008; PLASTICS EUROPE, 2011.)

E por fim, com o intuito de analisar a potencialidade de reciclagem pós-consumo dos componentes dos calçados, avaliou-se o tempo para realização da desmontagem (fac

ilidades e dificuldades), que neste estudo foi realizada manualmente, ao número de diferentes componentes dos calçados.

## Resultados

### Caracterização dos calçados

A caracterização teve início com um processo de engenharia reversa, adotado para ambos os modelos, que envolveu a desmontagem manual das partes constituinte dos calçados.

O modelo do calçado 1, predominantemente constituído de material polimérico, produzido no Brasil, foi desmontado em 6 partes (Figura 2). As Tabelas 2 e 3 apresentam, respectivamente, a listagem dos componentes e materiais presentes no calçado. A Figura 3 ilustra a distribuição (%) por tipo de material na composição de um pé do calçado em relação a massa total.

**Figura 2: modelo 1 desmontado**



**Tabela 2: Componentes calçado 1 (pé esquerdo n° 38)**

Componentes	Massa (g)	%
1 PVC (sola)	160,240	40
2 PVC (palmilha de estrutura)	122,070	30,5
3 Coverline (palmilha de conforto)	40,106	10
4 PVC (tira)	72,998	18,25
5 Aço carbono (fivela)	2,703	0,67
6 Nylon (fivela FVTC)	1,732	0,43

**Tabela 3: Lista de materiais (pé esquerdo n° 38)**

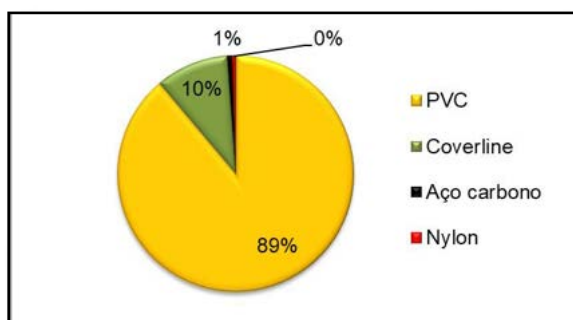
Materiais	Massa (g)
1,2,4 PVC	355,308
3 Coverline	40,106
5 Aço carbono	2,703
4 PVC (tira)	72,998
5 Nylon	1,732

Massa total montado: 399,849

Massa total desmontado: 399,501

Diferença: 0,348

Figura 3: Distribuição por tipo de material (%)



O calçado 2 com predominância em couro, produzido na União Europeia, foi desmontado em 7 partes (Figura 4).

Figura 4: modelo 2 desmontado



Nas Tabelas 4 e 5 são apresentadas, respectivamente, a listagem dos componentes e materiais presentes no calçado 2. A Figura 5 ilustra a distribuição (%) por tipo de material na composição de um pé do calçado em relação a massa total.

Tabela 4: Componentes calçado 2 (pé esquerdo n° 38)

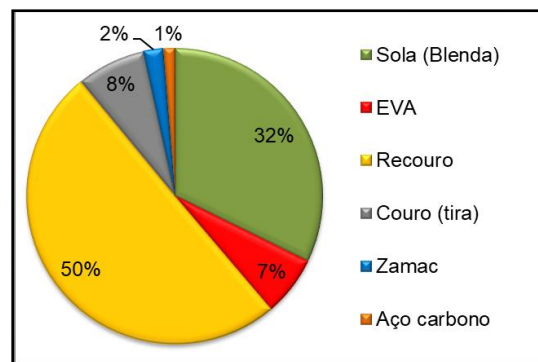
Componentes	Massa (g)	%
1 Blenda de materiais (sola)	155,334	32
2 EVA	31,463	7
3 Recouro (pamilha)	117,771	24
4 Recouro (estrutura)	124,359	26
5 Couro (tiras)	36,342	8
6 Zamac (fivela)	10,377	2
7 Aço carbono (demais metálicos)	6,063	1

Tabela 5: Lista de materiais (pé esquerdo n° 38)

Materiais	Massa (g)
1 Blenda de materiais (sola)	155,334
2 EVA	31,463
3,4 Recouro	242,130
5 Couro (tira)	36,342
6 Zamac	10,337
7 Aço carbono	6,063

Massa total montado: 482,556  
 Massa total desmontado: 481,669  
 Diferença: 0,887

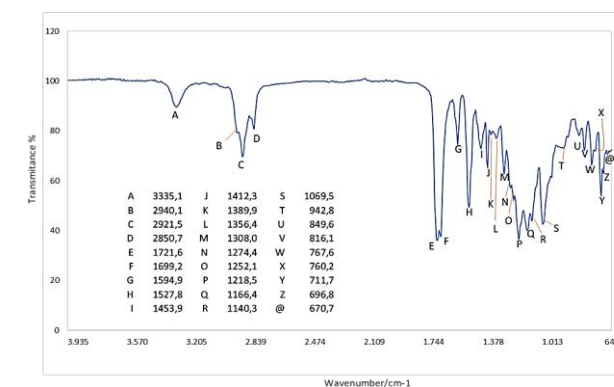
Figura 5: Listagem por tipo de material (%)



O calçado 2, por ser produzido em um continente diferente do calçado 1, tem sua confecção realizada com padrões de controle de qualidade e critérios de seleção de materiais diferentes do utilizado por empresas brasileiras. No processo de desmontagem constatou-se que o material presente na sola do calçado trata-se de uma blenda, ou seja, de uma mistura de materiais.

Para identificar os compostos químicos presentes na blenda foi realizada a caracterização da sola através do ensaio de FTIR-ART, que fornece uma impressão das “digitais” sobrepostas dos prováveis componentes. O espectrograma da amostra (Figura 6), apresenta os comprimentos de ondas ( $\text{cm}^{-1}$ ) referentes aos elementos presentes na composição do material avaliado. A análise realizada indica a presença de compósitos a base de Poliuretano (PU modificado); Policloreto de Vinila (PVC) e uma possível presença de EVA modificado (AYRES; OREFICE, 2007; JUNG *et al.*, 2018; BONDAN, 2014).

Figura 6: Resultados da análise FTIR da blenda do solado do modelo concorrente



No entanto, esta análise é preliminar e não pode ser considerada conclusiva. O equipamento utilizado para o ensaio fornece apenas dados qualitativos da presença destes compostos no material (blenda), e a sobreposição de algumas faixas do espectro dificulta a interpretação, sendo necessário uma análise aprofundada do material.

Para os demais materiais, apesar de algumas diferenças tecnológicas nos processos, foram utilizados dados genéricos disponíveis na literatura (SILVA, 2016; MENTZ, 2016; REIS, 2016).

As informações obtidas na caracterização dos calçados foram ajustadas, de acordo com o fluxo de referência estabelecido para este estudo, e inseridos no inventário do ciclo vida (ICV) realizado no estudo anterior (MORAES et al., 2017). Os resultados permitem obter o desempenho ambiental do produto, que é a soma ponderada dos impactos dos componentes usados na confecção dos calçados.

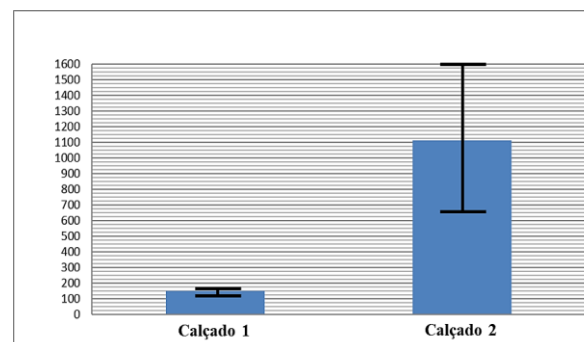
### Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV)

Os impactos ambientais, por par de calçado, relativos aos consumos de água e energia, emissões de CO<sub>2</sub><sub>eq.</sub> e percentual de materiais reciclados presentes na composição dos calçados são apresentados nas Figuras 7, 8, 9 e 10. Ressalta-se que a variação nos intervalos de confiança dos resultados referentes ao calçado 2 são mais elevados pois estão embasados em

dados secundários genéricos. Para o calçado 1 foram utilizados dados primários que minimizam a incerteza nos resultados obtidos.

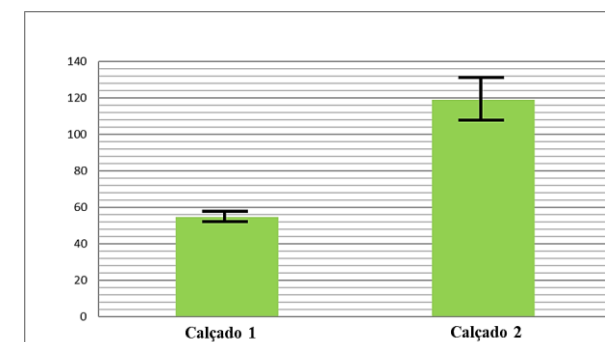
A Figura 7 mostra o consumo médio de água. O calçado 1 apresentou um consumo de 150 litros/par enquanto o calçado 2 apresentou um consumo consideravelmente superior, de 1100 litros/par. Os intervalos de confiança representam a variação do consumo de água para cada modelo, a faixa de consumo de água para a produção do calçado 1 se localiza entre 100 e 175 litros/par, e para o calçado 2, entre 650 e 1600 litros/par. Para este caso, a variação pode estar associada, por exemplo, as diferenças existentes na produção da principal matéria-prima utilizada nos calçados (PVC: calçado 1 e couro: calçado 2).

**Figura 7: Consumo médio de água (L/par de calçado)**



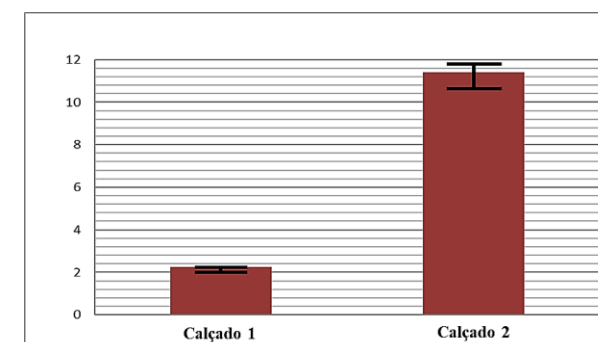
Na Figura 8 é apresentado o consumo médio de energia elétrica. Observa-se que o calçado 1 apresentou valores na faixa de 52 a 58 MJ/par, enquanto o calçado 2 os valores estimados foram entre 105 a 135 MJ/par.

**Figura 8: Consumo médio de energia elétrica (MJ/par de calçado)**



As emissões de GEE, categorizadas pelo CO<sub>2</sub><sub>eq.</sub>, são apresentadas na Figura 9. O calçado 1 apresentou emissões na faixa de valores entre 1,8 e 2,3 kg/par, para o calçado 2 são estimados na faixa de 10,7 a 11,7 kg/par.

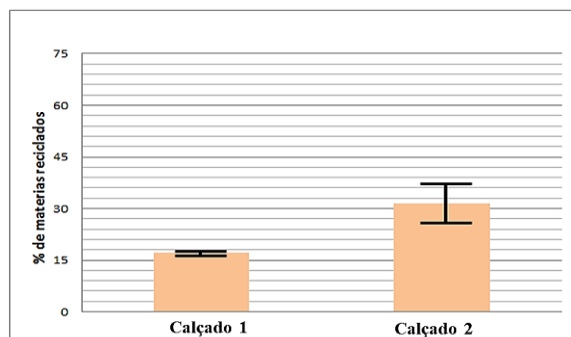
**Figura 9: CO<sub>2</sub><sub>eq.</sub> (kg/par de calçado)**



Os percentuais de materiais reciclados presentes na composição dos calçados, Figura 10, ficaram na faixa dos 16 a 18% para o calçado 1 e entre 25 a 38% para o calçado 2. O calçado 2 apresentou um percentual mais elevado possivelmente devido ao fato de ser constituído por 58% de

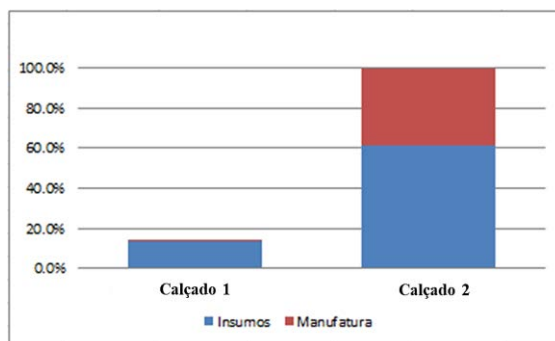
couro, sendo esse material, resíduo da indústria de alimentos.

**Figura 10: Materiais reciclados na composição dos calçados (%)**

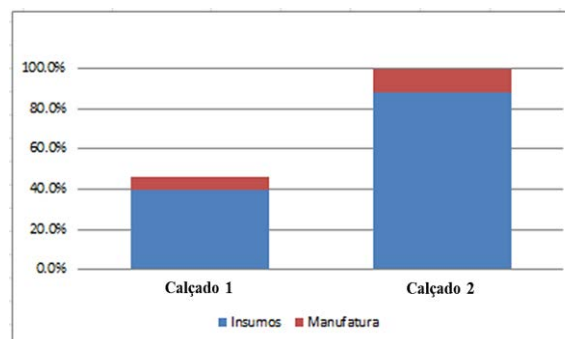


Para um melhor entendimento de como os insumos utilizados na composição dos calçados e suas respectivas manufaturas contribuíram na análise dos impactos considerados neste estudo, foi realizada uma avaliação por categoria de impacto, apresentadas nas Figuras 11, 12, 13 e 14.

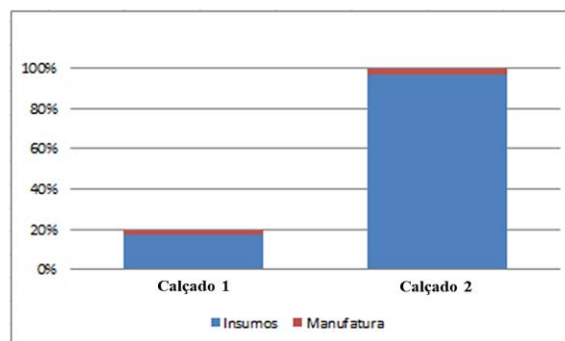
**Figura 11: Contribuições do consumo de água**



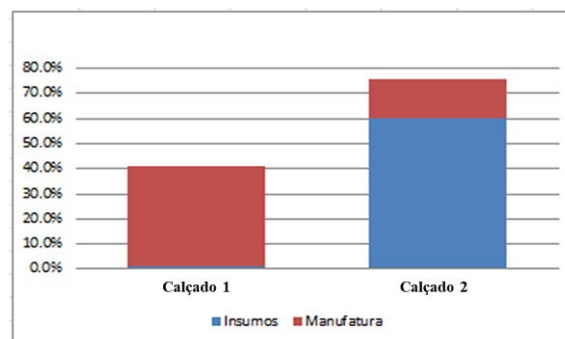
**Figura 12: Contribuições do consumo de energia elétrica**



**Figura 13: Contribuições das emissões de GEE**



**Figura 14: Potencial de reciclagem**

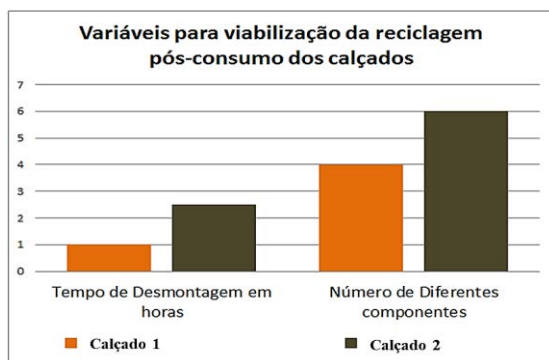


De acordo com os resultados obtidos nas Figuras de 11 a 14 é possível verificar que:

- O calçado 1 apresentou impacto total (insumos + manufatura) menor para as categorias de emissões de gases de efeito estufa de consumo de água e de energia elétrica quando comparado ao calçado 2, apesar de demonstrar potencial de reciclagem total inferior ao do calçado 2.
- O processo de manufatura do calçado 1 apresentou contribuições de impacto inferiores para todas as categorias, e um potencial de reciclagem interna superior ao processo de manufatura do calçado 2.
- Os processos de obtenção dos insumos apresentaram contribuições superiores aos processos de manufatura para ambos os calçados nas categorias de emissões de gases de efeito estufa, consumo de água e energia elétrica. Com relação ao potencial de reciclagem, o calçado 2 apresentou uma inversão, devido a utilização do couro, resíduo da indústria de alimentos, como principal matéria-prima presente na composição do calçado.

Na Figura 15 são apresentadas as variáveis para viabilização da reciclagem pós-consumo dos calçados. É possível observar que o calçado 1 apresenta uma viabilidade de reciclagem pós-consumo superior à do calçado 2, por ser um calçado mais fácil de desmontar e com um menor número de diferentes componentes, o que facilitaria o processo de triagem e separação dos materiais.

**Figura 15: Variáveis para viabilização da reciclagem pós-consumo dos calçados**



Outra variável que deve ser considerada para a reciclagem pós-consumo são os materiais utilizados nos calçados. O calçado 1 é constituído por 89% de material polimérico, reciclável, enquanto o calçado 2, possui na sua composição 58% de couro e derivados, não passíveis de reciclagem.

### Conclusões

- O calçado 1 apresentou melhor desempenho ambiental em 3 das 4 categorias de impacto avaliadas: emissões de GEE, consumo de água e energia elétrica.

- O calçado 2 apresentou um percentual de materiais reciclados presentes na composição do calçado superior ao calçado 1. No entanto, o calçado 1 apresenta maior viabilidade de reciclagem pós-consumo, devido a sua facilidade na desmontagem e a presença de um menor número e variabilidade de componentes.

- O consumo de água significativamente menor no calçado 1 pode estar associado a pouca variação dos materiais (componentes do calçado) e ao baixo consumo de água necessária na produção do PVC (Moraes et al., 2017), material predominante no calçado 1. Diferente do couro, principal componente do calçado 2, que possui uma quantidade elevada de processos com elevado consumo de água.

- O desempenho ambiental das categorias de emissões de GEE e consumo de energia elétrica são fortemente inter-relacionadas. Quanto maior o número de processos e componentes envolvidos num sistema produtivo, maiores as perdas e maior o consumo de energia.

- Com relação as possíveis alternativas para a diminuição dos impactos, verifica-se que esta análise passa pela seleção dos materiais que compõem cada calçado, pois estes acabaram demonstrando uma contribuição maior que a dos processos de manufatura.

### Agradecimentos

Os autores agradecem ao CNPq pelas bolsas de pesquisa, e a CAPES pelas bolsas de doutorado dos autores.

### Referências bibliográficas

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR ISO 14040**: Gestão Ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida – Princípios e Estrutura. Rio de Janeiro, 2009. Versão Corrigida: 2014
- AYRES E.; ORÉFICE R.L. Polímeros: Ciência e Tecnologia (2007). <http://dx.doi.org/10.1590/S0104-14282007000400015>
- BONDAN F. **Preparação e caracterização de elastômeros reticulados dinamicamente de PA 6-12/ EVA**. 2014. Dissertação

b(Mestrado) – Universidade de Caxias do Sul, Programa de Pós-graduação em Engenharia e Ciências dos Materiais. Caxias do Sul, Rio Grande do Sul, 2014.

ECOINVENT (2010) Ecoinvent Database v2.2. disponível em: <http://www.ecoinvent.com/>.

HAMMOND G.; JONES C. Inventory of Carbon and Energy (ICE) version 1.6a; Department of Mechanical Engineering, University of Bath, UK. 2008. Disponível em: <http://www.organicexplorer.co.nz/site/organicexplore/files/ICE%20Version%201.6a.pdf>.

JUNG, M R. et al. Marine Pollution Bulletin (2018). <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.12.061>

KAPPLER, G. et al. Metodologia para uso da ACV simplificada na fase inicial do desenvolvimento de produtos. In: GCV 2018: Congresso Brasileiro Sobre Gestão do Ciclo de Vida, 2018, Brasília. **Anais eletrônicos** [...] Brasília: Ibict, 2018. Disponível em: [http://acv.ibict.br/wp-content/uploads/2018/09/Anais\\_GCV2018-1.pdf](http://acv.ibict.br/wp-content/uploads/2018/09/Anais_GCV2018-1.pdf)

MORAES, C.A.M. et al. Consultoria ambiental utilizando a ferramenta de avaliação de ciclo de vida (ACV) para avaliar a performance ambiental de calçado da empresa Grendene. Documento privado, 2017.

METZ, L.E.G. **Avaliação ambiental dos resíduos sólidos oriundos da produção de couros no rio grande do sul**. 2016. Dissertação (Mestrado) –Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS, Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil. São Leopoldo, Rio Grande do Sul, 2016.

NAVEIRO, R. M.; PACHECO, E. B.A.V.; MEDINA, H. de V. Ecodesign: O desenvolvimento de projeto de produto orientado para reciclagem. In: 5º Congresso Brasileiro de Gestão e Desenvolvimento de Produto, 2005, Porto Alegre. **Anais eletrônicos** [...] Porto Alegre: Cetem, 2005. Disponível em: <https://www.cetem.gov.br/images/congressos/2005/CAC00050006.pdf>

PLASTICS EUROPE. Association of Plastics Manufactures. Eco-Profiles. 2011. <https://www.plasticseurope.org/en/resources/eco-profiles>

REIS, A.R.A. **Produção de placas expandidas de EVA**. 2016. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Química) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2016.

SILVA, A.H. **Avaliação ambiental do setor calçadista sob a ótica da gestão de resíduos sólidos**. 2016. Dissertação (Mestrado) –Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS, Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil. São Leopoldo, Rio Grande do Sul, 2016.

## ***Economia Circular e Sustentabilidade: Identificação de valores organizacionais***

Luisa Lavagnini Barboza<sup>1</sup>

Ana Carolina Bertassini<sup>2</sup>

Mateus Cecílio Gerolamo<sup>2</sup>

Aldo Roberto Ometto<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Dep. Engenharia Ambiental, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo

<sup>2</sup>Dep. Engenharia de Produção, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo  
luisa.barboza@usp.br

### **Resumo**

*O conceito de Economia Circular (EC) se destaca como um caminho viável para auxiliar no alcance da sustentabilidade. Para que a jornada de transição para a EC seja efetiva, são necessárias não só mudanças técnicas (em produtos, processos e modelos de negócio), mas também o aprofundamento e o entendimento de critérios relacionados à Cultura Organizacional (CO). Dentre os fatores que possuem grande influência na CO, estão os valores nos quais a organização está enraizada, os quais instigam a percepção de um indivíduo perante a empresa, bem como seu comportamento. Contudo, há uma deficiência na literatura de características específicas de CO que impulsionem a transição para a EC. Dessa forma, o objetivo deste artigo é fazer um levantamento teórico para identificar e analisar valores organizacionais essenciais para a sustentação de uma cultura que incorpore princípios e características de circularidade e sustentabilidade. A identificação dos valores organizacionais que dão suporte à EC se mostrou como de grande valia para viabilizar mudanças em organizações com base no alinhamento de valores entre stakeholders de todo o ecossistema de negócios, além de contribuir para o desenvolvimento sustentável.*

**Palavras-chave:** Economia Circular, Cultura Organizacional, Valores Organizacionais, Sustentabilidade.

### **Introdução**

Nos próximos 30 anos, é previsto que a população mundial cresça em 2 bilhões de pessoas (ONU, 2019). Em um cenário em que a demanda por recursos supera a oferta, há diferentes adversidades associadas, tal como a degradação ambiental, o aumento da pobreza e da fome, e a dificuldade de acesso à água potável e ao saneamento (Weetman, 2019). Segundo Gill e Benatar (2019), a poluição ambiental ainda é a principal fonte de danos à saúde do planeta, à vida humana, à equidade e à sustentabilidade econômica. Sendo assim, é fundamental a busca por soluções que mitiguem tais adversidades com o objetivo de gerar benefícios e impactos socioambientais positivos para o planeta.

Visando conciliar o desenvolvimento econômico com a sustentabilidade, faz-se necessária a evolução do modelo de pensamento linear – embasado na lógica de “extração, transformação e descarte” – para um modelo sistêmico (EMF, 2017) com foco no compartilhamento de valores e visão de longo prazo (CNI, 2018), que assegure maior efetividade na utilização e gestão de recursos, qualidade ambiental e bem-estar das populações (COTEC, 2016). Além disso, Yang et al. (2017) afirmam que considerar a sustentabilidade no processo de inovação de modelos de negócio pode proporcionar formas inteiramente novas de criar e capturar valor.

Nesse sentido, a EC se mostra como uma alternativa capaz de promover a sustentabilidade (Murray et al., 2017), visto que possui relação

direta com o desenvolvimento sustentável ao proporcionar integração e coordenação equilibradas entre aspectos econômicos, tecnológicos, ambientais e sociais (Ghisellini et al., 2016; Rathinamoorthy, 2019). A EC busca redefinir o conceito de crescimento econômico com foco na geração de benefícios para toda a sociedade (Weetman, 2019), e pode ser entendida como uma maneira de criar valor sustentável, já que a sua aplicação possibilita a minimização de impactos socioambientais negativos ao passo que inclui novas formas de realizar negócios (Van Buren et al., 2016).

Modelos de Negócio Circular (MNC) abrangem as principais atividades necessárias para a transição para a EC (OECD, 2019). Além de implementar estratégias circulares para estender a vida útil dos produtos e fechar ciclos de materiais (Nußholz, 2018), um MNC inclui outras formas de otimização de valor para uma gama mais ampla de *stakeholders* (Bocken et al., 2016). Dessa forma, pode-se criar uma vantagem competitiva ao valorizar o cliente e, ao mesmo tempo, contribuir para o desenvolvimento sustentável tanto da organização quanto da sociedade (Lüdeke-Freund, 2010). Para isso, deve-se perpetuar valores, mentalidades, comportamentos e atitudes que guiam os consumidores, funcionários, parceiros, líderes e a empresa como um todo para um negócio com foco sistêmico (SITRA, 2018).

Um dos elementos-chave da transição para a EC é a mudança de mentalidades comportamental e

organizacional (Dufva et al., 2016), refletida nos valores que compõem uma CO, a qual engloba os costumes de uma empresa e determina, por meio de rituais, crenças, significados, normas e linguagens, como os negócios são feitos (O'Donnell, Boyle, 2008).

Os valores organizacionais constituem o “coração da cultura de uma organização” (Posner, 2010), envolvendo elementos, princípios e crenças que foram construídos ao decorrer do desenvolvimento da empresa como parte de seu processo de adaptação interna e externa (Fleury, 2009). De maneira geral, os valores organizacionais são a base para integrar desempenho essencial e requisitos operacionais a uma estrutura orientada para resultados (Lagrosen, Lagrosen, 2019) e, portanto, devem ser claramente comunicados e compartilhados.

Sendo os valores elementos que orientam o desenvolvimento de estratégias e metas organizacionais, e que fornecem sustentação para a tomada de decisão (De Oliveira, 2009), estes podem ser vistos como instrumento norteadores de mudanças e de comprometimento entre os *stakeholders*. Assim, instiga-se a influência dos valores organizacionais como instrumentos que auxiliam na transição para a EC e, conseqüentemente, no desenvolvimento sustentável.

Visto que ainda não existe uma cultura específica para o contexto de EC, o objetivo deste artigo é identificar e analisar valores organizacionais essenciais para a sustentação de uma CO que

incorpore princípios e características de circularidade e sustentabilidade, fornecendo uma contribuição teórica para a área.

### Metodologia

A metodologia deste estudo segue as diretrizes do método de análise de conteúdo. Segundo Krippendorff (2004), a análise de conteúdo torna inferências retiradas de textos replicáveis e válidas para um determinado contexto que está sendo estudado. Neste artigo, o foco da análise de conteúdo é qualitativo (análise de determinadas categorias analíticas), seguindo as diretrizes de Bardin (2011):

**1. Pré-análise:** Seleção dos documentos a partir de uma revisão bibliográfica conduzida nas bases de dados *Web of Science* e *Scopus*, e em relatórios e *sites* institucionais de empresas. Inicialmente, foram identificados 147 valores organizacionais relacionados ao conceito de EC. Não foram encontrados estudos que traziam explicitamente a relação entre “*Circular Economy*” AND “*Organizational Values*”. Portanto, buscas foram feitas individualmente para cada um dos 147 valores, combinando-os com o termo “*Circular Economy*”. Dessa forma, foram obtidas informações quantitativas quanto ao número de publicações por ano, permitindo avaliar a recorrência de cada valor (relacionado ao conceito de EC) em artigos e pesquisas científicas. Ademais, também foram feitas análises envolvendo os conceitos de “*Circular Economy*” e “*Sustainability*” nas bases de dados.

**2. Exploração do material:** Codificação e agregação dos dados com o auxílio do *software NVivo*. O *NVivo* realiza análises qualitativas de textos, facilitando a organização dos dados textuais, e a análise de palavras, frases e/ou parágrafos.

**3. Tratamento dos resultados:** Discussão dos resultados observados para a área de pesquisa.

### Resultados e Discussão

Com base na Tabela 1, pôde-se perceber que, apesar do alto número de publicações envolvendo a EC, quando se busca por estudos que integrem, explicitamente, os conceitos de “*Circular Economy*” e “*Organizational Values*”, nada é encontrado. Por outro lado, quando são relacionados individualmente cada valor identificado com o conceito de EC, muitos resultados são obtidos.

**Tabela 1: Informações quantitativas gerais do estudo**

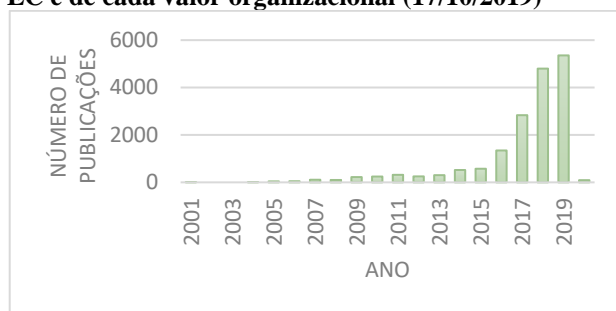
Elemento	Quantidade
Nº de valores organizacionais identificados	147
Nº de pesquisas encontradas nas bases de dados (“ <i>Circular Economy</i> ” AND [cada valor identificado])	17.171
Nº de publicações com “ <i>Circular Economy</i> ” como palavra-chave	10.462

A Figura 1 apresenta o número de publicações por ano de estudos que relacionam os valores organizacionais identificados com o conceito de



EC (buscas feitas em 17/10/2019). Pode-se afirmar que a temática de EC e sua relação com valores organizacionais é recente, mas está em expansão desde 2014.

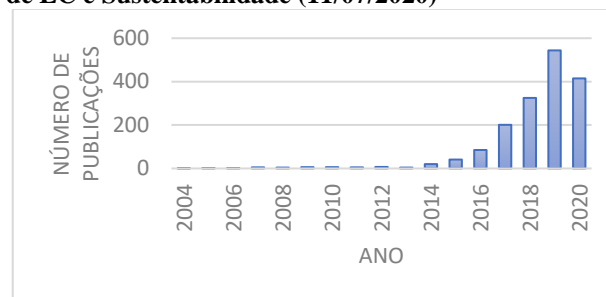
**Figura 1: Publicações por ano contendo os conceitos de EC e de cada valor organizacional (17/10/2019)**



Os dez valores com maior número de publicações (mais de 400 resultados) quando relacionados ao conceito de EC foram, em ordem decrescente: Resultados; Sustentabilidade; Impacto; Eficiência; Desafio; Foco no Futuro; Mudanças; Performance; Global; e Inovação.

Além disso, notou-se que o número absoluto de publicações quando se busca individualmente o conceito de “Circular Economy” é pequeno quando comparado com publicações contendo o conceito de “Sustainability” (223.266 resultados) (buscas feitas em 11/07/2020). Integrando ambos os conceitos, encontrou-se 1.673 publicações, sendo possível observar uma grande margem de melhorias em termos de desenvolvimento conceitual cruzado, principalmente também a partir de 2014, conforme ilustrado na Figura 2.

**Figura 2: Publicações por ano contendo o os conceitos de EC e Sustentabilidade (11/07/2020)**



Com o auxílio do *software NVivo*, os 147 valores identificados foram analisados em termos de similaridade entre as suas definições (frases) e reduzidos a 89 valores, que foram agrupados em três grupos, sendo eles:

- **Grupo 1:** Valores que são básicos para quaisquer organizações, estejam elas almejando a EC ou não (43 valores).
- **Grupo 2:** Valores relacionados ao processo de transição para a EC, ou seja, essenciais para a proposição de quaisquer tipos de mudanças e inovações em organizações (24 valores).
- **Grupo 3:** Valores relacionados ao estado futuro de uma organização circular, ou seja, essenciais para a sustentação de uma CO circular (22 valores).

O foco deste artigo é o estudo e a discussão dos valores organizacionais que dão suporte ao processo de transição para a EC (Grupo 2) e dos valores organizacionais que evidenciam o que deve ser nutrido em empresas que desejam ser

circulares (Grupo 3). A seguir são apresentados cada valor com suas respectivas definições.

### **Grupo 2 – Valores gerais para mudanças e inovações**

**Abertura:** estar aberto a se arriscar a novas ideias e tendências, e ao diálogo aberto com os *stakeholders*.

**Adaptabilidade:** disposição, vontade e/ou habilidade para mudar/adaptar ou encaixar diferentes tarefas e características sociais e ambientais na organização.

**Agilidade:** capacidade de responder a mudanças de forma rápida.

**Amigável:** comportamento afável das organizações em relação ao bem-estar dos funcionários e parceiros, à sociedade e ao meio ambiente.

**Atenção aos detalhes:** examinar meticulosamente cada elemento a fim de aperfeiçoar o processo produtivo e o produto/serviço de uma organização.

**Audácia:** opor-se aos padrões vigentes; trilhar com valentia e destemor caminhos desconhecidos.

**Busca por melhoria contínua:** tornar os resultados cada vez melhores e mais efetivos.

**Comprometimento:** motivação para direcionar esforços para alcançar os objetivos e valores da organização.

**Comunicação:** compartilhar informações e experiências abertamente; estabelecer canais de ouvidoria.

**Criatividade:** produzir ideias originais e incomuns, de forma a gerar um diferencial competitivo.

**Desafio:** estar disposto a encarar riscos, estabelecer metas audaciosas e alianças, e aceitar a possibilidade de erros.

**Empoderamento:** impulsionar, incentivar e aumentar a autonomia dos *stakeholders* na busca pela melhoria de suas condições de vida e na luta por seus direitos.

**Entusiasmo:** impulso para buscar novas possibilidades, usar e criar novos conhecimentos, e produzir novos produtos/serviços e modelos de negócio.

**Ética:** estar de acordo com as normas morais e de conduta; realizar a gestão de recursos naturais almejando a produção e o consumo sustentáveis sem prejuízos para as gerações futuras.

**Flexibilidade:** habilidade de se adaptar facilmente a diferentes cenários e circunstâncias.

**Iniciativa:** capacidade de tomar decisões e realizar funções sem precisar que outros falem o que fazer.

**Inovação:** criar e implementar novas ideias para que possam ser aplicadas nos produtos/serviços, processos, modelos de negócio e na cadeia de valor.

**Inspiração:** senso de urgência e propósito que engaje os *stakeholders* a participar da implementação de estratégias organizacionais.

**Justiça:** equidade na forma como os *stakeholders* são tratados; evitar que grupos de pessoas sofram consequências ambientais desproporcionais.

**Mudanças:** oportunidade de encontrar novas formas de melhorar e de repensar os modelos de negócio e operacionais para oferecer um valor inovador.

**Respeito:** demonstrar consideração pelo outro independente das diferenças.

**Responsabilidade:** dever das organizações em cumprir a legislação e tomar iniciativas de forma voluntária para melhorar o bem-estar de funcionários, parceiros e sociedade, e a qualidade do meio ambiente.

**Resultados:** direcionar os esforços para o alcance de resultados positivos a longo prazo.

**Segurança:** condição, serviço ou produto isento de perigos quanto à agressão ao ser humano e ao meio ambiente, em conformidade com a legislação.

### Grupo 3 – Valores organizacionais circulares

**Colaboração:** trabalhar em conjunto com os *stakeholders* para criar valor, alcançar objetivos em comum, e viabilizar a sustentabilidade do sistema.

**Compartilhamento:** compartilhar informações, ideias, e recursos com os *stakeholders*.

**Conscientização:** internalizar a importância da inclusão e do respeito de valores éticos, da preservação do meio ambiente, do desenvolvimento sustentável e da garantia de uma adequada qualidade de vida.

**Disponibilidade:** garantir o fornecimento e uso de recursos ambientalmente amigáveis (renováveis, recicláveis, etc).

**Diversidade:** diferentes fontes de insumos, fornecedores, fontes de renda e força de trabalho.

**Efetividade:** utilizar os recursos de forma inteligente para alcançar os objetivos traçados; combinação entre eficácia e eficiência.

**Foco no futuro:** planejar as ações de forma a antecipar as consequências futuras; ter uma visão de longo prazo.

**Global:** organização com influência e dimensão global; foco na geração de impactos positivos globais.

**Humanitário:** desejar o bem da humanidade; estar ligado à melhoria da condição ambiental e social de um local e/ou de uma comunidade.

**Influência:** induzir/motivar/modificar o pensamento ou o comportamento dos *stakeholders* para que incluam os conceitos de EC e sustentabilidade.

**Liderança:** influência intencional exercida sob os demais *stakeholders* para direcionar a transição para a EC.

**Longevidade:** estender a vida útil de produtos, materiais e componentes.

**Pensamento sistêmico:** entendimento dos relacionamentos interdependentes entre os vários

componentes que fazem parte da organização e do seu ecossistema de negócios.

**Preocupação:** percepção dos impactos negativos das atividades sobre o meio ambiente e à sociedade; atenção para a implementação de mecanismos que estimulem o desenvolvimento sustentável.

**Proatividade:** antecipar futuros problemas e/ou necessidades, de forma a mudar comportamentos e situações em busca de resultados efetivos de consumo e produção.

**Proximidade:** construção de relações e interações fortes entre os *stakeholders*, baseadas na confiança e no compartilhamento.

**Redução de desperdícios:** eliminação/minimização de resíduos na fonte para minimizar a quantidade necessária para ser tratada e descartada.

**Resiliência:** habilidade das organizações de se ajustarem às tendências do mercado e adotar modelos de negócio e estratégias de acordo com as mudanças contínuas.

**Simplicidade:** produto com *layout* simples, intuitivo e visual, tornando-o mais fácil de usar, compreensível e fácil de atualizar.

**Sinergia:** capacidade de organizações ou grupos individuais de serem mais bem-sucedidos ou produtivos como resultado do trabalho conjunto.

**Sustentabilidade:** proporcionar benefícios econômicos, sociais e ambientais simultaneamente, atendendo as necessidades atuais sem comprometer as gerações futuras.

**Transparência:** situação em que as atividades são realizadas de maneira aberta, ganhando a credibilidade e confiança de serem justas e honestas.

Os valores organizacionais são relevantes por influenciarem a estrutura, identidade e estratégia organizacionais (Gorenak, Kosir, 2012), além de

serem o elemento central da CO (Tamayo et al., 2000). Considerando-se mudanças corporativas, os valores devem ser modificados/alterados conforme a necessidade para estarem alinhados com a CO desejada. Para isso, estudos devem ser cuidadosamente realizados no intuito de verificar se os valores vigentes em uma organização são aqueles que apoiam a estratégia de negócios ou se há a necessidade de repensar a maneira como os valores são incorporados na prática (Hofstede, 1991).

Os valores definidos pelo Grupo 2 são a base para guiar e dar suporte a organizações que desejam iniciar sua jornada rumo à EC. Tais valores despertam nos indivíduos que irão liderar essa jornada a motivação e inspiração para enfrentarem desafios, buscarem novas oportunidades, e se arriscarem em ambientes e cenários “desconhecidos”. Os valores do Grupo 2 são imprescindíveis para que as organizações tenham a base sólida para desenvolver e nutrir os valores apresentados pelo Grupo 3, isto é, aqueles essenciais para sustentar e alavancar a implementação da EC. Os valores organizacionais circulares dão suporte a esse novo modelo econômico, e possuem o potencial de fomentar o desenvolvimento de uma CO voltada para inovações, incluindo o alinhamento com práticas circulares e sustentáveis. Esses valores devem ser bem comunicados e compartilhados em todo o ecossistema de negócios para formar uma CO duradoura.

A circularidade pode ser entendida como uma condição para impulsionar a sustentabilidade (Bakker et al., 2014; Galvão et al., 2018; Webster, 2015), visto que, dentre outros elementos, a produção e o consumo sustentáveis são as ideias centrais por trás da EC, a qual pode corroborar no atingimento de múltiplas metas dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS's) (Patil et al., 2020). O conceito de sustentabilidade tem se tornado cada vez mais vital, considerando-se os impactos ambientais globais e tendo em mente que cerca de 60% dos serviços ecossistêmicos da Terra estão sendo degradados ou utilizados de maneira insustentável (MEA, 2005).

Para que as organizações se tornem mais sustentáveis, além de serem necessárias inovações, suas atividades de sustentabilidade precisam se adequar à CO e ser consideradas autênticas em todo o ecossistema de negócios (Kiesnere, Baumgartner, 2019). Nesse sentido, os valores identificados neste artigo podem impulsionar a EC e, conseqüente, ser uma alavanca para impulsionar o desenvolvimento sustentável nas organizações.

### Conclusões

Este artigo levantou 89 valores organizacionais, dos quais 43 são básicos para a manutenção de qualquer negócio, 24 devem ser nutridos para a efetiva proposição de inovações e processos de transformação e mudança, e 22 devem ser nutridos a fim de alavancar a transição para a EC.

O foco deste estudo foi para os valores relacionados aos dois últimos grupos.

A transição para a EC requer alterações nos modelos de negócio para incluir a implementação de uma economia regenerativa e restaurativa, um maior grau de cooperação e integração entre os *stakeholders*, e inovações na proposta de valor para os clientes. Nesse contexto, os valores são elementos-chave para incorporar diretrizes de gestão e pensamento do ciclo de vida dentro das empresas. Eles explicitam os sentimentos compartilhados nos quais a organização está enraizada, influenciam comportamentos, e constroem a identidade organizacional.

Considerando-se a importância do conceito de sustentabilidade como forma de integrar os âmbitos social, ambiental e econômico, e atenuar os impactos socioambientais adversos, destacou-se a sua relação com a EC, modelo econômico que já é visto por diferentes autores como uma forma de contribuir para o desenvolvimento sustentável. Portanto, os valores organizacionais destacados neste artigo podem impulsionar, além da circularidade, um pensamento mais sustentável em organizações.

Tendo em mente a relação entre os conceitos de EC e sustentabilidade, julga-se que o alinhamento entre os valores organizacionais que perpetuam na CO, os princípios circulares e os ODS's é essencial para criar um ambiente propenso à implementação de estratégias circulares e sustentáveis.

Todavia, por mais que os valores organizacionais se caracterizem como instrumentos norteadores de mudanças, vale salientar que ainda há uma deficiência na literatura de características específicas de CO que impulsionem a transição para a EC. Por isso, é importante a continuidade em pesquisas nesta área, visando reduzir as resistências e facilitar a incorporação de inovações e mudanças corporativas com foco em circularidade e sustentabilidade.

## Agradecimentos

Agradecemos ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq – Edital PIBIC 2019/2020, 117839/2019-1); à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES – 001); à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP – 2018/24830-6); e à Escola de Engenharia de São Carlos (EESC/USP).

## Referências Bibliográficas

Bakker, C.A.; Den Hollander, M.; Van Hinte, E.; Zijlstra, Y. (2014). *Products That Last - Product design for circular business models*. Delft: TU Delft Library. 112p.

Bardin, L. (2011) *Análise de Conteúdo*. São Paulo: Edições 70. 299p.

Bocken, N.M.P.; Pauw, I. de.; Bakker, c.; Van Der Grinten, B. *Journal of Industrial and Production Engineering* (2016). <https://doi.org/10.1080/21681015.2016.1172124>.

CNI (2018). *Economia Circular: Oportunidades e desafios para a indústria brasileira*. Brasília: Confederação Nacional das Indústrias. 64p.

COTEC (2016). *Economia Circular*. Disponível em: <[http://www.cotecportugal.pt/imagem/20161122\\_EC\\_Booklet\\_Exposi%C3%A7%C3%A3o.pdf](http://www.cotecportugal.pt/imagem/20161122_EC_Booklet_Exposi%C3%A7%C3%A3o.pdf)>. Acesso em: 26 nov. 2018.

De Oliveira, D.P.R. (2009). *Planejamento Estratégico: Conceitos, Metodologia, Práticas*. 29 ed., São Paulo: Atlas. 331p.

Dufva, M.; Kettunen, O.; Aminoff, A. et al. (2016). *Approaches to Gaming the Future: Planning a Foresight Game on Circular Economy*. In: De Gloria, A.; Veltkamp, R. (eds). *Games and Learning Alliance. GALA 2015. Lecture Notes in Computer Science, V9599*. Springer, Cham. 456p.

EMF (2017). *Uma Economia Circular no Brasil: Uma abordagem exploratória inicial*. Disponível em: <[https://www.ellenmacarthurfoundation.org/assets/downloads/Uma-Economia-Circular-no-Brasil\\_Uma-Exploracao-Inicial.pdf](https://www.ellenmacarthurfoundation.org/assets/downloads/Uma-Economia-Circular-no-Brasil_Uma-Exploracao-Inicial.pdf)>. Acesso em: 26 jul. 2020.

Galvão, G.D.A.; De Nade, J.; Clemente, D. H. et al. *Procedia CIRP* (2018). <https://doi.org/10.1016/j.procir.2018.04.011>.

Fleury, M.T.L. *Brazilian Administration Review* (2009). <https://dx.doi.org/10.1590/S1807-76922009000100002>.

Ghisellini, P.; Cialani, C.; Ulgiati, S. *J Clean Prod* (2016). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.007>.

Gill, S.R.; Benatar, S.R. *Review of International Political Economy* (2019). <https://doi.org/10.1080/09692290.2019.1607769>.

Gorenak, M.; Kosir, S. (2012). *The importance of organizational values for organization. Management, Knowledge and Learning International Conference, 2012*, pp.563-569.

Hofstede, G. (1991). *Cultures and Organizations: Software of the mind*. 1 ed., Berkshire: McGraw-Hill. 279p.

Kiesnere, A.L.; Baumgartner, R.J. *Sustainability* (2019). <https://doi.org/10.3390/su11030572>.

Krippendorff, K. (2004). *Content analysis: An introduction to its methodology*. 2 ed., Thousand Oaks: Sage. 413p.

Lagrosen, Y.; Lagrosen, S. *Total Quality Management & Business Excellence* (2019). <https://doi.org/10.1080/14783363.2019.1575199>.

Lüdeke-Freund, F. (2010). *Towards a Conceptual Framework of 'Business Models for Sustainability'*. In: Wever R.; Quist, J.; Tukker, A.; Woudstra, J.; et al. (eds.). *Knowledge Collaboration & Learning for Sustainable Innovation. ERSCP-EMSU Conference, Delft, The Netherlands, October 25-29, 2010*.

MEA- Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems & Human Well-being: Synthesis*. Washington: Island Press. 137p.

Murray, A., Skene, K.; Haynes, K. *J Bus Ethics* (2017). <https://doi.org/10.1007/s10551-015-2693-2>.

Nußholz, J.L.K. *J Clean Prod* (2018). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.06.112>.

O'Donnell, O.; Boyle, R. (2008). *Understanding and managing organizational culture. CPMR Discussion Paper 40*. Dublin: Institute of Public Administration. 95p.

OECD (2019). *Business Models for the Circular Economy: Opportunities and Challenges from a Policy Perspective*. Disponível em: <<https://www.oecd.org/environment/waste/policy-highlights-business-models-for-the-circular-economy.pdf>>. Acesso em: 10 ag. 2019.

ONU (2019). *População mundial deve chegar a 9,7 bilhões de pessoas em 2050, diz relatório da ONU*. Disponível em: <<https://nacoesunidas.org/populacao-mundial-deve-chegar-a-97-bilhoes-de-pessoas-em-2050-diz-relatorio-da-onu/>>. Acesso em: 08 fev. 2020.

Patil, R.A.; Seal S.; Ramakrishna, S. (2020). *Circular Economy, Sustainability and Business Opportunities. The European Business Review, January 22, 2020*. Disponível em: <<https://www.europeanbusinessreview.com/circular-economy-sustainability-and-business-opportunities/>> Acesso em: 16 jul. 2020.

Posner, B.Z. *J Bus Ethics* (2010). <https://doi.org/10.1007/s10551-010-0530-1>.

Rathinamoorthy, R. (2019). *Circular Fashion*. In: Muthu, S.S. (eds). *Circular Economy in Textiles and Apparel*. Cambridge: Woodhead Publishing. 246p.

SITRA (2018). *Circular economy business models for the manufacturing industry*. Disponível em: <<https://www.sitra.fi/en/publications/circular-economy-business-models-manufacturing-industry/>>. Acesso em: 20 jan. 2019.

Tamayo, A.; Mendes, A.M.; Paz, M.G.T. (2000). *Inventário de valores organizacionais. Estudos de Psicologia, V5*, pp.289-315.

Van Buren, N.; Demmers, M.; Van der Heijden, R.; Witlox, F. *Sustainability* (2016). <https://doi.org/10.3390/su8070647>.

Webster, K. (2015). *The Circular Economy: A Wealth of Flows*. Isle of Wight: Ellen MacArthur Foundation Publishing. 210p.

Weetman, C. (2019). *Economia Circular: Conceitos e estratégias para fazer negócios de forma mais inteligente, sustentável e lucrativa*. 1 ed., São Paulo: Autêntica Business. 518p.

Yang, M.; Vladimirova, D.; Evans, S. *Research-Technology Management* (2017). <https://doi.org/10.1080/08956308.2017.1301001>.

## Avaliação de cenários alternativos de circularidade para o mobiliário de loja do segmento de varejo

Joana Giugliani<sup>1,2</sup>

Natália Reguly<sup>1</sup>

Vinícius Maciel<sup>1,2</sup>

Ana Passuello<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> Universidade Federal do Rio Grande do Sul (PPGCI - UFRGS)

<sup>2</sup> LIFE Sustainability- Life cycle and innovation for the built environment

jgiugliani@gmail.com

### Resumo

Enquanto o modelo da Economia Circular (EC) ganha evidência, a obsolescência potencial do ambiente construído, juntamente com padrões lineares de produção e consumo, é discutida e questionada. Neste sentido, o projeto de interiores comerciais para varejo apresenta uma vida útil pequena e o seu ciclo de substituição ocorre com frequência relevante. O setor da construção civil, por sua vez, responde por uma parcela significativa na geração de impactos ambientais, contribuindo consideravelmente com emissões de gases nocivos, depleção de recursos naturais e outros impactos, tornando-se, com isso, um importante alvo para melhorias. Mesmo assim, há poucos estudos que dedicaram considerar o ambiente de varejo e o mobiliário empregado. Assim, o mobiliário, como um item indispensável no projeto das lojas e sujeito à obsolescência (técnica ou estética) é explorado neste estudo como uma oportunidade de melhoria ambiental. Portanto, este estudo foca na avaliação de cenários de circularidade do mobiliário, identificado como um hotspot ambiental no ciclo de vida de uma loja do segmento de varejo. Assim, uma Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), do berço ao túmulo, de um espaço varejista, foi conduzida considerando o Módulo D. Dados primários foram obtidos a partir de uma cadeia de lojas de varejo e dados

secundários da literatura foram empregados para simulação de cenários de fim de vida. Os resultados demonstram que o mobiliário deve ser contemplado em estudos de ACV e que seu tempo de vida em lojas de varejo é de 10 anos. Cenários de circularidade demonstram que a reciclagem de MDF e metais presentes no mobiliário pode reduzir os impactos em até 32% em relação aos impactos totais do ciclo de vida dos espaços de varejo. Portanto, a obsolescência do mobiliário tem considerável impacto sobre o ciclo de vida dos ambientes de varejo. Por outro lado, medidas envolvendo a perspectiva da circularidade são fundamentais na busca de melhorias significativas no desempenho ambiental dos espaços de varejo.

**Palavras-chaves:** Avaliação do Ciclo de Vida, módulo D, reciclagem, economia circular.

### Introdução

A construção e operação dos edifícios é responsável por impactos ambientais relevantes, que ocorrem, predominantemente, devido ao consumo de recursos, geração de resíduos e das emissões de gases de efeito estufa (Aye et al., 2012). Segundo dados da Organização das Nações Unidas (ONU, 2013), cidades tendem a absorver cada vez mais habitantes, estimando-se que 70% da população mundial viverá em cidades até 2050. Logo, ações focadas no desenvolvimento de edificações sustentáveis são fundamentais na melhoria das condições urbanas e no desenvolvimento sustentável.

Em geral, edifícios sofrem mais reformas em todos os seus sistemas do que normalmente previsto, aumentando consideravelmente os seus impactos de ciclo de vida (Slaughter, 2010). No

entanto, edifícios utilizados por lojas do segmento varejista podem ter impacto ambiental ainda mais significativo. Segundo Fieldson e Rai (2009), esses espaços são submetidos a um número superior de reformas em decorrência de sua obsolescência por tendências de moda ou estratégias de venda, entre outros fatores. Assim, a vida útil remanescente dos produtos é desperdiçada, já que, normalmente, são substituídos antes do fim da vida útil do projeto. Sendo assim, é comum, neste tipo de segmento, haver uma substituição antecipada do mobiliário em decorrência da obsolescência. Por outro lado, a disponibilidade de estudos que avaliaram o desempenho ambiental considerando o mobiliário ainda é limitada.

Nesse cenário, o interesse pela economia circular emerge como meio de reduzir os impactos ambientais específicos do setor da construção civil, garantindo, também, seu crescimento econômico contínuo (Eberhardt et al., 2019). Existem muitas estratégias para integrar um projeto a premissas da EC. Entre elas estão reciclagem, reuso, gestão de resíduos, extensão da vida útil, desmontagem, remanufatura, entre outras (Simone; Alberg, 2019). No entanto, para serem determinadas como oportunidades de melhoria de desempenho ambiental, é necessária uma avaliação que quantifique impactos potenciais associados ao produto (Castro; Pasanen, 2019). Nesse contexto, a ACV desempenha um importante papel para avaliar as ações cíclicas em diferentes níveis. Para edificações, a ACV é capaz de responder a

problemas particulares da EC, como a avaliação de cenários de reuso e reciclagem de materiais e recuperação de energia, entre outros (Bertin et al., 2019).

As diretrizes para o desenvolvimento da técnica de ACV para edificações são definidas na norma europeia CEN EN 15978, parte de um conjunto de regulações desenvolvidas por CEN TC/350 para promover a sustentabilidade de edifícios. Ela representa um guia metodológico para a condução de estudos específicos e organiza o ciclo de vida do edifício em quatro módulos principais, que compõem os quatro estágios do ciclo de vida – Produção (A1–3), Construção (A4-5), Uso (B1-7) e Fim de vida (C1-C4). Essas etapas e módulos abrangem de A1 a C4 os impactos e aspectos ambientais desenvolvidos dentro dos limites do sistema, enquanto o módulo D cobre benefícios e cargas que ultrapassam os limites do sistema, atribuídos a processos de reciclagem, reuso e recuperação de energia (Soust-Verdaguer; Llatas; García-Martínez, 2016; Takano et al., 2015).

Com o atual foco político na eficiência de recursos e na EC, a consideração da reciclagem e do reuso na ACV está se tornando cada vez mais importante. Para esse fim, um módulo complementar, o chamado Módulo D, foi desenvolvido para reportar aspectos ambientais adicionais resultantes da fase final da vida útil. Cabe mencionar que a obrigatoriedade de inclusão do módulo D em Declarações Ambientais de Produto (DAP) foi aprovada em adenda da norma CEN EN 15804 em junho de

2019 (Leroy et al., 2019). Contudo, avaliando a importância relativa do módulo D em estudos para edificações, Delem e Wastiels (2019) colocam que, na prática, o módulo D foi raramente incluído nos estudos de ACV desenvolvidos até então. Mesmo assim, concluem que a contribuição do módulo D pode ser significativa. Marzouk e Azab (2014) reforçam os benefícios da reciclagem em relação à disposição em aterro, considerando aspectos ambientais, relacionados aos impactos evitados, e aspectos econômicos.

Assim, práticas relacionadas à EC podem ser um caminho para minimizar os impactos dessa tipologia construtiva. A EC que, por princípio, prioriza manter produtos, componentes e materiais em seu mais alto nível de utilidade (EMAF, 2015), opõe-se à obsolescência potencial associada ao ambiente construído. Assim, a adoção de iniciativas circulares, que podem ser determinadas ainda na fase de projeto das edificações, é fundamental para aumentar a quantidade de material com potencial de reaproveitamento futuro, fornecendo, com isso, benefícios ambientais que contribuem para reduzir os impactos totais do ciclo de vida dos edifícios Ghisellini; Ripa; Ulgiati (2018).

Portanto, neste estudo, cenários alternativos de reciclagem do mobiliário são avaliados no âmbito da economia circular, para uma tipologia de loja do segmento varejista. Assim, uma ACV, do berço ao túmulo, contemplando o módulo D é conduzida. Os resultados deste estudo demonstram que ações envolvendo a EC são

fundamentais para minimizar os impactos relacionados à obsolescência no setor varejista.

## Método

### *Objetivo e Escopo*

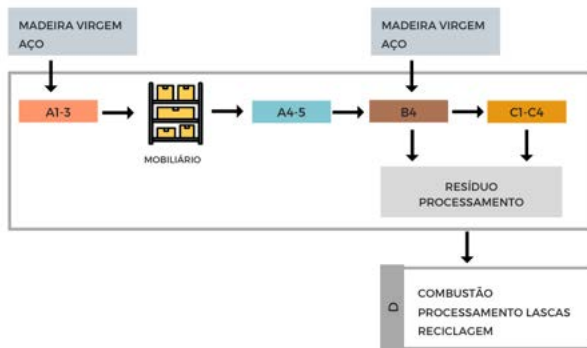
O estudo propõe a avaliação de cenários alternativos de reciclagem de mobiliário empregado em loja de varejo a partir dos resultados de uma ACV, do berço ao túmulo, realizada para uma tipologia de loja do segmento varejista, conforme demonstrado na Figura 1. Para tanto, um cenário base que contemplou o ambiente de varejo é tomado como referência. Nele, todo o mobiliário substituído e descartado foi encaminhado a aterros.

A loja avaliada está localizada no interior de um centro comercial, cuja estrutura e instalações prévias fornecidas pelo centro comercial não são consideradas no estudo. O ambiente conta com um pavimento e área interna total de 204,51 m<sup>2</sup>.

A unidade funcional definida para o estudo é um (01) metro quadrado (m<sup>2</sup>) de área de vendas considerando seu uso ao longo de 50 anos. A escolha da unidade funcional justifica-se em função de o m<sup>2</sup> ser comumente utilizado como base da unidade funcional de diversos estudos de ACV para edifícios (Anand; Amor, 2017; Hong et al., 2018; Moraga, 2017; Morales et al., 2017; Morales et al., 2019; Saade et al., 2014). Embora estudos indiquem que a vida útil de uma loja de varejo é inferior a de outros setores de edificações (Farreny; Gabarrell; Rieradevall, 2008; Fieldson; Rai, 2009; Gimeno-Frontera et

al., 2018), a vida útil de 50 anos é considerada no estudo, pois permite um ciclo razoável de manutenções e substituições dos componentes de construção.

**Figura 1 - Sistema de produto para os cenários alternativos de reciclagem do mobiliário. A1-3: Extração e Produção de Materiais de Construção; A4-5: Processo de Construção; B4: Substituição; C1-C4: Fim de Vida; D: Benefícios e Cargas além do sistema de produto.**



Fonte: os autores. Adaptado de Takano, 2015.

### Análise de inventário

Dados primários e secundários foram obtidos junto a uma empresa do segmento varejista e contemplaram todas as fases do ciclo de vida de um edifício. Também foram obtidos dados qualitativos e quantitativos relacionados ao módulo D (CEN, 2013) e ao uso e substituição do mobiliário. Essas etapas contemplaram análise de projetos, tempo de substituição, origem e destino dos materiais residuais. Para o cenário base não foi considerada a perspectiva de economia circular, uma vez que, segundo a

empresa não há ações que visem o reaproveitamento dos materiais substituídos. Dados secundários foram coletados da literatura para condução dos cenários de circularidade avaliados.

### Construção dos cenários

Foram elaborados cenários alternativos relativos à modelagem de fim de vida do mobiliário, componente fundamental no projeto de uma loja e, neste estudo, considerado um “hotspot” ambiental, com 34% de participação nos impactos totais incorporados da mesma. O mobiliário desempenha importante função no projeto de uma loja e, por isso, é alvo de substituições recorrentes. No caso da loja avaliada, o mobiliário misto, substituído totalmente a cada 10 anos, é constituído individualmente pelo composto de madeira MDF (*Medium Density Fiberboard*), ou aço pintado ou cromado, ou uma combinação desses componentes. Atualmente, todo o mobiliário misto desta tipologia de loja é destinado a aterros. Embora, sob a ótica conceitual da EC, a reciclagem não seja tão ambientalmente eficiente quanto a manutenção, o reuso e a remanufatura, optou-se por considerá-la neste estudo, dada a sua fácil implementação.

Para o estudo de caso, são quantificados, separadamente, os materiais que compõe o mobiliário, divididos em dois grupos principais: MDF e metal. Para cada grupo, são propostos cenários alternativos, considerando diferentes percentuais do resíduo gerado nas etapas de

Construção (A5), Manutenção (B4) e Demolição (C1), com encaminhamento para a reciclagem. Nos cenários, o percentual remanescente encaminhado para aterro é resultante de uma triagem inadequada ou de contaminação com outros resíduos, impossibilitando a sua reciclagem:

- i) *Cenário 1: 95% do resíduo é encaminhado para a reciclagem, sendo os 5% restantes encaminhados para aterro*
- ii) *Cenário 2: 50% do resíduo é encaminhado para a reciclagem, sendo os 50% restantes encaminhados para aterro.*

Para o MDF, é explorado um cenário alternativo de recuperação de energia, considerando que o resíduo encaminhado para reciclagem é transformado em cavaco para queima e então queimado para fins de geração de energia térmica. Então, são comparados os impactos da queima do cavaco originado do resíduo de MDF com os impactos da queima de um cavaco de madeira virgem. Os dados de queima do MDF foram adquiridos da DAP, utilizada para os dados do estudo, enquanto os dados de queima do cavaco de madeira virgem foram obtidos a partir da base *Ecoinvent*. O segundo cenário do MDF trata de um processo de beneficiamento do MDF, transformando-o em lascas. Esse processo substitui a produção de lascas de madeira virgem, que por sua vez dará origem a outros produtos.

Para o metal, os cenários alternativos correspondem a processos de reciclagem encontrados em estudo desenvolvido por Haupt, Kägi e Hellweg (2018), que apresentaram um conjunto de 190 inventários de coleta, triagem e reciclagem para diversos tipos de resíduos sólidos municipais, que foram desenvolvidos para o estudo ou adaptados para o contexto regional da Suíça.

Para o cálculo dos impactos totais foi feita a divisão dos benefícios ou cargas da reciclagem - soma dos benefícios de mdf queima, mdf lascas e metal - do cenário considerado, pelo impacto do ciclo de vida, sendo possível obter a porcentagem de benefício ou carga da reciclagem em relação aos impactos do ciclo de vida para cada categoria de impacto avaliada.

#### ***Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida***

Para modelagem e caracterização dos impactos ambientais, utilizou-se o software de ACV *OpenLCA* v1.7.2 (GREENDELTA, 2016). Por fim, para o cálculo dos impactos totais, os resultados caracterizados foram somados aos resultados presentes nas DAPs utilizando o software Microsoft Excel (MICROSOFT, 2016), onde foi realizada a combinação dos resultados. CML 2001 v4.4 *baseline* foi empregado como método de caracterização de impactos. O CML é comumente utilizado em estudos de ACV e DAPs para o setor da construção civil, pois contempla as categorias de impacto indicadas pela norma (CEN, 2013), portanto, consideradas para este estudo.

Neste estudo para o cenário base, considerou-se que os resíduos gerados nas etapas de Construção (A5), Uso (B4) e Fim de vida (C1) foram, em sua totalidade, encaminhados para aterros.

Para o cálculo do módulo D nos cenários alternativos de reciclagem, foram seguidas premissas da norma CEN EN 15804, que define impactos líquidos como impactos conectados ao processo de reciclagem que substituem a produção primária, menos os impactos que produzem o produto primário substituído. Sendo assim, considera-se que todos os impactos ocorridos antes da triagem são atribuídos ao módulo C e todos os impactos e benefícios que ocorrem após esse ponto são atribuídos ao módulo D. Todos os impactos da disposição em aterros são alocados são designados ao módulo C4 (descarte), enquanto os benefícios do impacto evitado da produção convencional de calor e eletricidade são contabilizados no módulo D.

Os benefícios foram calculados a partir do impacto evitado (CEN, 2013), em que se deduz, de um processo padrão de produção de aço, os impactos do processo de reciclagem dos materiais até o ponto de substituição, ou equivalência funcional, incluídos no Módulo D. No caso do MDF, os benefícios foram calculados deduzindo-se da combustão de biomassa de madeira virgem, os impactos da combustão do cavaco de madeira reciclada (MDF). Nessa abordagem, os benefícios são contabilizados em separado e podem ser aproveitados em outro

processo, o qual utiliza os materiais com conteúdo reciclado.

#### **Resultados e discussão**

Apesar do objetivo deste estudo não ser explorar o cenário base (em que não há ações de aproveitamento de materiais substituídos), cabe destacar, que o mobiliário apresentou 34% dos impactos do ciclo de vida do espaço varejista (Giugliani, 2019). Considerando isoladamente os impactos associados à geração de resíduos nas etapas de Construção (A5), Uso e Manutenção (B4) e Fim de Vida (C1), a etapa de Uso e Manutenção é responsável por grande participação nos impactos gerados. Logo, esse resultado está diretamente associado ao número de substituições totais dos sistemas e materiais e oferece uma oportunidade para introdução de medidas de circularidade voltadas para o ciclo de vida da loja, sendo o foco principal deste estudo.

Os cenários de circularidade demonstram que, dependendo da categoria de impacto e do material considerado, a contribuição relativa do módulo D varia consideravelmente, conforme é possível observar nas Tabelas 1 e 2, a partir de um gradiente de cor, em que o verde representa o maior benefício, passando pelo amarelo (médio benefício) e o vermelho o menor benefício. Como pode ser observado na Tabela 1, em que 95 % dos resíduos é destinado para reciclagem, há uma redução de até 32 % dos impactos na categoria de impacto depleção da camada de ozônio. Além disso, melhores resultados podem ser obtidos a partir de práticas da economia



circular com menos processos e operações envolvidos, como, por exemplo, o reuso (EMAF, 2015). Segundo Minunno et al., (2020), os benefícios ambientais das práticas de reuso podem superar os benefícios da reciclagem. Os autores concluem que projetar e construir com componentes de reuso compensa as emissões de gases de efeito estufa em 88% em comparação a uma construção convencional, além de beneficiar vários outros indicadores ambientais.

Os resultados também indicam um potencial significativo de redução dos impactos totais, na maior parte das categorias de impacto consideradas. Uma avaliação sobre os resultados permite perceber que eles diferem bastante tanto pela categoria de impacto quanto pelo material avaliado. Cabe ressaltar que o uso de dados agregados, no caso de DAPs, conferem uma limitação ao estudo dos cenários alternativos de reciclagem, pois, enquanto não considera o sequestro de carbono para o MDF, considera-o para madeira virgem, causando desvantagem no uso do material reciclado tanto para combustão como para a produção de lascas. Ainda assim, pode-se dizer que o MDF (modelo para produção de lascas) é o material que mais contribui para evitar impactos, chegando a uma redução 31,6% dos impactos referentes à categoria de Depleção da Camada de Ozônio.

Com isso, os cenários alternativos de reciclagem, apenas para o mobiliário composto de MDF e aço de diversas combinações, indicaram um caminho potencial para a redução dos impactos

totais do ciclo de vida da edificação. Isso indica que, caso desenvolvidos cenários de circularidade a partir da reciclagem para outros materiais, como sistemas estruturais, os ganhos ambientais poderiam ser ainda maiores. A exemplo disso, um estudo na cidade de Viena comprovou que o consumo anual de minerais de construção de 4,5 milhões de toneladas pode ser reduzido em 32% a partir da implementação da gestão de resíduos, incluindo iniciativas de redução na geração de resíduos, reuso e reciclagem (LEDERER et al., 2020).

Com os resultados da análise para o MDF, constata-se que selecionar materiais que sequestram carbono por longos períodos pode ser uma maneira de reduzir a CO<sub>2</sub> incorporado de um projeto (Densley; Meng, 2011).

**Tabela 1 - Percentuais de variação de impacto relativos ao ciclo de vida da Loja para C1, em que 95% do resíduo é encaminhado para a reciclagem. Valores negativos indicam redução de impactos.**

Categorias impacto	MDF LASCAS	METAL	TOTAL
Acidificação	-15,8%	-0,2%	-15,9%
Aquecimento Global	37,6%	-0,7%	36,9%
Depleção de rec. Abióticos-elementos	-3,1%	8,7%	5,6%
Depleção de rec. Abióticos-fósseis	-12,7%	0,7%	-12,0%
Eutrofização	-9,2%	-0,8%	-10,0%
Depleção da Camada de Ozônio	-35,6%	4,0%	-31,6%
Formação de Ozônio Fotoquímico	-5,6%	-0,6%	-6,3%

Categorias impacto	MDF QUEIMA	METAL	TOTAL
Acidificação	-4,7%	-0,2%	-4,9%
Aquecimento Global	88,3%	-0,7%	87,6%
Depleção de rec. Abióticos-elementos	-1,4%	8,7%	7,3%
Depleção de rec. Abióticos-fósseis	-1,1%	0,7%	-0,4%
Eutrofização	-4,2%	-0,8%	-5,1%
Depleção da Camada de Ozônio	-2,9%	4,0%	1,1%
Formação de Ozônio Fotoquímico	-3,0%	-0,6%	-3,6%

**Tabela 2 - Percentuais de variação de impactos relativos ao ciclo de vida da Loja para C2, em que 50% do resíduo é encaminhado para a reciclagem. Valores negativos indicam redução de impactos.**

Categorias impacto	MDF LASCAS	METAL	TOTAL
Acidificação	-8,3%	-0,1%	-8,4%
Aquecimento Global	19,8%	-0,4%	19,4%
Depleção de rec. Abióticos-elementos	-1,6%	4,6%	3,0%
Depleção de rec. Abióticos-fósseis	-6,7%	0,4%	-6,3%
Eutrofização	-4,8%	-0,4%	-5,3%
Depleção da Camada de Ozônio	-18,8%	2,1%	-16,6%
Formação de Ozônio Fotoquímico	-3,0%	-0,3%	-3,3%

Categorias impacto	MDF QUEIMA	METAL	TOTAL
Acidificação	-2,5%	-0,1%	-2,6%
Aquecimento Global	46,5%	-0,4%	46,1%
Depleção de rec. Abióticos-elementos	-0,7%	4,6%	3,8%
Depleção de rec. Abióticos-fósseis	-0,6%	0,4%	-0,2%
Eutrofização	-2,2%	-0,4%	-2,7%
Depleção da Camada de Ozônio	-1,6%	2,1%	0,6%
Formação de Ozônio Fotoquímico	-1,6%	-0,3%	-1,9%

No cenário nacional, a possibilidade de reciclagem do MDF para fins de produção de novas chapas é ainda limitada. Com isso, embora controlado por diretrizes ambientais, a utilização do cavaco de MDF para queima, é a solução mais usual a parte da destinação para aterros. Segundo Araújo (2012), O MDF é um material com grande potencial para o fechamento do ciclo, no entanto devem ser superadas barreiras como a utilização de resinas nocivas à saúde em sua composição e o descarte fragmentado dos móveis. Ainda, coloca que a fibra reciclada tem potencial para substituir a fibra virgem sem perda de qualidade, porém as tecnologias necessárias para a recuperação das fibras não são habituais no Brasil.

Destaca-se ainda que a declaração do módulo D, apesar de opcional para os estudos de ACV, com exceção de DAP, apresenta considerável relevância, pois reconhece o conceito de “projeto para reuso, reciclagem e recuperação” em edifícios, indicando os benefícios potenciais do uso evitado de materiais e combustíveis primários, levando em consideração as cargas associadas aos processos de reciclagem além do ciclo de vida.

## Conclusões

A reciclagem do MDF e metal presentes nos mobiliários reduzem o impacto ambiental em todas as categorias de impacto avaliadas, com exceção da categoria de impacto aquecimento global, pois, para o MDF, não é considerada a absorção de carbono da forma como é feito para a madeira virgem.

Logo, esses resultados revelam que medidas como reuso, reparo e manutenções dos sistemas podem ser promissoras para a redução de impactos potenciais e para a transição para a Economia Circular.

A possibilidade de reciclagem do MDF, a partir da transformado em lascas apresenta a melhor alternativa de reciclagem. Por outro lado, o estudo demonstra que a reciclagem do MDF contribui negativamente para aquecimento global, já que o uso de MDF recuperado acaba por não levar em consideração o sequestro de carbono na modelagem do estudo de ACV. Além disso, a queima do MDF, para gerar energia,

pode aumentar em até 88% as emissões de CO<sub>2</sub>eq. no ciclo de vida dos espaços avaliados. No entanto, o uso de dados agregados não considera o sequestro de carbono para o MDF, considerando-o para madeira virgem, causando desvantagem no uso do material reciclado.

Por fim, os resultados deste estudo demonstram que ações contemplando as premissas da EC são fundamentais para o setor de varejo e devem contemplar o mobiliário destes espaços.

## Agradecimentos

Os autores agradecem às instituições que apoiam os pesquisadores envolvidos neste estudo: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul (FAPERGS e aos revisores dos artigos do GCV 2020.

## Referências bibliográficas

- ANAND, C. K.; AMOR, B. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*(2017). <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2016.09.058>
- ARAÚJO, G. Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro. Desafios para aplicação da metodologia do Berço ao berço ao ciclo de vida de móveis de MDF e MDP (2012).
- BERTIN, I. et al. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (2019). doi:10.1088/1755-1315/323/1/012020
- AYE, L. et al. *Energy & Buildings* (2011).<http://dx.doi.org/10.1016/j.enbuild.2011.11.049>
- CASTRO, R; PASANEN, P. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (2019). doi:10.1088/1755-1315/225/1/012019
- DELEM, L; WASTIELS, L. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (2019). doi:10.1088/1755-1315/290/1/012042
- DENSLEY, D.; MENG, T.. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers* (2011). <http://dx.doi.org/10.1680/ener.2011.164.4.195>
- EBERHARDT et al.. *IOP Conference Series: Earth and Environmental*

*Science* (2019). doi:10.1088

ELLEN MACARTHUR FOUNDATION. Ellen Macarthur Foundation. Disponível em: <<https://www.ellenmacarthurfoundation.org>>. Acesso em: 05 mar. 2020.

EUROPEAN COMMITTEE FOR STANDARDISATION (CEN). Sustainability of construction works - Environmental product declarations - Core rules for the product category of construction products. EN 15804+A1. Bruxelas. CEN, 2013.

FARRENY, R.; GABARRELL, X.; RIERADEVALL, J. *Energy Policy* (2008). doi:10.1016/j.enpol.2008.02.013

FIELDSON, R.; RAI, D. *Journal of Retail & Leisure Property* (2009) 8,(2009). doi: 10.1057/rlp.2009.16

GHISELLINI, P.; RIPA, M.; ULGIATI, S. *Journal of Cleaner Production* (2018). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.11.207>

GIMENO-FRONTERA, B. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (2018). <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.06.027>

GIUGLIANI, J. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Contribuição para avaliação de impactos ambientais do ciclo de vida de lojas do segmento de varejo no contexto da Economia Circular (2019).

HAUPT, M.; KÄGI, T.; HELLWEG, S. *Data in Brief* (2018). <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.03.035>

HONG, J. et al. *Resources , Conservation & Recycling* (2018). <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.06.016>

LEDERER, J. et al. *Resources, Conservation and Recycling* (2020)<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104942>

LEROY, C. et al. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (2019). doi:10.1088/1755-1315/323/1/012049

MARZOUK, M.; AZAB, S. *Resources , Conservation and Recycling* (2014). <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.10.015>

MINUNNO, R. et al. *Resources, Conservation and Recycling* (2020). <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104855>

MORAGA, G. L. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Avaliação do Ciclo de Vida e simulação termoenergética em unidade habitacional unifamiliar do Programa Minha Casa Minha Vida (2017).

MORALES, M. et al. *Impacts of Functional Unit in Social Housing LCA: a Brazilian case Study. VII International Conference in Life Cycle Assessment in Latin America (Cilca)* (2017). pp 210-213

MORALES, M et al. *Journal of Cleaner Production* (2019). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117869>

RUSCHI, M.; SAADE, M.; GOMES, V. *Smart and Sustainable Built Environmen*(2014). DOI 10.1108/SASBE-04-2013-0024

SIMONE, H.; ALBERG, M. *Journal of Cleaner Production* (2019). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118531>

SLAUGHTER, E. S. *Research & Information* (2014). <http://dx.doi.org/10.1080/09613210010027693>

SOUST-VERDAGUER, B.; LLATAS, C.; GARCÍA-MARTÍNEZ, *Building and Environment* (2016). <http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2016.04.014>

TAKANO, A. et al. *Building and Environment* (2015). <http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2015.03.001>

## ACV como estratégia circular para escolha de matérias-primas na produção de painéis de partículas

Letícia Missiatto Gavioli<sup>1</sup>

Diogo Silva<sup>2</sup>

Cristiane Bueno<sup>3</sup>

João Adriano Rossignolo<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidade de São Paulo – Faculdade de Zootecnia e Engenharia de Alimentos (USP/FZEA), Departamento de Engenharia de Biossistemas. Pirassununga, SP, Brasil.

<sup>2</sup>Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), Departamento de Engenharia de Produção. Sorocaba, SP, Brasil.

<sup>3</sup>Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), Departamento de Construção civil. São Carlos, SP, Brasil.

leticia.missiatto.gavioli@usp.br

### Resumo

O Brasil é o oitavo maior produtor de painéis de madeira do mundo e em consonância com concepções da economia circular, pesquisas vem sendo realizadas sobre incorporação de resíduos e redução de impactos ambientais, como o uso de partículas de bagaço de cana-de-açúcar (BCA) e resina poliuretana bicomponente à base de óleo de mamona (PU de mamona). Entretanto, antes de serem considerados “sustentáveis” é essencial quantificar os impactos ambientais envolvidos e uma técnica que possibilita essa análise é a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV). O objetivo deste trabalho é promover a ACV como uma estratégia circular na escolha de matérias-primas com menores impactos ambientais para produção de painéis de partículas, comparando o uso das resinas UF e PU de mamona e de partículas de eucalipto e BCA. Foram comparados: Painel 1 – partículas de eucalipto e resina UF (convencional), Painel 2 – partículas de BCA e resina UF e Painel 3 – partículas de BCA e resina PU de mamona. A ACV foi realizada do berço aos portões de fábrica e as quantidades de matérias-primas para os Painéis 1 e 2 foram baseados nos estudos de Silva et al. (2013) e Mendes et al. (2014),

respectivamente. O Painel 3 foi produzido em laboratório. Foi utilizado o software GaBi 6 e o método de avaliação de impactos ReCiPe. As categorias de impacto abordadas são: aquecimento global, esgotamento de recursos fósseis, ecotoxicidade em água doce, eutrofização em água doce, toxicidade humana, depleção de ozônio e depleção de água. O Painel 1 apresentou maiores impactos ambientais potenciais em cinco categorias. O Painel 2 apresentou impactos próximos ao Painel 1, devido ao uso da resina UF. O Painel 3 obteve os melhores resultados para cinco categorias, apresentando maior impacto ambiental dentre os painéis para depleção de água, devido ao consumo energético para produção da resina PU de mamona e à porcentagem de fonte hidroelétrica utilizada na matriz brasileira, e eutrofização em água doce, devido ao consumo de fertilizantes e agroquímicos utilizados nas produções agrícolas. A ACV se mostrou uma eficiente estratégia circular para escolha de matérias-primas com menores impactos ambientais na produção de painéis de partículas.

**Palavras-chaves:** bagaço de cana-de-açúcar, resina poliuretana a base de óleo de mamona, impactos ambientais, painel MDP.

### Introdução

Segundo o relatório da Fundação Ellen MacArthur (ELLEN MACARTHUR FOUNDATION, 2013), uma das propostas da economia circular é reduzir resíduos e maximizar a vida de um produto com diversos ciclos reversos consecutivos, sendo por reuso, remanufatura ou reciclagem.

O descarte de resíduos sólidos gerados a partir da produção agrícola e industrial representa uma área de preocupação recente, devido ao

crescimento do volume de resíduos, relacionados ao crescimento da população, urbanização e aumento no consumo (BATTEGAZZORE et al., 2017).

Convencionalmente, as matérias-primas utilizadas na indústria de painéis particulados de média densidade (MDP) são fibras e partículas de madeira, porém segundo Nakanishi et al., (2018), devido à pressão sobre as florestas de crescimento lento, muitos estudos estão sendo realizados buscando avaliar novas matérias-primas ambientalmente corretas para a fabricação de painéis.

O bagaço de cana-de-açúcar (BCA), coproduto da indústria sucroalcooleira, como partículas na produção de painéis de partículas, apresentou resultados físicos e mecânicos que atenderam normas nacionais e internacionais (MENDES et al., 2014; OLIVEIRA et al., 2017; NAKANISHI et al., 2018).

A resina ureia formaldeído, convencionalmente utilizada na produção de painéis de partículas, apresenta emissões de compostos carcinogênicos (SANTOS et al., 2014), o que fundamenta pesquisas em busca de resinas com menores impactos ambientais.

Estudos com resina poliuretana bicomponente à base de óleo de mamona (PU de mamona) aplicada em painéis de partículas, apresentaram resultados que atenderam requisitos de normas nacionais e internacionais (FIORELLI et al., 2013; GARZÓN-BARRERO et al., 2016).

O uso do BCA, como partículas para produção de painéis, entra em consonância com uma das principais propostas da economia circular: reuso de resíduos e inserção em cadeias produtivas como ciclos reversos, porém é fundamental avaliar os impactos ambientais envolvidos.

Não foram encontrados estudos de ACV em painéis MDP utilizando a resina PU de mamona e estudos aplicados em painéis MDP em geral são escassos.

Dessa forma, este estudo busca comparar os impactos ambientais potenciais de partículas de BCA e adesivo de PU de mamona em relação às matérias-primas convencionais, para produção de painéis MDP e por meio da ACV, apresentar uma estratégia circular para escolha de matérias-primas com menores impactos ambientais.

## **Metodologia**

A metodologia deste estudo foi dividida em quatro etapas que serão descritas nas subseções: 1) Revisão bibliográfica; 2) Produção de painel MDP; 3) Aplicação da ACV e 4) Interpretação dos resultados.

### **1) Revisão Bibliográfica**

Com o intuito de mapear os estudos existentes sobre ACV, painel de partículas de média densidade (MDP) e uso de bagaço de cana-de-açúcar como matéria-prima para produção dos painéis, foi realizada a revisão bibliográfica.

Foram encontrados estudos de ACV em painel MDP convencional, produzido com partículas de eucalipto e resina ureia formaldeído (UF) (SILVA et al., 2013), e painel com BCA e resina UF (MENDES et al., 2014).

Não foram encontrados estudos sobre ACV em painéis de partículas com uso de resina poliuretana bicomponente à base de óleo de mamona, portanto foi produzido em laboratório uma formulação com BCA e resina PU de mamona.

Após a coletânea de artigos, foi realizado um estudo na literatura sobre as categorias de impacto mais expressivas dentre as citadas nos artigos mais relacionadas aos impactos ambientais das matérias-primas utilizadas e dos processos realizados.

### **2) Produção de painel MDP**

O BCA foi seco em estufa com circulação de ar quente por aproximadamente 72 horas para obter umidade abaixo de 8%. O bagaço então passou por um moinho de facas com peneira acoplada de 1 cm. Posteriormente, as partículas passaram por um conjunto de peneiras vibratórias e a seleção para uso como matéria-prima foi acima de 0,6 mm e abaixo de 8 mm.

As partículas foram inseridas em betoneira para homogeneização e a resina PU de mamona foi adicionada na proporção de 12% em relação a massa total, com proporção de 1:1,5 (uma parte do componente A, pré-polímero + uma parte e

meia do componente B, polioli), por meio de um aspersor para melhor homogeneização e agitados por 5 minutos.

Após a mistura as partículas foram inseridas em um molde de madeira com dimensão de 550 mm x 550 mm para formação de um colchão de partículas. Esse colchão foi então pré-prensado manualmente e depois inserido em uma prensa hidráulica com aquecimento por 10 minutos nas condições de 100°C de temperatura e 5 MPa de pressão.

Após a prensagem, os painéis acondicionados em temperatura ambiente por 72 horas para a cura completa da resina. Foram realizados ensaios de densidade aparente, inchamento 24h, resistência à tração perpendicular, resistência à flexão estática e módulo de elasticidade segundo as normas NBR 14810 e ANSI 208.1.

### **3) Aplicação da ACV**

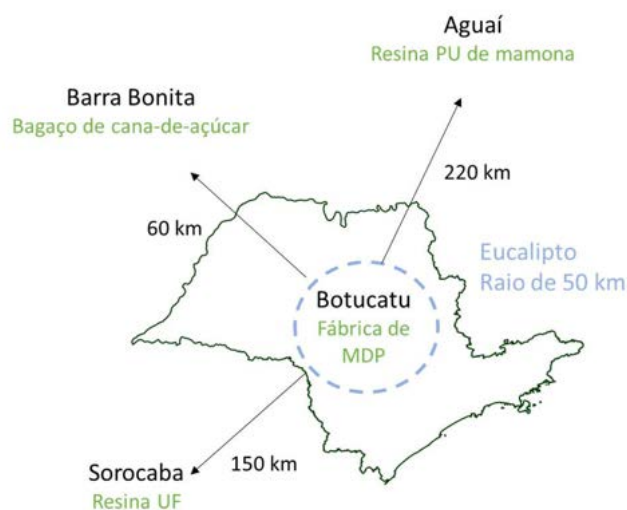
Para aplicação da ACV foi utilizado o software GaBi 6 e os dados do Inventário de Ciclo de Vida (ICV) foram provindas das bases de dados Ecoinvent 2.01 e SICV Brasil. O processo produtivo de geração de energia foi criado de acordo com as fontes energéticas do Balanço Energético Nacional (BEN, 2019), que alimentou todos os processos dentro da fronteira.

Toda a aplicação foi baseada nas normas NBR ISO 14040 e NBR ISO 14044. Não foram encontrados estudos sobre as emissões ao ar, água e solo, degradação e decomposição de

painéis MDP com resina PU de mamona e BCA, tanto em sua fase de uso quanto em sua disposição final, e assim, a vida útil de ambos os painéis foi considerada igual. Dessa forma não houve comparação nos últimos dois processos.

O escopo geográfico utilizado nesse estudo situa-se no interior do estado de São Paulo e todas as localizações dos processos (fábrica de painéis MDP, por exemplo) se basearam em instalações reais, conforme a Figura 1.

Figura 1: Escopo geográfico utilizado no estudo

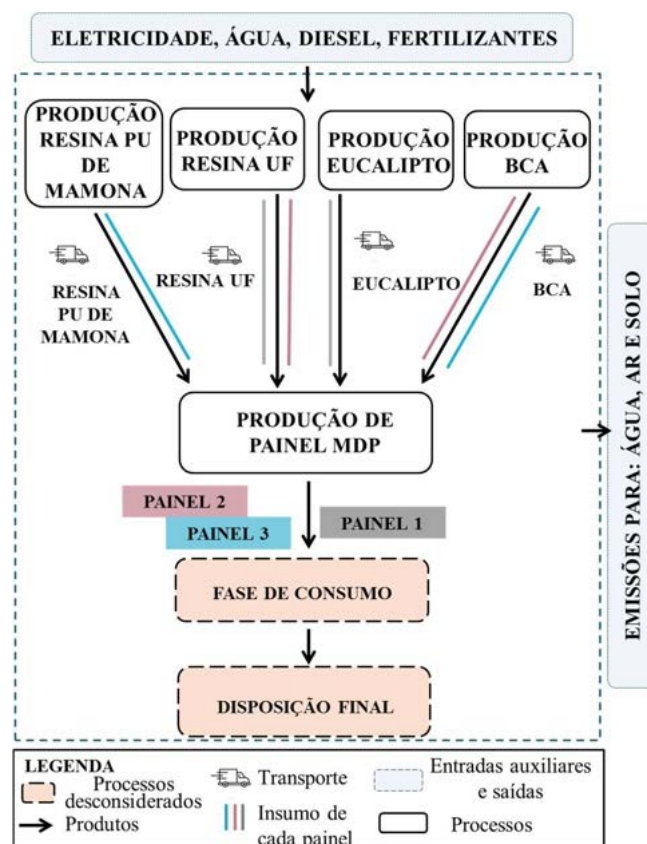


Foram criados planos de processos para cada painel dentro do software considerando todos os objetos inseridos na fronteira apresentada na Figura 2.

A metodologia utilizada para Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV) foi a ReCiPe,

respaldada pelo estudo realizado por Bueno (2014), o qual realizou uma análise de sensibilidade com diversas metodologias para aplicação em construção civil.

Figura 2: Fronteiras do sistema de produção de painéis MDP utilizada no estudo



As categorias de impacto utilizadas neste artigo são: Mudanças Climáticas (MC), Esgotamento de Recursos Fósseis (ERF), Depleção de Ozônio (DO), Toxicidade Humana (TH), Ecotoxicidade

em Água Doce (ECAD), Eutrofização em Água Doce (EAD) e Esgotamento de Água (EA).

A escolha das categorias de impacto baseou-se nas categorias utilizadas em estudos de ACV em painéis de madeira (SANTOS et al., 2014; SILVA et al., 2014) como: ecotoxicidade, eutrofização, depleção de ozônio, mudanças climáticas e toxicidade humana, e em variações muito expressivas nos resultados, como por exemplo a categoria EA.

#### 4) Interpretação dos resultados

Os resultados da ACV comparativa estão apresentados primeiramente de forma geral, com os resultados de cada categoria de impacto para as três diferentes formulações. Posteriormente, um gráfico com as contribuições de impactos das fases produtivas.

### Resultados

#### Produção de Painel MDP

Os ensaios de densidade aparente, inchamento 24h, resistência à tração perpendicular, resistência à flexão estática e módulo de elasticidade do Painel 3, produzido com partículas de BCA e resina PU de mamona, atenderam às normas NBR 14810 e ANSI 208.1, conforme apresentado na Tabela 1.

Os resultados apresentados foram comparados com os requisitos para painéis do tipo P2 – Painéis não estruturais para uso interno em

condições secas de acordo com a norma NBR 14810 e M -1 e M – S (painéis comerciais) de acordo com a ANSI 208.1.

**Tabela 1: Propriedades físicas e mecânicas do Painel 3**

Propriedades	Unidade	Painel 3
Densidade	kg/ m <sup>3</sup> .	667
Inchamento 24h	%	17,7
Resistência à tração perpendicular	MPa	0,63
Resistência à flexão estática	MPa	23,64
Módulo de elasticidade	MPa	2163

#### **Aplicação da ACV: resultados gerais**

Conforme a Tabela 2, o Painel 1 (convencional) apresenta o maior potencial de impacto ambiental para cinco das sete categorias de estudadas.

O Painel 2 (BCA + UF), apresentou resultados intermediários e em algumas categorias, valores próximos aos do Painel 1, ou seja, apenas a alteração das partículas não apresentou as maiores reduções de impactos ambientais.

**Tabela 2: Resultados da AICV em nível midpoint pela metodologia ReCiPe 2008**

Categoria de Impacto	Unidade	Painel 1	Painel 2	Painel 3
MC	kg CO2 eq.	314,74	249,04	153,83

ERF	kg petróleo eq.	151,90	125,01	41,85
DO	kg CFC-11 eq.	4,4518E-05	3,7085E-05	1,72159E-05
TH	kg 1,4-DB eq.	29,49	28,67	22,55
ECAD	kg 1,4-DB eq.	0,3740	0,4206	0,2090
EAD	kg P eq.	0,0022	0,0034	0,0177
EA	m <sup>3</sup>	1500	1330	2318

As abreviações das categorias de impacto representam: Mudanças Climáticas (MC), Esgotamento de Recursos Fósseis (ERF), Depleção de Ozônio (DO), Toxicidade Humana (TH), Ecotoxicidade em Água Doce (ECAD), Eutrofização em Água Doce (EAD) e Esgotamento de Água (EA). O preenchimento verde na indica os menores impactos ambientais e o preenchimento laranja representa os maiores impactos ambientais para cada categoria de impacto.

A formulação com os menores potenciais de impactos ambientais foi o Painel 3, produzido com partículas de BCA e resina PU de mamona, o que indica uma redução de impactos com a substituição da resina convencional.

#### **Aplicação da ACV: contribuição de impacto**

A partir da Tabela 3 e da Tabela 4, nota-se que o maior *hotspot* em cinco das sete categorias foi a produção da resina UF para os painéis 1 e 2, graças às emissões durante sua produção, principalmente devido ao composto formaldeído.

Observando a Tabela 5, o processo que apresenta a maior contribuição de impacto para o Painel 3 (produzido com BCA e resina PU de mamona), é o Mix Energético, o que pode ser explicado pelo discrepante gasto energético para a

produção das resinas, para a produção de 1 kg de resina UF é necessário 4 MJ e para 1 kg da resina PU de mamona são utilizados 14 MJ.

O processo de produção de painel MDP é o maior *hotspot* para a categoria TH, principalmente devido às emissões de partículas e gases durante o aquecimento dos adesivos na prensagem.

Para o Painel 3, na categoria de ECAD, o processo que com o maior impacto ambiental foi a produção do BCA, vinculados ao consumo de agrotóxicos como glifosato, 2,4-D, atrazina, aldrin e linuron que liberam emissões para água doce.

Para a categoria de EAD, no Painel 3, os maiores contribuidores de impacto são a produção da resina PU de mamona e a produção de BCA, principalmente devido aos resíduos de fósforo proveniente dos fertilizantes utilizados.

Referente ao Painel 3, a produção da resina PU de mamona apresentou valor negativo para a categoria de EA. Esse resultado pode ser explicado devido à capacidade de se produzir satisfatoriamente sob condições de baixa precipitação pluvial, sendo de grande importância ao semiárido brasileiro (BARROS JÚNIOR, 2008).

#### **Conclusões**

A produção do Painel 1 (MDP convencional) apresentou o maior potencial de impacto para quatro das sete categorias estudadas.

Enquanto a produção do Painel 3 (BCA + PU de mamona) evidenciou menores impactos ambientais

Tabela 3: Contribuição de impactos para o Painel 1

Processos / Categorias e Impacto e Unidade	MC	ERF	DO	TH	ECAD	EAD	EA
	kg CO2-eq.	kg petróleo eq.	kg CFC-11 eq.	kg 1,4-DB eq.	kg 1,4-DB eq.	kg P eq.	m3
Mix energético	47,72	10,11	2,67E-06	0,4389	0,020	1,61E-04	1199
Produção BCA	0	0	0	0	0	0	0
Transporte	7,65	2,90	1,23E-06	0,1407	0,008	4,57E-05	9,25
Produção resina UF	209,73	115,25	3,06E-05	11,46	0,324	0,0019	283,04
Produção MDP	34,25	23,64	9,99E-06	17,11	0,022	3,69E-05	8,96
Produção resina PU mamona	0	0	0	0	0	0	0
Eucalipto	15,40	0	0	7,49E-05	1,43E-09	0	0,0598
<b>Total</b>	<b>314,74</b>	<b>151,90</b>	<b>4,45E-05</b>	<b>29,49</b>	<b>0,374</b>	<b>0,0022</b>	<b>1500</b>

As células preenchidas em laranja representam o processo com maior contribuição de impacto para cada processo.

Tabela 4: Contribuição de impactos para o Painel 2

Processos / Categorias de Impacto e Unidade	MC	ERF	DO	TH	ECAD	EAD	EA
	kg CO2-eq.	kg petróleo eq.	kg CFC-11 eq.	kg 1,4-DB eq.	kg 1,4-DB eq.	kg P eq.	m3
Mix energético	43,40	9,19	2,42866E-06	0,3991	0,0183	0,0001	1090
Produção BCA	6,52	1,50	5,17716E-07	2,09	0,1290	0,0017	9,91
Transporte	7,24	2,81	1,18744E-06	0,1344	0,0089	5,0481E-05	8,87
Produção resina UF	157,25	86,42	2,29603E-05	8,59	0,2428	0,001442828	212,22
Produção MDP	34,64	25,10	9,9915E-06	17,45	0,0217	3,75848E-05	9,00
Produção resina PU mamona	0	0	0	0	0	0	0
Eucalipto	0	0	0	0	0	0	0
<b>Total</b>	<b>249,04</b>	<b>125,01</b>	<b>3,70856E-05</b>	<b>28,67</b>	<b>0,4206</b>	<b>0,0034</b>	<b>1330</b>

As células preenchidas em laranja representam o processo com maior contribuição de impacto para cada processo.

Tabela 5: Contribuição de impactos para o Painel 3

Processos / Categorias e Impacto e Unidade	MC	ERF	DO	TH	ECAD	EAD	EA
	kg CO <sub>2</sub> -eq.	kg petróleo eq.	kg CFC-11 eq.	kg 1,4-DB eq.	kg 1,4-DB eq.	kg P eq.	m <sup>3</sup>
Mix energético	92,23	19,54	5,16167E-06	0,8482	0,0388	0,0003	2317
Produção BCA	6,33	1,46	5,0257E-07	2,03	0,1252	0,0017	9,62
Transporte	9,33	3,59	1,52007E-06	0,1741	0,0110	6,13965E-05	11,58
Produção resina UF	0	0	0	0	0	0	0
Produção MDP	32,52	17,27	9,9915E-06	17,45	0,0215	3,40145E-05	8,77
Produção resina PU mamona	13,42	0,00	4,01146E-08	2,05	0,0124	0,0156	-28,68
Eucalipto	0	0,00	0	0	0	0	0
<b>Total</b>	<b>153,83</b>	<b>41,85</b>	<b>1,72159E-05</b>	<b>22,55</b>	<b>0,2090</b>	<b>0,0177</b>	<b>2318</b>

em cinco das sete categorias, com reduções de até 72% em relação ao Painel 1, principalmente devido ao uso da resina PU de mamona.

A alteração somente não apresentou grandes reduções nos valores de impactos, como pode ser observado comparando os resultados dos painéis 1 e 2.

Para os painéis 1 e 2, a produção da resina UF foi responsável pela maior contribuição de impacto em cinco das sete categorias, evidenciando a necessidade de estudo de novas resinas.

A ACV se apresentou como uma técnica de gestão ambiental que pode ser associada ao desenvolvimento de produtos como uma estratégia de escolha de entradas circulares.

### Agradecimentos

O apoio e financiamento da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao suporte técnico da Faculdade de Zootecnia e Engenharia de Alimentos (USP/FZEA) e do Laboratório de Construções e Ambiente.

### Referências bibliográficas

AMERICAN NATIONAL STANDARDS INSTITUTE. ANSI A208.1.: Gaithersburg, 1993.  
ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT, Rio de Janeiro. NBR ISO 14040 – Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida: princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2009a.  
\_\_\_\_\_. NBR ISO 14044 – Gestão ambiental – Avaliação de ciclo de vida: requisitos e orientações. Rio de Janeiro, 2009b.  
\_\_\_\_\_. NBR 14810 – Painéis de partículas de média densidade. Parte 2: Requisitos e Métodos de ensaio. Rio de Janeiro, 71 p., 2018.  
BARROS JUNIOR, Genival et al. Consumo de água e eficiência do uso para duas cultivares de mamona submetidas a estresse hídrico. Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental, v. 12, n. 4, p. 350-355, 2008.  
BATTEGAZZORE, D. et al. Layer by Layer-functionalized rice husk particles: A novel and sustainable solution for particleboard production. Materials Today Communications, v. 13, p. 92–101, 1 dez. 2017.

BUENO, C. Avaliação de Ciclo de Vida na Construção Civil: Análise de Sensibilidade. 266 p. Tese (Doutorado). Instituto de Arquitetura e Urbanismo, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2014.  
FIORELLI, Juliano et al. Sugarcane bagasse and castor oil polyurethane adhesive-based particulate composite. Materials Research, v. 16, n. 2, p. 439-446, 2013.  
GARZON-BARRERO, Núbia Mireya et al. Evaluation of mold growth on sugarcane bagasse particleboards in natural exposure and in accelerated test. International Biodeterioration & Biodegradation, v. 115, p. 266-276, 2016.  
ELLEN MACARTHUR FOUNDATION. Towards the circular economy - Economic and Business Rationale for an Accelerated Transition. Disponível em: <<https://mvonederland.nl/system/files/media/towards-the-circular-economy.pdf>>. Acesso em: 8 out. 2018.  
EMPRESA, DE PESQUISA ENERGÉTICA. Balanço Energético Nacional (BEN) 2018: Ano base 2018. Rio de Janeiro: EPE, 2019.  
MENDES, R. F. et al. Use of Sugarcane Bagasse for Particleboard Production. Key Engineering Materials, v. 634, p. 163–171, 2014.  
NAKANISHI, E. Y. et al. Study of the production process of 3-layer sugarcane-bamboo-based particleboards. Construction and Building Materials, v. 183, p. 618-625, 2018.  
OLIVEIRA, S. L. et al. Material Laminar inclusion. Cerne, v. 23, n. 2, p. 153–160, 2017.  
SANTOS, Maria Fernanda N. et al. Comparative study of the life cycle assessment of particleboards made of residues from sugarcane bagasse (Saccharum spp.) and pine wood shavings (Pinus elliottii). Journal of Cleaner Production, v. 64, p. 345-355, 2014.  
SILVA, D. A. L. et al. Life cycle assessment of medium density particleboard (MDP) produced in Brazil. The International Journal of Life Cycle Assessment, v. 18, n. 7, p. 1404-1411, 2013.  
SILVA, Diogo Aparecido Lopes et al. Do wood-based panels made with agro-industrial residues provide environmentally benign alternatives? An LCA case study of sugarcane bagasse addition to particle board manufacturing. The International Journal of Life Cycle Assessment, v. 19, n. 10, p. 1767-1778, 2014.



## ***Eco-inovação: uma análise do estado da arte em busca de ferramentas e metodologias mais utilizadas***

Thais Mitie Nunes Nakahira <sup>1</sup>

Gabriela Giusti <sup>2</sup>

Márcia Regina Neves Guimarães<sup>1</sup>

André Coimbra Félix Cardoso<sup>1</sup>

Diogo Aparecido Lopes Silva <sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidade Federal de São Carlos, Rodovia João Leme dos Santos, SP-264, km 110,

Itinga, Sorocaba, 18052-780, Brasil.

thaismitie@gmail.com

### **Resumo**

*Desde os anos de 1990, os assuntos “sustentabilidade” e “meio ambiente” tornaram-se pauta em evidência de preocupações não só políticas, mas também empresariais. Esses assuntos, que antes eram associados a custos e restrições que poderiam contradizer os objetivos de crescimento de uma empresa, hoje são cada vez mais vistos como fonte potencial de vantagem competitiva. A mudança de pensamento de empresas e de seus stakeholders, cujo intuito é incorporar a sustentabilidade ao longo da cadeia de valor e dos modelos de negócios por meio de modificações ou soluções inovadoras em produtos e processos, é chamada de eco-inovação. Nesse contexto, o objetivo desse trabalho foi avaliar, por meio de uma Revisão Bibliográfica Sistemática (RBS), as ferramentas e metodologias mais utilizadas no processo de implementação da eco-inovação, além de entender o estado da arte sobre o tema. Para isso, foi utilizada a base de dados Web of Science e foram encontrados 576 artigos entre os anos de 2015 e 2019, envolvendo 57 países diferentes, 1281 autores e 240 veículos de publicação. Dentre os resultados – analisados pelo software de bibliometria HistCite – ressalta-se a predominância de artigos vinculados aos periódicos Journal of Cleaner Production e Sustainability, e o principal país de origem sendo a Itália. Além disso, observa-se a relevância do assunto nos últimos 5 anos, principalmente quando se trata dos motivadores (direcionadores ou “Drivers”) da*

*eco-inovação, sendo estes divididos em: fatores do lado da demanda, fatores do lado da oferta e fatores políticos e institucionais. Os direcionadores são versáteis, abrangendo empresas de pequeno e grande porte e de diferentes setores da economia. No entanto, carecem de estudos que abordem as ferramentas e metodologias para a implementação da eco-inovação num modelo de negócio novo ou já existente tomando-se como base, por exemplo, o recente manual de eco-inovação da UNEP (2017), sendo, portanto, este um gap concluído como uma oportunidade para estudos futuros.*

**Palavras-chaves:** *Inovação sustentável, Economia Circular, Modelo de Negócio Sustentável, Revisão Bibliográfica Sistemática.*

### **Introdução**

Com a virada do século 21 a preocupação acerca do tema de sustentabilidade passa a ser relevante no setor empresarial. Problemas ambientais recorrentes e a necessidade de se avaliar o ciclo de vida dos produtos têm levado as organizações a repensarem sua estratégia e seu modelo de negócios, incorporando a sustentabilidade nos processos de inovação (SEBRAE, 2017). Przychodzen e Przychodzen (2014) apontam ainda a crescente consciência ecológica do consumidor, o aumento da importância da responsabilidade social nas empresas e a preocupação com o nível de competitividade empresarial de modo sustentável.

Andersen (2004) afirma que a visão tradicional das empresas de que as questões ambientais são associadas a custos e restrições vem mudando, atualmente essas questões “são cada vez mais

vistas como fonte potencial de vantagem competitiva”, sendo o centro das estratégias organizacionais.

Diante deste contexto e da necessidade de as empresas incluírem questões sociais e ecológicas ao desenvolverem novos produtos (BOSSLE et al, 2016), surge o conceito de eco-inovação.

De acordo com UNEP (2017), eco-inovação trata-se do desenvolvimento e aplicação de um modelo de negócios que incorpore a sustentabilidade na sua proposta de valor, e que envolva toda a cadeia de valor baseando-se no Pensamento de Ciclo de Vida. O manual sobre eco-inovação da UNEP (2017) traz um conjunto de ferramentas quali-quantitativas para possibilitar o desenho de modelos de negócio mais sustentáveis. Todavia, além desse recente manual, outras referências são observadas na literatura, as quais nem sempre se mostram convergentes quanto a forma de se colocar em prática a eco-inovação.

A partir dessa discussão, essa pesquisa tem como questão central: *Quais são as ferramentas e metodologias mais utilizadas atualmente no processo de eco-inovação e as principais dificuldades na sua aplicação prática?*

Para responder a essa pergunta, o objetivo deste artigo foi propor uma análise comparativa das ferramentas e metodologias de eco-inovação mais utilizadas na literatura. Além disso, buscou-se entender qual é o “estado da arte” sobre eco-inovação, com foco na identificação dos principais setores que eco-inovam, suas

características, e as principais ferramentas e metodologias empregadas e, por fim, quais são os estudos científicos que têm adotado o manual da UNEP (2017) como base para se ecoinnovar.

### Eco-inovação

Apesar da existência de diferentes definições na literatura para o termo eco-inovação, verifica-se que todas elas abrangem alguns componentes em comum, tais como: foco no menor impacto social e sobre o ecossistema e na maior eficiência na utilização de recursos, sendo que merece destaque o fato das definições mais recentes incluírem a perspectiva de ciclo de vida de produto (HOJNIK; RUZZIER; LIPNIK 2015).

Para a sua implementação, o manual da UNEP (2017) propõe uma metodologia, fornecendo ferramentas e recursos divididos em seis fases principais: *Prepare, Set Strategy, Set Business Model, Build Roadmap, Implement e Review*.

Para cada fase existe uma quantidade sugerida de atividades a serem realizadas durante o processo: (1) *Prepare*: construção de um programa para eco-inovação, algumas ferramentas sugeridas pela UNEP (2017) são a matriz PESTEL e o *Life Cycle Stakeholders*; (2) *Set Strategy*: avaliação detalhada do desempenho de sustentabilidade atual da empresa, e definição de propostas de novas ideias de negócio para compor um plano de ação, no qual pode-se utilizar a matriz SWOT, por exemplo; (3) *Set Business Model*: definição de opções para novos modelos de negócio alternativos a partir das ideias ecoinovadoras;

aqui, uma das principais ferramentas sugeridas é o *Business Model Canvas*; (4) *Build Roadmap*: elaboração de um roteiro de execução e entregas para se colocar em prática o novo modelo de negócio ecoinovador; (5) *Implement*: implementação do *roadmap* definido; (6) *Review*: avaliação dos resultados e de possibilidades de melhoria para o novo modelo de negócios implementado.

Encerra-se assim o ciclo de eco-inovação e abre-se margem para se iniciar novamente um novo ciclo de melhorias para que o modelo de negócios da empresa esteja sempre sendo melhorado. Afinal, a eco-inovação deve ser um processo contínuo de melhoria.

### Metodologia

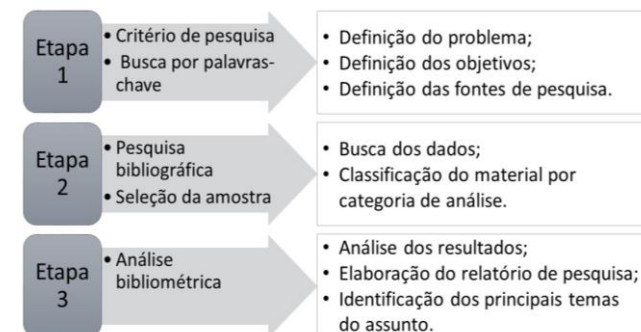
Adotando-se o procedimento de revisão da literatura, foi feita uma análise comparativa das ferramentas e metodologias de eco-inovação mais utilizadas pela literatura mapeada. Sendo assim, este estudo é de característica qualitativa e exploratória.

Para se obter maior rigor técnico sobre os resultados, neste trabalho foi realizada uma Revisão Bibliográfica Sistemática (RBS).

Os resultados da RBS foram analisados por meio de métricas de bibliometria, a partir da análise das citações e das características de origem das publicações listadas.

O procedimento metodológico se pautou nas etapas ilustradas na Figura 1.

**Figura 1: Representação do fluxo metodológico**



Na etapa 1 definiu-se que o foco do estudo foi compreender o estado da arte para o tema eco-inovação e identificar principais autores, instituições, revistas e países que abordam o assunto. Feito isso, uma análise de conteúdo das publicações foi realizada com intuito de averiguar quais são as principais ferramentas e metodologias de eco-inovação adotadas e as limitações e desafios existentes durante o processo para se ecoinnovar.

Nesse sentido, foram selecionados artigos de revistas e de anais de congressos, publicados no idioma inglês, cuja principal palavra-chave utilizada nos critérios de busca em título e tópico, a partir de 2015, foi *eco-innovation* e suas variações: *ecoinnovation* e *eco innovation*. A base de dados escolhida para a busca na Etapa 2 foi a Web Of Science. Seguindo-se esse procedimento, foram encontrados 576 artigos.

Com base neste resultado, passou-se para a Etapa 3, na qual a fase de análise da amostra foi feita

com auxílio do software HistCite (Versão 9.8.24) e VOSviewer (Versão 1.6.10). Foram identificados os principais autores da área, número de citações globais, principais revistas de publicação, e temas mais estudados nesses artigos, para se ter uma visualização do panorama geral acerca do assunto e identificar os artigos mais representativos.

A parte final do trabalho teve foco na identificação das ferramentas e metodologias mais discutidas ou utilizadas na aplicação do conceito da Eco-inovação, observando seus pontos fortes e fracos e possíveis pontos de melhoria.

## Resultados e Discussão

Ao todo, foram mapeados 794 artigos de 1996 até 2019, e a partir das pesquisas, foi possível observar a linha evolutiva do número de registros encontrados para as palavras-chave utilizadas na base *Web of Science*, demonstrando que, desde 1996, o maior número de registros está no período de 2015 a 2019, somando-se 72,5%. Portanto, escolheu-se realizar as demais etapas desta pesquisa apenas para esta faixa de 5 anos. Desses, foram identificados 57 países de origem diferentes para os artigos, dentre os quais, os 5 primeiros são: Espanha (15,3%), China (12,2%), Itália (11,8%), Reino Unido (10,4%), França (7,5%). O Brasil se encontra na 7ª colocação, com 6,3% das publicações, ou seja, 36 artigos. Ainda, foram identificados como sendo 472 (82%) advindos de periódicos e 104 (18%) artigos do tipo conferência.

Dentro de um total de 1281 autores, os 10 principais foram mapeados a partir do indicador *Total Global Citation Score* (TGCS), sendo possível caracterizar esses autores em relação a seu país de origem. Os resultados desta análise estão apresentados na Tabela 1.

**Tabela 1: Principais autores da área medido pelo indicador TGCS.**

<i>Autores</i>	<i>Registros</i>	<i>TGCS</i>	<i>País</i>
Serenella Sala	8	146	Itália
Claudia Ghisetti	4	128	Itália
Alberto Marzucchi	3	116	Itália
Francesco Crespi	5	103	Itália
Valeria Costantini	4	102	Itália
Sandro Montresor	3	100	Itália
Bruno Notarnicola	2	90	Itália
Valentina Castellani	4	87	Itália
Francisco J. Saez-Martinez	9	72	Espanha
Nancy M. P. Bocken	2	64	Suécia

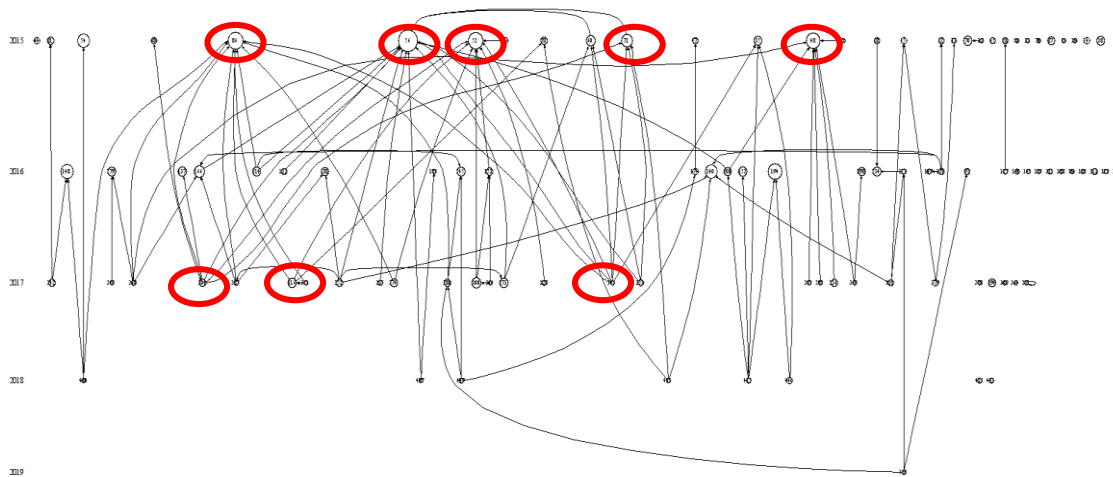
É possível notar a predominância de autores cujo país de origem é a Itália. Assim, apesar da Espanha e China estarem nas duas primeiras colocações, quando se trata da análise de TGCS na base de dados *Web of Science*, 8 dos 10 primeiros autores mais citados são de origem italiana. Esse destaque para a Itália pode ser explicado pelo aumento das políticas públicas oferecidas pelo governo italiano a partir de 2015 – citando, como exemplo, a Lei n. 221 de 28 de Dezembro de 2015, chamada *Collegato Ambientale* – o que ajudou a consolidar o país em 7º lugar no ranking de performance de eco-inovação entre os membros da União Europeia demonstrado no Eco-Innovation Index de 2017,

que avalia a performance eco-inovadora de cada país membro da união europeia por meio de indicadores divididos em 5 dimensões: *eco-innovation inputs*, *eco-innovation activities*, *eco-innovation outputs*, *resource efficiency* e *socio-economic outcomes*. Ainda, o país tem um dos maiores níveis no *European Union Eco-Management and Audit Scheme* (EMAS) – um indicador desenvolvido para avaliar e melhorar o desempenho ambiental das organizações. (SPAINI, 2017).

Os artigos também foram mapeados em relação ao número de citações internas na base *Web of Science* por meio do indicador bibliométrico do Software HistCite: o *Total Local Citation Score* (TLCS), como mostra a Figura 2. Dos autores mais citados dentro da amostra, foram avaliadas as 08 publicações em destaque, em virtude de suas maiores densidades de conexões dentro da amostra, o que significa que esses são os artigos mais citados pelos próprios artigos da área estudada.

Essas 08 publicações de destaque foram analisadas com auxílio do software VOSviewer, no qual, a partir dos resultados, foram identificados 11504 termos (palavras-chave) entre títulos, palavras-chave dos artigos e destaques ao longo dos textos de cada artigo. Desses, foram selecionados os termos com o número mínimo de 40 reincidências, o que reduziu a amostra para 32 ocorrências e resultou no mapa relacional da Figura 3.

Figura 2: Mapa de relacionamento das Citações Locais (TLCS) evidenciando os autores mais citados



Na Figura 3, pode-se observar 2 *clusters* diferentes: laranja e azul que se mostram muito integrados. Cada *cluster* representa o agrupamento de termos que possuem relações entre si. O *cluster* de cor alaranjada – com 19 termos – representa a forte interação com o conceito de eco-inovação, produto, necessidade, implementação e desenvolvimento, contendo as seguintes palavras: *article, business case, case study, change, concept, context, eco-innovation, environment, implementation, need, order, process, product, sustainable development, technology, use* e *way*.

Por outro lado, no *cluster* azul, destacam-se termos que se referem ao estudo do papel da eco-inovação, influência, relacionamento e efeitos: *addition, adoption, China, data, effect, environmental innovation, evidence, firm, influence, relationship, role, sample* e *study*.

Considerando-se a leitura dos 08 principais artigos, foi realizada uma verificação de conteúdo, em busca das possíveis ferramentas e metodologias elucidadas pelos autores durante a prática da eco-inovação e, também, verificou-se o setor da economia onde cada estudo de eco-inovação foi aplicado. De forma geral, apesar da contextualização do conceito de eco-inovação presente de forma explícita em todos os artigos, não foram constatados – dentre esses 08 artigos principais – estudos que elucidassem a implantação da eco-inovação, abrangendo metodologias, ferramentas ou o estudo do modelo de negócio (*business model*) da empresa conforme, por exemplo, a metodologia proposta pela UNEP (2017). Logo, com o intuito de aumentar a amostra em busca de artigos que respondessem ao objetivo principal da pesquisa, foi realizada uma análise de Curva ABC, considerando-se a porcentagem acumulada

baseada no índice LCS. Os artigos foram classificados em: Classe A: 20% do total – representa artigos de maior relevância na amostra; Classe B: 30% do total – representa artigos de relevância intermediária; Classe C: 50% do total – representa artigos com menor relevância na amostra.

Dessa forma, foram considerados os artigos das Classes A e B o que fez com que a amostra aumentasse de 8 para 19 artigos.

Além disso, verificou-se que as contribuições se enquadram, principalmente, em estudos de hipóteses relacionados a fatores que motivam ou direcionam a eco-inovação, também definidos como “*Drivers*”. Esses *drivers* foram avaliados em diferentes aspectos, como, por exemplo, em relação à tecnologia, pesquisa e desenvolvimento, na relação com *stakeholders*, comportamentos e auxílio financeiro. Inclusive, também foram base de estudo para diversos setores do mercado, como o setor de logística, manufatura, química e de serviços.

Os *drivers* da eco-inovação foram categorizados segundo classificação sugerida por Horbach (2008) em: (1) Fatores do lado da demanda (*demand side*) - definidos como expectativas de demanda do mercado, como a conscientização ambiental de consumidores dando preferência por produtos mais ecológicos no ato da compra; (2) Fatores do lado da oferta (*supply side*) - como, por exemplo, capacidades tecnológicas, incluindo capital humano, conhecimento e até

mesmo problemas de apropriação de resultados; (3) Fatores políticos e institucionais (*institutional and political influences*) - abrangendo políticas de incentivo à inovação baseada em leis, normas ou ações regulamentadoras.

A partir dessas categorias de *drivers* é possível relacioná-los com algumas das ferramentas sugeridas pelo manual da UNEP (2017) como uma forma de auxiliar na sua identificação e caracterização da amostra de artigos.

Para os fatores do lado da demanda, por exemplo, pode-se utilizar o *Target Identification* para compreender qual o setor alvo de interesse e o impacto para as atividades eco-inovadoras da empresa.

Nos fatores do lado da oferta, é interessante ter uma equipe com conhecimentos e competências diferentes para ter um time diversificado e identificar possibilidades de parcerias externas, sendo assim, sugerida a utilização do *Competencies Checklist* nesta etapa da eco-inovação: trata-se de uma lista de competências e habilidades de cada pessoa da equipe, para verificar a necessidade de treinamentos ou parcerias externas. Caso necessite de parcerias, pode-se utilizar o *Life Cycle Stakeholders*, cujo intuito é mapear os parceiros nas categorias de interesse de cadeia de suprimentos, interesses profissionais, interesses pessoais e clientes e, em seguida, gerar ideias de como cada uma das partes interessadas poderia contribuir para o processo da eco-inovação.

Por fim, para auxiliar na identificação de fatores políticos e institucionais, uma das ferramentas sugeridas é o PESTEL, que ajuda a verificar oportunidades e ameaças de impacto no ambiente externo da empresa em questões relacionadas a fatores políticos, econômicos, sociais, tecnológicos, ecológicos e legais.

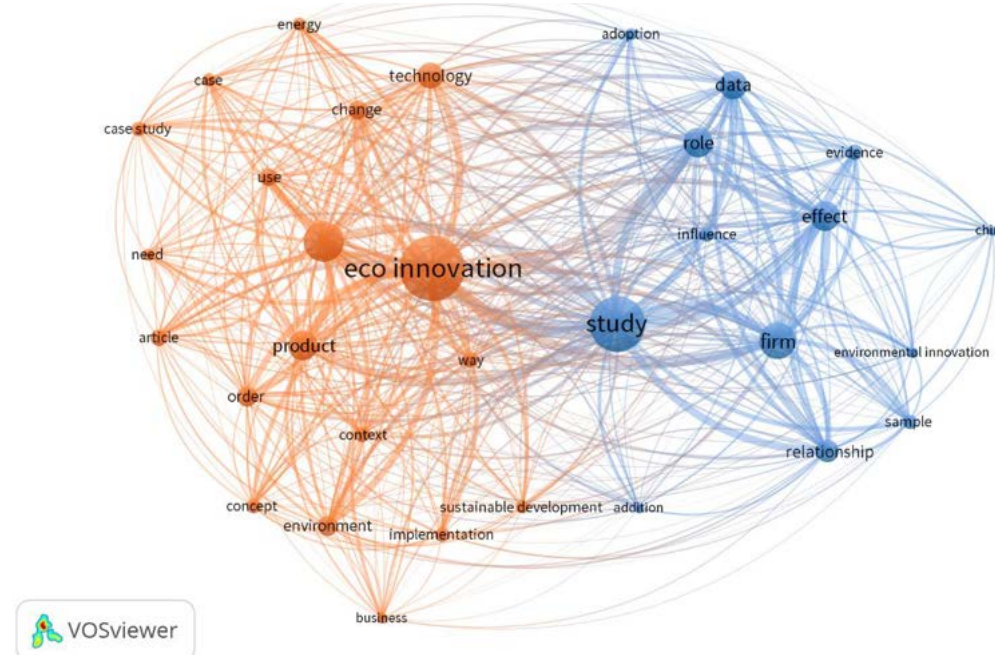
Apesar do aumento da amostra (de 8 para 19 artigos), constatou-se que ainda não foi possível encontrar, a partir dos filtros utilizados, artigos que respondessem todas as perguntas complementares desse estudo, tais quais: 1) quais são as principais ferramentas e metodologias aplicadas no processo de implantação da eco-inovação? 2) quais são os

principais setores estudados? 3) existe diferença na aplicação dessas metodologias ou ferramentas de acordo com o setor do mercado? 4) existem estudos que usam o material da UNEP como base?

Em relação à questão 2, nota-se que os principais artigos da área apresentam o tema de forma histórica e em diversos setores do mercado, abordando e estudando novos motivadores ou direcionadores para atividades eco-inovadoras, o que satisfaz as demais perguntas-objetivo.

A respeito da 3ª questão, verificou-se que os resultados encontrados nos artigos foram advindos de diferentes setores do mercado – como, por exemplo, setor energético, de

**Figura 3: Relação por cluster das 32 palavras-chave com maior ocorrência**



manufatura e de serviços. Vale notar, por outro lado, a diferença dos direcionadores em relação ao tamanho da empresa (pequena ou média), como trazido por Triguero, Mondejar e Davia, (2015) que, por meio de uma análise multivariada, verificou que, na categoria de fatores políticos e institucionais, subsídios são mais relevantes para pequenas empresas do que para médias empresas, enquanto que as regulações ambientais já existentes são chave para explicar a adoção de tecnologias mais limpas para médias empresas, mas não para empresas menores.

A respeito das questões 1 e 4, não foram encontrados artigos na amostra que pudessem responder essas perguntas, uma vez que não foi identificada a utilização de metodologia ou ferramenta para implementação do processo de eco-inovação dentro da amostra de 19 artigos. Em relação à utilização do material da UNEP (2017) como base, analisando os anos de publicação dos artigos estudados, nota-se a prevalência de artigos dentre os anos de 2015 e 2016, o que dificulta encontrar referências do material da UNEP (2017), dado que a versão final do *Eco—i Manual* foi lançada apenas em 2017. Todavia, os artigos concentrados em 2018 e 2019 também não abordaram o uso do manual da UNEP (2017).

## Conclusões

Este artigo apresentou uma análise da produção científica acerca do tema eco-inovação. A

amostra de artigos considerada para estudo foi enquadrada no período de 2015 a 2019.

Os 5 principais países mapeados foram: Espanha, China, Itália, Reino Unido e França. O Brasil apareceu na 7ª colocação, com 6,3% das publicações (36 artigos). Autores da Itália também se destacaram, sendo um motivo plausível o aumento de políticas públicas no país a partir de 2015.

A análise de maior TLCS, identificou 5 autores (Claudia Ghisetti, Alberto Marzucchi, Francesco Crespi, Valeria Costantini, e Sandro Montresor) em comum com os 10 de maior TGCS, indicando a relevância destes para o tema.

Não foram encontrados registros que pudessem responder as questões relacionadas à utilização de ferramentas e metodologias aplicadas na implantação da eco-inovação no modelo de negócio de empresas. Também não foram encontradas referências sobre a utilização do material da UNEP (2017) como base, o que pode ser justificado pela versão final do *Eco—i Manual* ter sido publicada em 2017 e os artigos analisados serem, principalmente, de 2015 e 2016.

Por outro lado, pode-se observar o quanto o assunto se torna importante nos últimos anos, uma vez que todos os artigos estudados fazem uma análise teórico-empírica com dados baseados em empresas reais. Verificou-se também a relevância do estudo dos motivadores (“*Drivers*”) para eco-inovação, sendo possível relacioná-los com algumas ferramentas

sugeridas na etapa *Prepare* do manual da UNEP (2017), e a versatilidade do tema, abrangendo empresas de pequeno a grande porte dos mais diversos setores da economia.

Nota-se assim a oportunidade de desenvolvimento de pesquisas e estudos de caso focados no processo de implementação da eco-inovação nas empresas, para possibilitar avaliar ferramentas e metodologias mais utilizadas e compará-las com do manual da UNEP (2017).

## Referências bibliográficas

- Andersen, M.M. An innovation system approach to eco-innovation e aligning policy rationales. *In: Proceedings of the Greening of Policies - Interlinkages and Policy Integration Conference*, Dez. (2004), Berlim. Anais [...]
- Bossle, M. B.; Dutra B. M.; Vieira, L. M.; Sauvée, L. *Journal of Cleaner Production* (2016). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.11.033>
- Centro Sebrae De Sustentabilidade. *EcoInovação nos pequenos negócios* (2017). Disponível em: <<http://www.sebrae.com.br/Sebrae/Portal%20Sebrae/UFs/AP/Anexos/cartilha-eco-inova%C3%A7%C3%A3o%20-%20Web.pdf>> Acesso em ago. 2018.
- Hojnik, J.; Ruzzier, M.; Lipnik, A. (2015) Pursuing Eco-Innovation within Southeastern European Clusters. *The IUP Journal of Business Strategy*, v. 11p. 41-59.
- Horbach, J. *Research Policy* (2008). <https://doi.org/10.1016/j.respol.2007.08.006>
- Przychodze, J.; Przychodze, W. *Journal of Cleaner Production* (2015). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.11.034>
- Spain, C. *Eco-Innovation Observatory – Country Profile 2016-2017: Italy*. Disponível em: <[https://ec.europa.eu/environment/ecoap/sites/ecoap\\_stayconnected/files/field/field-country-files/italy\\_eio\\_country\\_profile\\_2016-2017.pdf](https://ec.europa.eu/environment/ecoap/sites/ecoap_stayconnected/files/field/field-country-files/italy_eio_country_profile_2016-2017.pdf)>. Acesso em: jun. 2019.
- Triguero, A.; Mondejar, L. M.; Davia, M. A. *Innovation* (2015). <https://doi.org/10.1080/14479338.2015.1011059>
- United Nations Environment Programme (UNEP), *Eco—i Manual: Eco-innovation implementation process*, 2017. Disponível em: <<http://unep.ecoinnovation.org/resources/>>. Acesso em ago. 2018.

## ***Ecodesign de rotas tecnológicas para extração de colágeno a partir de pele de tilápia***

Jorgiane Pires Bezerra<sup>1</sup>

Viviane da Silva Barros<sup>2</sup>

Maria Do Livramento Linhares Rodrigues<sup>3</sup>

Gabriela Ibiapina Figueiredo Câmara<sup>4</sup>

Johnny David Gomes de Queiroz<sup>5</sup>

Anderson Douglas Maia de Freitas<sup>6</sup>

Maria Cléa Brito de Figueirêdo<sup>7</sup>

<sup>1</sup>Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará- IFCE

<sup>2</sup> Programa de Pós-Graduação em Ciências Naturais- UECE

<sup>3</sup> Programa de Pós-Graduação em Química- UFC

<sup>4</sup> Programa de Pós-Graduação em Química- UFC

<sup>5</sup> Programa de Pós-Graduação em Ciências Naturais- UECE

<sup>6</sup> Universidade Federal do Ceará- UFC

<sup>7</sup> Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária- EMBRAPA

jorgianepires@gmail.com

### **Resumo**

*O colágeno é uma proteína que exerce papel fundamental na constituição estrutural dos seres humanos. A pele de tilápia-do-Nilo é uma alternativa promissora para obtenção de colágeno, usualmente extraído de tecidos conjuntivos de porco e boi. Esse trabalho compara os possíveis impactos ambientais da extração de um grama de colágeno, utilizando-se duas rotas de extração em escala laboratorial: ácido-solúvel e pepsina-solúvel. Essas rotas contêm as seguintes etapas em comum: retirada de proteínas, remoção de lipídeos, extração, primeira diluição, filtração, precipitação da proteína, centrifugação, segunda diluição, diálise, liofilização e moagem. Porém, elas se diferem em relação ao tipo e quantidade de reagentes, e ao tempo de duração nas etapas. Utilizou-se a metodologia da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), normatizada pelas ISO 14040 e 14044, com o escopo do tipo “berço ao portão”, utilizando o método AWARE para avaliar escassez hídrica e o ILCD 2011 Midpoint para as seguintes categorias de impacto: mudanças climáticas, toxicidade humana cancerígena e não cancerígena, acidificação, eutrofização de água doce*

*e marinha e ecotoxicidade de água doce. Os resultados mostram que a rota pepsina-solúvel, em comparação com a ácido-solúvel, apresentou significativo melhor desempenho ambiental nas categorias mudanças climáticas, acidificação, eutrofização de água doce e marinha. Os impactos em ambas as rotas foram principalmente derivados das etapas de retirada de proteínas, extração e remoção de lipídeos, devido à demanda de energia utilizada durante esses processos e na produção do ácido acético e etanol. Em reunião com especialistas foi definido e avaliado um cenário para a rota de maior impacto (ácido-solúvel): redução do tempo na retirada de proteínas. Esse cenário reduziu os impactos da rota ácido-solúvel, tornando-a com os impactos similares a rota pepsina-solúvel. Esse trabalho possibilitou a realização de melhorias em rota de maior impacto, tornando-a uma opção para a próxima etapa do desenvolvimento tecnológico, o escalonamento das rotas.*

**Palavras-chaves:** *impactos ambientais, avaliação ambiental, obtenção de proteína colagenosa.*

### **Introdução**

O crescimento da produção e do consumo de pescados motiva a necessidade de pesquisas para o reaproveitamento dos resíduos gerados. De acordo com dados de Lima (2013), pele e outros materiais provenientes do processo de filetagem industrial são passíveis de serem utilizados como matérias-primas na produção industrial de produtos, como, por exemplo, farinhas e óleos de peixe. Agrega-se valor econômico a um material que seria descartado e reduz-se os impactos ambientais associados ao seu descarte inadequado.

Conforme a Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO, 2010), mais da metade da produção de peixes no mundo

é composta por tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*). Cerca de 50 a 70% do peso dessa espécie é constituído de materiais descartados, tais como pele, ossos e escamas (EL RASHIDY *et al.*, 2015). Esses resíduos, especialmente a pele, podem ser reaproveitados para extrair colágeno devido a 30% do seu peso seco ser constituído dessa proteína (SUN *et al.*, 2017).

A pele de tilápia-do-Nilo é uma alternativa promissora para obtenção de colágeno, que é usualmente extraído de tecidos conjuntivos de porco e boi. A extração de colágeno a partir da pele de pescados já é foco em algumas pesquisas (ARUMUGAM *et al.*, 2018; WANG *et al.*, 2018; TAN, CHANG, 2018).

Nesse contexto, foi desenvolvido no Laboratório de Tecnologia da Biomassa, localizado na Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA, duas rotas tecnológicas para extração de colágeno a partir da pele da tilápia, uma baseada em um tratamento ácido (ácido-solúvel) e outra com a introdução de enzimas (pepsina-solúvel).

Embora essas rotas possibilitem a valorização da pele de tilápia e a redução do descarte desse coproduto, é fundamental quantificar e avaliar seus potenciais impactos ambientais em estágio inicial da pesquisa e desenvolvimento tecnológico. Essa ação permite o *ecodesign* das rotas avaliadas, identificando os seus pontos críticos, para assim propor alternativas para a diminuição de sua carga ambiental, antes do escalonamento dos processos.

A principal ferramenta para o estudo de impactos ambientais de processos e produtos em desenvolvimento é a metodologia de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), normatizada pelas ISO 14040 e 14044. Através dessa ferramenta avaliam-se os impactos ambientais causados por um processo ou produto ao ambiente durante o seu ciclo de vida, desde a extração da matéria-prima para a sua produção até o seu descarte final. Dessa forma, pode ser um instrumento eficaz de apoio à tomada de decisão sobre sustentabilidade ambiental de produtos e processos em empresas (ABNT, 2017).

Nesse contexto, esse estudo tem como objetivo identificar pontos críticos ambientais, melhorar e comparar duas rotas alternativas para extração de colágeno.

### Metodologia

Duas rotas para extração do colágeno, uma ácido-solúvel (ASC) e outra pepsina-solúvel (PSC), são analisadas. Adotou-se como unidade funcional 1 g de colágeno extraído em escala laboratorial. O escopo desse estudo foi do “berço ao portão do laboratório”, abrangendo os processos de produção de insumos (água, energia, reagentes químicos) e da extração do colágeno nas duas rotas analisadas.

Os dados primários, referentes ao uso de insumos e rendimentos das rotas de extração do colágeno, foram levantados no Laboratório de Tecnologia da Biomassa, localizado na Embrapa Agroindústria Tropical, no período de setembro de 2017 a agosto de 2019. Os dados secundários,

referentes aos processos de produção de insumos foram provenientes dos inventários da base de dados suíça *ecoinvent* (FRISCHKNECHT, JUNGBLUTH, 2007).

As rotas de extração avaliadas contêm as seguintes etapas em comum: retirada de proteínas, remoção de lipídeos, extração, diluição 1, filtração, precipitação da proteína seguido de centrifugação, diluição 2, diálise, liofilização e moagem do material liofilizado. Elas se diferenciam em relação ao tempo de retirada de proteínas, na concentração de ácido acético utilizado, no número de precipitações, na adição de uma enzima no processo de extração, no material usado para a segunda diluição e na diálise.

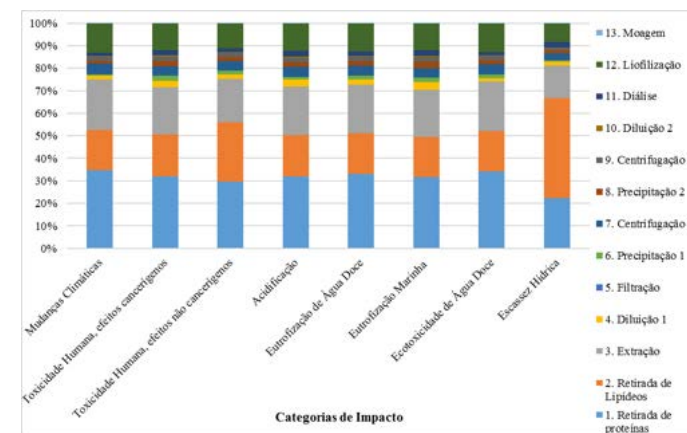
Nesse estudo foram avaliadas as seguintes categorias de impacto pelo método *International Reference Life Cycle Data System* (ILCD) Midpoint V1.05: mudanças climáticas, acidificação, ecotoxicidade de água doce, eutrofização marinha e de água doce, toxicidade humana cancerígena e não cancerígena. Para avaliar o impacto na escassez hídrica, foi considerado o método *Available Water Remaining* (AWARE), que foi desenvolvido por Boulay et al. (2018).

### Resultados e discussão

No processo de extração de colágeno por rota ácido-solúvel e pepsina-solúvel, as etapas mais impactantes foram a retirada de proteínas, remoção de lipídeos e extração (Figuras 1 e 2).

Nessas etapas, destacam-se o consumo de energia elétrica, etanol e ácido acético.

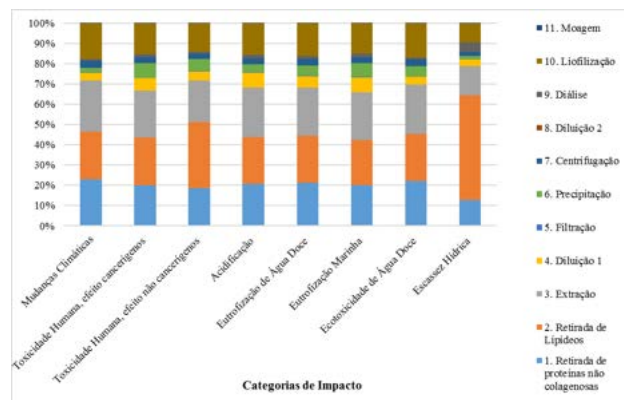
**Figura 1: Percentuais dos impactos ambientais referentes às etapas do processo de extração de colágeno por meio de uma rota ácido-solúvel**



Fonte: Autora (2019).



**Figura 2: Percentuais dos impactos ambientais referentes às etapas do processo de extração de colágeno por meio de uma rota pepsina-solúvel**



Fonte: Autora (2019).

Na categoria mudanças climáticas, os impactos foram decorrentes do consumo de energia elétrica provocado pelo uso do banho ultratermostatizado e do agitador mecânico. A produção de energia no Brasil vem de um mix de diferentes fontes, tais como, termoeletricas, gás natural e hidroelétricas. Na produção de energia, as fontes energéticas mais impactantes são as hidroelétricas e as derivadas de combustíveis fósseis, devido a liberação de gases de efeito estufa que contribuem diretamente para os impactos nessa categoria.

Além dos impactos oriundos da geração de energia, foram significativos os decorrentes da produção do ácido acético, em decorrência das

emissões dos gases dióxido de carbono e metano durante sua síntese.

Na categoria de toxicidade humana efeitos cancerígenos, os impactos também têm origem na produção de energia, nas fontes hidroelétricas e termoeletricas. Na disposição final de resíduos provenientes da construção dessas usinas são liberados metais pesados e outros componentes tóxicos.

Na categoria toxicidade humana efeitos não cancerígenos os impactos foram também decorrentes do consumo energético. As principais fontes foram a energia produzida através da biomassa da cana-de-açúcar e termoeletricas, devido a emissões de compostos tóxicos no processo de tratamento de resíduos envolvidos na síntese dessas duas fontes. Destaca-se também nessa categoria a fabricação do etanol utilizado na etapa de remoção de lipídeos, por ser produzido a partir da cana-de-açúcar. Na produção de cana são usados pesticidas para o controle de pragas, o que ocasiona o aumento do impacto na categoria toxicidade humana efeitos não cancerígenos.

Na categoria acidificação, os impactos foram devido ao consumo de energia em todas as etapas do processo. As fontes energéticas que possuem potencial impactante foram as provenientes de derivados de petróleo e de gás natural, por causa da emissão de dióxido de enxofre em seus processos de produção.

Na categoria eutrofização de água doce, os impactos são derivados da produção de energia

elétrica. A principal emissão é o fosfato, gerado no tratamento de resíduos de carvão usados em usinas termoeletricas.

Os impactos na categoria eutrofização marinha foram derivados da emissão de compostos nitrogenados, que são liberados na produção de ácido acético e de energia elétrica. As fontes de energia consideradas mais impactantes foram as provenientes de biomassa de lascas de madeira e de derivados do petróleo.

Na categoria ecotoxicidade de água doce, os impactos foram provenientes do consumo de energia. As fontes mais contribuintes são as hidroelétricas e termoeletricas, devido à disposição final de resíduos de cobre, ferro e de lignite, usados, respectivamente, no sistema de transmissão da rede elétrica, na construção de hidroelétricas e em usinas termoeletricas.

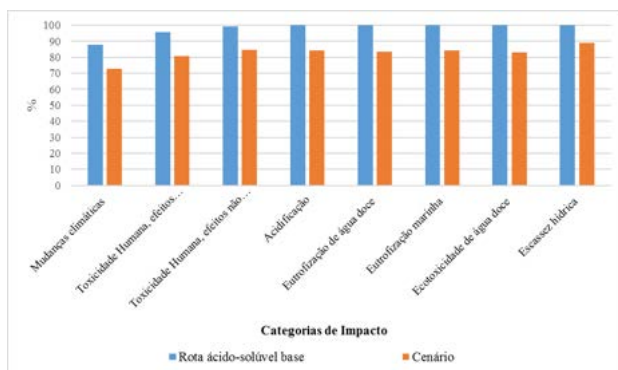
Na categoria escassez hídrica os impactos foram provenientes da demanda energética de todas as etapas das rotas avaliadas, em que foi considerado as hidroelétricas e a energia obtida através da biomassa de cana de-açúcar, como as fontes que possuem maior potencial de impacto. Ressalta-se também os impactos decorrentes da síntese do etanol, insumo que também é oriundo da cana-de-açúcar. No processo de produção dessa matéria-prima existe uma elevada demanda de água, principalmente nas etapas de irrigação e de lavagem (SANTIAGO, 2018).

A partir dessa análise de contribuição buscou-se propor mudanças que auxiliam na elaboração de cenários alternativos de produção, tendo em vista

a redução dos impactos ambientais nas etapas com maior contribuição. Observou-se que o consumo de energia elétrica e a utilização do ácido acético e etanol foram os maiores responsáveis pelo potencial de impacto ambiental em todas as categorias analisadas. Diante disso, em reunião com especialistas foi proposto um cenário para a rota ácido-solúvel em que o tempo da etapa de retirada de proteínas é reduzido de 48 h para 24 h.

A partir da comparação entre a rota ácido-solúvel base (rota sem modificações) e o cenário proposto, observou-se que os impactos diminuíram em todas as categorias avaliadas (Figura 4).

**Figura 4: – Comparação entre a rota ácido-solúvel base e o cenário**

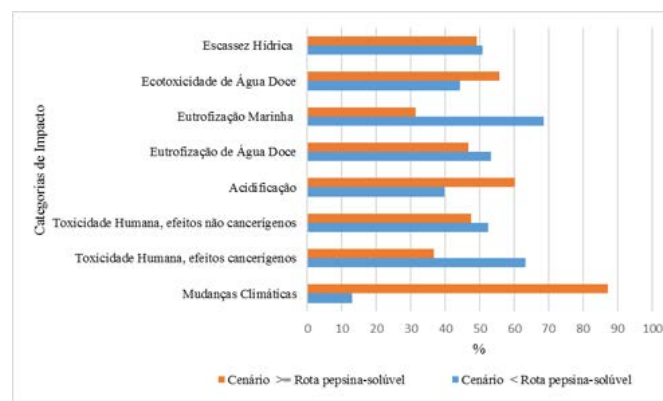


Fonte: Autora (2019).

Realizou-se então a comparação da rota ácido-solúvel melhorada com a rota pepsina solúvel (Figura 5). Através da análise de incerteza pelo

método de Monte Carlo, em que foi considerado um intervalo de confiabilidade de 95%, observou-se que o cenário reduziu os impactos da rota ácido-solúvel, tornando-a similar aos impactos decorridos pela rota pepsina-solúvel. Isso ocorreu devido a diminuição da energia na etapa de retirada de proteínas, que é um dos insumos mais contribuintes para a carga ambiental desse processo.

**Figura 5: – Comparação entre o cenário da rota ácido-solúvel e a rota pepsina-solúvel conforme o método de Monte Carlo**



Fonte: Autora (2019).

## Conclusões

Conforme os resultados obtidos, as etapas críticas das rotas avaliadas foram a retirada de proteínas, extração de colágeno e a remoção de lipídeos. Isso se deveu ao considerável consumo de energia elétrica em todas essas etapas, e a síntese do ácido acético e do etanol.

Foi implementada alteração na rota ácido-solúvel com redução do tempo da etapa de

retirada de proteínas. Essa alteração possibilitou a redução de impactos na rota ácido-solúvel.

Na rota pepsina-solúvel não foi possível implementar alternativas para diminuição de impactos, pois conforme o delineamento experimental determinado em laboratório o processo avaliado já está nas melhores condições de rendimento e metodologia.

A comparação entre rotas mostrou que para algumas categorias uma rota mostrou-se melhor que a outra. Como se sabe que o consumo de energia irá mudar com a mudança de equipamentos para a escala industrial de produção, indica-se modelar as duas rotas em escala industrial, otimizar o uso dos equipamentos e realizar nova avaliação ambiental comparativa das rotas escalonadas para seleção da de menor impacto.

## Agradecimentos

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

## Referências bibliográficas

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR ISO 14044:** Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações. Brasil, 2009b.

\_\_\_\_\_. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR ISO 14040:** Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações. Brasil, 2009a.

EPE – Empresa de Pesquisa Energética. **Balanco Energético Nacional 2015:** ano base 2014. Empresa de Pesquisa Energética. - Rio de Janeiro: EPE, 2015.

HUANG, Chun-Yung et al. Isolation and characterization of fish scale collagen from tilapia (*Oreochromis sp.*) by a novel extrusion–hydro-extraction process. **Food chemistry**, v. 190, p. 997-1006, 2016.

SUN, Leilei et al. Characterization of acid-and pepsin-soluble collagen extracted from the skin of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). **International journal of biological macromolecules**, v. 99, p. 8-14, 2017.

TAN, Yuqing; CHANG, Sam KC. Isolation and characterization of collagen extracted from channel catfish (*Ictalurus punctatus*) skin. **Food chemistry**, v. 242, p. 147-155, 20

# **Análise Estratégica para Implementação da Economia Circular no Brasil**

Quézia Gabriel Fernandes<sup>1</sup>

Leonardo Mangia Rodrigues<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Universidade Cândido Mendes (UCAM),  
queziagabifernandes@gmail.com

<sup>2</sup>Univesidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ),  
leonardo.sage@sage.cope.ufrj.br

**Resumo:** *A Economia circular visa um modelo de produção sustentável a longo prazo que é viável através de processos cíclicos envolvendo o reprocessamento e reintegração dos resíduos na cadeia de produção. Este artigo constitui uma investigação para implementação estratégica da economia circular pelas empresas, e demonstra também como as empresas podem criar e capturar valor a partir da implementação do modelo circular de produção. Este estudo se constitui de uma revisão da literatura aplicada as principais plataformas de pesquisa desde 2013, ano em que as ideias de economia circular foram impulsionadas, até o momento atual. O cenário teórico mapeia um conjunto de pontos estratégicos para implementação de um modelo de economia circular e define as principais vantagens e barreiras para a implementação estratégica em três setores principais: "Agricultura e ativos da biodiversidade", "Edifícios e Construção", e "Equipamentos Eletroeletrônicos". Através desta análise os resultados revelam que as dimensões propostas são estratégicas e representam excelentes oportunidades. Ademais, o artigo apresenta um conjunto de ideias relevantes para os modelos de negócios associados à economia circular que podem ser usados por organizações que desejam adotar na prática os princípios da economia circular. Esta abordagem do cenário econômico do Brasil associado a um modelo de produção sustentável a longo prazo representa o aparato teórico necessário e estratégico para implementação deste modelo no Brasil.*

**Palavras-chave:** *Economia circular. Produção. Sustentabilidade*

## **Introdução**

O avanço do mundo tecnológico e as crises econômicas e políticas trouxeram consigo uma série de debates acerca de fatores diversos, o que foi expandido e permitido devido à expansão das redes sociais. Discussões acerca de questões ambientais, problemas sociais e políticas públicas aumentaram nos últimos anos assumindo grandes proporções.

Um dos principais debates diz respeito ao fato de o sistema econômico atual não ser capaz de evitar a deterioração dos recursos naturais. Essa devastação tem crescido nas últimas décadas e essa exploração da natureza tem ocasionado inúmeros problemas como a escassez da água potável, o aquecimento global, mudanças climáticas inesperadas, e diversas outras adversidades.

O modelo de produção continua em sua abrangência o mesmo desde a Primeira Revolução Industrial. É surpreendente que se passaram séculos com o padrão linear da produção mantido: A matéria-prima é extraída, o produto elaborado, consumido e descartado. Todo esse tempo sob este modo de produção, onde basicamente subtraem-se os recursos sem reais preocupações com a sua reposição, gerou inúmeros problemas associados a escassez de recursos, o que nos mostra e confirma que o atual modelo de produção é insustentável a longo prazo.

O conceito de Economia Circular surge em meio a todo esse contexto, como um modelo de produção sustentável a longo prazo. Neste modelo circular há o rompimento com o descarte desenfreado de produtos, e é fornecida uma alternativa de produção renovável e como consequência sustentável, permitindo a redução do consumo de matérias-primas, diminuindo-se assim a degradação do meio-ambiente.

No cenário atual, a economia circular está ganhando ênfase a nível global, pois representa uma forma de produzir mais sustentável, e ao mesmo tempo rentável, e tem demonstrado propostas promissoras. Neste sentido pode-se citar o resultado de uma pesquisa realizada pela Ellen MacArthur Foundation onde foi demonstrado que através da economia circular, a Europa pode aumentar o PIB em 1,8 trilhão até 2030. Também pode-se citar outro resultado que demonstrou que através da economia circular a Índia pode melhorar em 30% o rendimento do seu PIB Atual (MACARTHUR, 2017).

## **Metodologia**

A metodologia utilizada para elaboração deste artigo foi a de pesquisa bibliográfica de estudos sobre Economia Circular. Foram analisados estudos nos anais dos congressos ENEGEP, GCV e CNEG a partir 2013 até 2019, pois a partir desta data a Economia Circular passou a ser amplamente divulgada com os trabalhos da Ellen MacArthur. No caso dos anais ENEGEP e CNEG selecionou-se todos os artigos

encontrados neste período com a palavra-chave “economia circular”; e no caso dos anais do GCV encontrou-se apenas os anais de 2018 disponíveis, e selecionou-se destes todos os artigos que tratavam diretamente de economia circular. Os estudos estão dispostos na tabela a seguir.

**Tabela 1: Metodologia bibliográfica**

N <sup>o</sup>	Anal	Autor	Setor de Aplicação
1	ENEGEP 2018	Azarias	Avaliação do Ciclo de Vida
2	ENEGEP 2018	Paiva	Análise Bibliométrica
3	ENEGEP 2018	Zago	Análise Bibliográfica
4	ENEGEP 2018	Andrade	Cápsulas de Café Expresso
5	ENEGEP 2017	Nery	Cenário no Brasil e Europa
6	ENEGEP 2017	Bertassini	Ferramentas de Proposição de Valor
7	ENEGEP 2016	Maruyama	Sustentabilidade e Ambiental aplicada a Atividades Educacionais

8	ENEGEP 2016	Abadia	Análise Bibliométrica
9	GCV 2018	Monteiro	Análise Bibliográfica
10	GCV 2018	Pavan	Avaliação do Ciclo de Vida
11	GCV 2018	Souza	Simbiose Industrial
12	GCV 2018	Angelo	Avaliação do Ciclo de Vida
13	GCV 2018	Costa	Gestão Pública Brasileira
14	GCV 2018	Leite	Argamassas com Resíduos de Beneficiamento de Rochas Ornamentais
15	CNEG 2015	Azevedo	Instrumentos legais para Logística Reversa

Através da busca por conceitos, características e princípios do tema escolhido na obra de vários autores, pode-se obter uma diversidade de informações a respeito do modelo econômico circular abordado, além de explicações relativas à sua funcionalidade e temas associados à sua

aplicabilidade tanto no mundo corporativo quanto em meio a sociedade como um todo.

## Referencial Teórico

### 1.1 Revisão da literatura

Através da pesquisa bibliográfica com os artigos selecionados foi possível identificá-los em categorias, o que ilustra melhor a análise realizada. Na primeira categoria estão os artigos associados diretamente à análise da literatura, contendo estudos bibliográficos qualitativos e estudos bibliométricos. Na segunda estão os artigos associados à avaliação do ciclo de vida, que trata de uma importante ferramenta para avaliação dos impactos ambientais e econômicos. Na terceira categoria estão artigos que discorrem sobre o cenário da economia circular no Brasil e no mundo, abordando a abrangência da utilização das idéias circulares em diferentes países. No quarto grupo estão os artigos que tratam de iniciativas de aplicação dos princípios da economia circular na indústria, como em cápsulas de café expresso, em argamassas e através da simbiose industrial. Além destas categorias, encontra-se a categoria “outros” com um artigo que trata a respeito das ferramentas de proposição de valor aplicadas à economia circular, um que trata dos instrumentos legais associados à logística reversa, e um que aborda projetos educacionais associados à economia circular.

Nos artigos associados diretamente à análise da literatura é abordado a questão da produção intelectual associada à economia circular. É

observado que a produção intelectual se iniciou em 2006, sem alterações significativas até 2013. Já em 2014 observa-se um aumento da produção intelectual, e em 2015 a produção intelectual aumenta significativamente, atingindo seu ápice. Em 2016 a produção intelectual diminui ficando no mesmo nível de 2014. Tal cenário pode ser visualizado na figura retirada de um dos artigos. (ABADIA,2016)

**Figura 2- Evolução das publicações (ABADIA, 2016)**



Nos artigos associados à Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), uma técnica que permite a mensuração dos impactos ambientais de determinado produto ou processo, foram realizadas revisões da literatura para estudos que associam a ACV ao desenvolvimento da economia circular. A ACV foi utilizada para avaliação de diversos cenários com sistemas de economia circular, chegando à conclusão que a mesma é uma excelente ferramenta para estabelecer se as proposições da aplicação das ideias circulares em dado cenário são vantajosas, ou para estabelecer se o caminho escolhido não é tão vantajoso como se esperava. Como exemplo de cenário onde a ACV foi fundamental para determinar os problemas do

caminho escolhido é no caso da utilização de materiais reciclados. Espera-se que essa utilização seja completamente benéfica, mas através da ACV foi possível identificar que a vida útil de produto pode ser afetada por causa da perda da qualidade, ou pode gerar outros impactos relacionados a energia e a água. Outro exemplo em que a ACV foi fundamental diz respeito a reutilização de componentes que pode aumentar os impactos devido a transportes necessários para realização da logística reversa. Nos dois exemplos as questões não poderiam ser avaliadas apenas através de uma metodologia de análise de fluxo de matérias, o que enfatiza a ACV como excelente ferramenta para determinação da melhor estratégia circular (reciclagem, reutilização, etc.) a ser utilizada através da determinação dos impactos ambientais e econômicos (ANGELO,2018).

Nos artigos associados ao cenário relativo à economia circular no Brasil e no mundo é possível inferir que o Brasil está em um momento muito oportuno para aplicação das ideias circulares, especialmente pelo alto percentual de resíduo gerado que não é reinserido na cadeia produtiva. A aplicação da economia circular no Brasil é, no entanto, ainda bastante tímida se comparada a aplicação em outros países. Na Europa, por exemplo, os resíduos precisam ter a destinação adequada, pois a extensão territorial pequena dos países europeus não favorece o uso de aterros sanitários (NERY, 2017). A China também se destaca na aplicação da economia circular, pois todo o seu sistema jurídico e política

governamental tem o objetivo de transformar a indústria e a organização socioeconômica através das ideias circulares, de forma a amenizar os problemas ambientais, sociais e de saúde humana gerados pelo desenvolvimento baseado no modelo linear de produção (COSTA, 2018).

Nos artigos que tratam da aplicação da economia circular de forma específica foram descritas iniciativas práticas da utilização das ideias circulares. No caso do café expresso, a empresa Nespresso investiu na prática de cultivo sustentável, coleta, reciclagem de cápsulas de café, utilização de cápsulas descartáveis que se decompõem no meio ambiente como a PurPod100, e utilização de cápsulas reutilizáveis de inox ou alumínio como a Tostio. Neste caso a empresa não conseguiu atingir a circularidade, não atingindo padrão de produção, distribuição e consumo dos recursos esperados, necessitando para isso de maior cooperação público-privada (ANDRADE, 2018). Já no caso da produção de argamassas com resíduos de rochas ornamentais, substituiu-se a areia de forma parcial em diferentes teores por resíduos de corte e polimento de rochas ornamentais, e observou-se menor impacto ambiental com a utilização desses resíduos, chegando até a 30% de redução (LEITE, 2018). E no caso do estudo acerca da simbiose industrial percebeu-se que a prática de troca de materiais, energia, água, informações, estruturas organizacionais e utilidades entre as empresas reduz os impactos ambientais, vem sendo estimulada pela *Internacional Synergies*

e vem se disseminando na Europa, Estados Unidos e China, sendo necessário maior exploração para prática no Brasil (SOUZA,2018).

Na categoria “outros”, no artigo que trata das ferramentas de proposição de valor aplicadas a economia circular demonstrou-se a importância das ferramentas para tomada de decisão nos contextos organizacionais, e além disso, propôs-se um modelo de avaliação das ferramentas de proposição de valor para direcionar as organizações até a escolha mais adequada, uma vez que a ferramenta adequada para tomada de decisão pode variar de acordo com o contexto e necessidades da empresa (BERTASSINI ,2017). Em relação ao artigo que trata dos projetos educacionais associados à economia circular foram utilizados dois exemplos de projetos aplicados à formação de engenheiros de produção, e através destes dois projetos pode-se perceber a viabilidade da transmissão prática dos conceitos sustentáveis e circulares no ambiente acadêmico (MARUYAMA, 2016). E no artigo que trata dos instrumentos legais associados a logística reversa abordou-se a necessidade de revisão da legislação, foi demonstrada que a responsabilidade de cada setor deve ser melhor definida na Lei de Resíduos Sólidos com prazos e as sanções melhor definidas, e constatou-se que o poder público deve garantir que as regras e os princípios estabelecidos sejam aplicados, para que os valores biológicos e tecnológicos de um produto ou serviço ultrapassem seu tempo de vida útil (AZEVEDO, 2015).

## ***1.2 Setores promissores para economia circular***

Apesar das dificuldades descritas, o Brasil está em um momento promissor para desenvolvimento de um novo modelo econômico segundo relatório produzido pelos membros da CE100, um programa promovido pela Ellen MacArthur Foundation que visa incentivar empresas a alcançar suas ambições na economia circular. O modelo circular é sustentável a longo prazo, e que está associado à melhora do PIB e geração de empregos. Sendo assim, para a implementação deste modelo no Brasil, destaca-se o domínio da logística reversa, da integração do licenciamento ambiental com a Economia Circular, do modelo de consumo colaborativo, das noções de responsabilidade de quem produz, da Avaliação dos Ciclos de vida para a medição do desempenho da Economia Circular, e de indicadores em todos os níveis de atividades (COSTA,2018).

Existe uma diversidade de oportunidades para realização da transição do modelo linear para a circular no Brasil, mas existem três setores chave que oferecem oportunidades de negócios com benefícios sociais, ambientais e econômicos. Esses setores podem ser subdivididos em: “Agricultura e ativos da biodiversidade”, “Setor de edifícios e construção” e “Equipamentos eletroeletrônicos” (EEE) segundo material publicado pela Ellen MacArthur Foundation em 2017.

### ***1.2.1 Agricultura e ativos para biodiversidade***

Contemporaneamente a agricultura tem como modo de produção dominante o modelo linear, mas propostas inovadoras de economia circular tem se apresentado como alternativa produtiva.

Associadas à aplicação da economia circular no contexto da agricultura e ativos da biodiversidade são destacadas quatro oportunidades. O estímulo gerado através da exigência de certificações ambientais para participação nas commodities agrícolas internacionais; A promoção da agricultura regenerativa é uma oportunidade pois existe um vasto território a ser recuperado; O impulso à utilização da biointeligência é também uma oportunidade pois o conhecimento especializado pode ser usado para transformar sistemas globais de produção; e o estímulo à tecnologia digital é uma oportunidade pois podem ser geradas sistemas bioeconômicos otimizados e com maior produtividade (MACARTHUR, 2017).

As barreiras estão relacionadas principalmente à distribuição de conhecimento e habilidade para os diversos produtores no setor; Ao acesso ao crédito, pois neste caso, o retorno do investimento acontece a longo prazo; E a falta de plataformas de compartilhamento e distribuição de material.

### ***1.2.2 Setores de edifícios e construções***

A economia circular pode ser aplicada ao Setor de edifícios e Construção nas diversas etapas do processo de criação. Apesar de grande parte deste setor se utilizar da economia linear, muitas empresas brasileiras estão começando a

investir na aplicação da economia circular neste setor. Neste sentido observa-se a iniciação do investimento em projetos circulares que favorecem a modularidade e a flexibilidade. Como exemplo pode-se citar o projeto A Nossa Casa Planejada que produz blocos modulares a partir de resíduos que funcionam como grandes peças na construção, permitindo que não haja utilização de cimento, e favorecendo a reconstrução de acordo com a demanda. Outro exemplo são as estruturas empregadas para promoção dos jogos Olímpicos em 2016 na cidade do Rio de Janeiro que eram readaptáveis conforme a necessidade (MACARTHUR, 2017).

Associado à aplicação da economia circular no contexto dos setores de edifícios e construções são destacadas três oportunidades. O investimento em empreendimentos associados à ideias circulares é uma oportunidade, e desta forma, evitam-se problemas associados ao modelo linear como custos adicionais; A promoção da acessibilidade é uma oportunidade pois através da modularidade e da flexibilidade gera-se um modelo mais facilmente adaptável as necessidades de quem faz uso do mesmo; e as tecnologias digitais aplicadas representam uma oportunidade, pois geram inovação técnica que favorece o compartilhamento, e a integração com sistemas urbanos (MACARTHUR, 2017).

As barreiras estão associadas principalmente a fatores limitadores de técnicas inovadoras. As crises econômicas e a inovação tecnológica

defasada nesses setores são barreiras sistêmicas em potencial.

### ***1.2.3 Equipamentos eletroeletrônicos (EEE)***

O modelo circular aplicado a Equipamentos Eletroeletrônicos tem apresentado propostas inovadoras, e o mesmo tem sido impulsionada especialmente pela Política Nacional de Resíduos Sólidos.

Associado à aplicação da economia circular no contexto dos equipamentos eletroeletrônicos são destacadas quatro oportunidades. O incentivo às estratégias de mercado para criação de novas oportunidades de negócios é uma oportunidade, pois no Brasil os centros de manufatura e os mercados de consumo viabilizam esse modelo; a inserção da economia informal atuante no âmbito dos Equipamentos Eletroeletrônicos é uma oportunidade, pois a capacidade operacional do setor formal estaria em associação com a agilidade do setor informal; a promoção de novos modelos de negócio é uma oportunidade à medida que com maior compartilhamento e acessibilidade aumenta-se a utilização dos produtos; e o incentivo a mecanismos que melhorem o design dos produtos é uma oportunidade, pois poder-se-ia gerar produtos mais facilmente desmontados, reformados e remanufaturados (MACARTHUR, 2017).

As barreiras estão associadas a políticas fiscais que favorecem os modelos lineares de produção; o pouco estímulo à formalização do mercado; e a falta de incentivo para colaboração entre os diversos atores sociais que

promovem os ciclos reversos associados aos Equipamentos Eletroeletrônicos.

### **Conclusões**

Ao final deste artigo, é possível entender características a respeito da implementação da economia circular de forma estratégica no Brasil. É possível inferir que há setores promissores com muitas oportunidades, apesar da predominância e pouco estímulo aos processos lineares. Por isso, a economia circular deve ser credibilizada como forma sustentável e rentável, e que apresenta todo potencial e necessidade de ser implementada no Brasil.

No setor da agricultura e ativos para biodiversidade encontram-se aspectos positivos em relação ao menor custeio geral da produção, ao estímulo gerado pelas certificações ambientais, e as novas tecnologias e setores em desenvolvimento. No entanto, como barreiras estão a falta de estrutura associada ao setor de forma aplicada a economia circular, e a predominância do modelo linear e de monocultura.

No setor de edifícios e construções encontram-se aspectos positivos em relação a todo procedimento técnico realizado, com menor custo de técnicas, materiais e energia durante todo o processo. No entanto, como barreiras estão a falta de aparato técnico e tecnologias adequadas que permitam a viabilização do processo na prática, o que gera a falta de



investimento no modelo circular de produção aplicado a este setor.

No setor de equipamentos eletroeletrônicos encontram-se aspectos positivos em relação ao estímulo através de certificações, além da existência de uma estrutura formal e uma informal que contribuem juntamente para concretização dos processos circulares. No entanto, como barreiras estão as dificuldades de mapeamento do processo, a falta de conscientização populacional, e o baixo incentivo a maior formalização do processo.

Além de todos os campos de oportunidade de investimento das ideias circulares, o Brasil também está produzindo uma grande diversidade de estudos relacionados à economia circular, como descrito. Em relação a este material pode-se inferir que em sua maioria abordam a questão econômica, com suas possíveis aplicabilidades e setores para implementação, e também a questão ambiental, abordando as diversas alternativas para produção sustentável e com menor dano para o meio-ambiente. O material associado a economia circular no Brasil é, porém, bastante superficial ao tratar das questões sociais relacionadas à economia circular, o que demonstra a necessidade de mais estudos nesse sentido para uma melhor abrangência e entendimento acerca do tema.

## Referências

ABADIA, Lorena Gamboa; GALVÃO, Graziela Darla Araújo; CARVALHO, Marly Monteiro de. Economia circular: um estudo bibliométrico. **ENEGEP 2016-Contribuições da Engenharia de**

**Produção para Melhores Práticas de Gestão e Modernização do Brasil**, 2016.

ANDRADE, Fabiana Rodrigues Barboza; VEIGA, Lilian Bechara Elabras. Economia Circular: Repensando as cápsulas de café expresso. **ENEGEP 2018- “A Engenharia de Produção e suas contribuições para o desenvolvimento do Brasil”**, 2018.

ANGELO, Ana Carolina Maia; PONTES, André Teixeira. Utilização da avaliação do ciclo de vida no contexto da economia circular: uma revisão da literatura. In: **CONGRESSO BRASILEIRO SOBRE GESTÃO DO CICLO DE VIDA**. 2018. p. 556-562

AZARIAS, Jean Guilherme; COUTINHO, Aparecido dos Reis. A utilização da avaliação do ciclo de vida (ACV) em sistemas de economia circular: uma visão geral da literatura. **ENEGEP 2018- “A Engenharia de Produção e suas contribuições para o desenvolvimento do Brasil”**, 2018.

AZEVEDO, Juliana Laboissière de. A Economia circular aplicada no Brasil: Uma análise a partir dos instrumentos legais existentes para logística reversa. **CONGRESSO NACIONAL DE EXCELÊNCIA E GESTÃO**.2015

BERTASSINI, Ana Carolina; Calache, Lucas Daniel Del Rosso; OMETTO, Aldo; CARPINETTE, Luiz Cesar Ribeiro. Hesitant fuzzy aplicado à avaliação de ferramentas de proposição de valor na ec. **ENEGEP 2017- “A Engenharia de Produção e as novas tecnologias produtivas: Indústria 4.0, manufatura aditiva e outras abordagens avançadas de produção”**, 2017.

COSTA, Juliana Fracine da; NAZARO, Mariane Scheffer; ZANGHELINI, Guilherme Marcelo; SOARES, Sebastião Roberto. Economia Circular- Uma abordagem inicial e sugestões para aplicação na gestão pública brasileira. In: **CONGRESSO BRASILEIRO SOBRE GESTÃO DO CICLO DE VIDA**. 2018. p. 563-566.

LEITE, Florence Rezende; ANTUNES, Maria Lúcia Pereira; SILVA, Diogo Aparecido Lopes; OLIVEIRA, Paulo Silas. Avaliação do ciclo de vida da produção de argamassas com resíduos de beneficiamento de rochas ornamentais (RBRO). In: **CONGRESSO BRASILEIRO SOBRE GESTÃO DO CICLO DE VIDA**. 2018. p. 567-571.

LUZ, Beatriz (Org). Economia Circular Holanda Brasil: da teoria à prática. **Rio de Janeiro: Exchange**, v. 4, 2017.

MACARTHUR, Ellen (coord.). Uma Economia Circular no Brasil: Uma abordagem exploratória inicial. **O PROGRAMA CIRCULAR ECONOMY 100**. 2017

MARUYAMA, Úrsula; OLIVEIRA, Sidney Taylor; MONTOYA, Carolina; MARTINEZ, Paloma; PRADO, Patricia. Economia Circular: Lições aprendidas para engenharia de produção. **ENEGEP 2016-Contribuições da Engenharia de Produção para Melhores Práticas de Gestão e Modernização do Brasil**, 2016.

MONTEIRO, Nathalie Barbosa Reis; SILVA, Elaine Aparecida. Circular Economy in the scientific literature. In: **CONGRESSO BRASILEIRO SOBRE GESTÃO DO CICLO DE VIDA**. 2018. p. 537-543.

MULLÈR, Luiz Neto Paiva e Silva; SOUZA, Thiago Alves; ALCANTARA, Rosane L.Chicarelli. Economia Circular na cadeia de suprimentos: Análise bibliométrica da produção intelectual no período de 2000 a 2018. . **ENEGEP 2018- “A Engenharia de Produção e suas contribuições para o desenvolvimento do Brasil”**, 2018.

NERY, Suzana Maia; FREIRE, Amanda Silveira. A Economia Circular e o cenário no Brasil e na Europa. **Indústria 4.0, manufatura aditiva e outras abordagens avançadas de produção**”, 2017.

PAIVA, Ana Laura Raymundo; ROSSI, Efigênio; CUNHA, Renata Nobre da; OMETTO, Aldo Roberto. Circularidade na avaliação do ciclo de vida é possível? . In: **CONGRESSO BRASILEIRO SOBRE GESTÃO DO CICLO DE VIDA**. 2018. p. 544-548.

SOUSA, Luis Henrique dos Santos Silva; SILVA, Elaine Aparecida da. Cenários e práticas de simbiose industrial a partir de uma análise bibliométrica. . In: **CONGRESSO BRASILEIRO SOBRE GESTÃO DO CICLO DE VIDA**. 2018. p. 549-555

ZAGO, Camila Avosani; QUINTERO, Katherine Restrepo; PINTO, Ana D’arc Maia; ZAGO, Luiz Henrique Avosani. Economia Circular: Oportunidades y desafíos rumbo Al desarrollo sostenible. **ENEGEP 2018- “A Engenharia de Produção e suas contribuições para o desenvolvimento do Brasil”**, 2018.



Sessão 8

# Modelagem em Avaliação do Ciclo de Vida



GCV-2020 | 21

## Métodos e procedimentos de modelagem para a avaliação de impacto ambiental de ciclo de vida

Roni M. Severis <sup>1</sup>

Júlia F. Alvarenga <sup>1</sup>

Sebastião R. Soares <sup>1</sup>

<sup>1</sup> Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Campus Universitário UFSC/CTC, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, CICLOG, R. Eng. Agrônomo Andrei Cristian Ferreira, s/n, Bairro Trindade, CEP: 88.040-900, Florianópolis, SC, Brasil.

eng.severis@hotmail.com

### Resumo

Os resultados de um estudo de ACV podem apresentar incertezas e sensibilidade conforme variações metodológicas modelados e escolhas do executante. Compreender a significância dessas variações na modelagem de cenários de ciclo de vida possibilita que executantes de estudos de ACV otimizem a modelagem dos sistemas, de maneira que considerem os parâmetros mais representativos ou mais significativos, conforme o cenário analisado. Como consequência disso, tomadores de decisão terão acesso a resultados mais robustos e precisos, com menores custos financeiros. O objetivo deste estudo foi identificar e caracterizar um conjunto de métodos e procedimentos de modelagem que podem influenciar a sensibilidade e incerteza dos resultados de impacto ambiental de ciclo de vida em uma ACV. Para tanto, a partir de revisão da literatura, foram analisados métodos de AICV, procedimentos de alocação, normalização e ponderação, identificando sua influência sobre o perfil ambiental de algum sistema de produto. Os resultados deste trabalho são um conjunto caracterizado de parâmetros e escolhas de modelagem com potencial de influenciar os resultados de impacto ambiental, principalmente pelas incertezas que geram sobre o perfil ambiental do produto. A partir dos conjuntos de variáveis metodológicas apresentados neste trabalho, futuros estudos de ACV poderão considerar suas particularidades

na escolha de métodos que se apliquem melhor para seus respectivos ICV e AICV. Além disso, recomenda-se, em trabalhos futuros, a realização de uma análise de sensibilidade global para estimar de maneira mais precisa a probabilidade de ocorrência de perturbação na AICV, dados os métodos e procedimentos adotados pelo executante.

**Palavras-chaves:** Incerteza, Variações metodológicas, Análise de sensibilidade global, Avaliação do ciclo de vida.

### Introdução

Incertezas são encontradas em qualquer experimento científico, observadas durante a coleta de amostras em campo, análise de espécimes em laboratório, ou durante o tratamento e processamento dos dados, portanto sempre devem ser consideradas. Incertezas também são observadas na realização de uma Avaliação do Ciclo de Vida (ACV).

A ACV é um método que possibilita ao executante identificar e quantificar os potenciais impactos ambientais associados ao ciclo de vida de um sistema de produto (ABNT, 2009a; 2009b). Dadas as quatro etapas fundamentais e iterativas compreendidas em um estudo de ACV, são comuns incertezas sobre dados, modelos e devido às escolhas do analista (Huijbregts, 1998; Lacirignola et al., 2017). Diferentes escolhas quanto ao método de inventário, procedimentos de alocação, de normalização e de ponderação, ou no modelo de caracterização são exemplos de onde incertezas podem ocorrer (Beltran et al., 2018; Igos et al., 2019).

Compreender a significância dessas variações e incertezas na modelagem de cenários de ciclo de vida possibilita que a modelagem de sistemas em estudos de ACV sejam otimizados, de maneira que se dê maior atenção aos parâmetros mais representativos ou mais significativos (Weidema, 2009). Essa determinação das variáveis mais relevantes pode se dar, por exemplo, por uma análise de sensibilidade global (ASG). A ASG itera mais de uma variável simultaneamente, aferindo os efeitos das incertezas e correlações entre as variáveis-objeto sobre os resultados do estudo (Cucurachi et al., 2016). Como consequência disso, resultados mais robustos e precisos poderão ser obtidos.

Assim, o objetivo deste estudo foi identificar e caracterizar um conjunto de métodos e procedimentos de modelagem com potencial para perturbar os resultados de impacto ambiental de ciclo de vida em uma ACV.

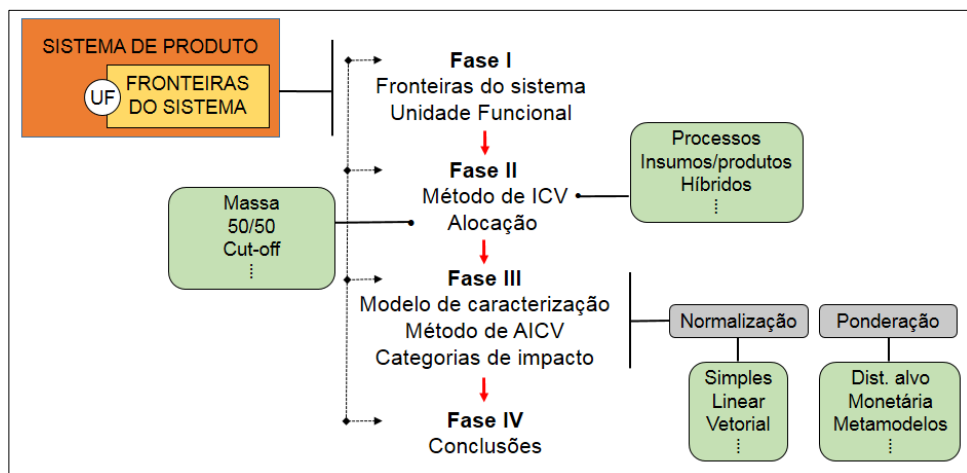
### Materiais e Métodos

Procedimentos e escolhas metodológicas capazes de influenciar o perfil ambiental de um dado sistema de produto foram identificados por meio de revisão da literatura.

Foram delimitadas de maneira facultativa quatro variáveis metodológicas a partir da totalidade identificada na literatura revisada. Os estudos considerados inicialmente foram: Huijbregts (1998), Björklund (2002), Rosenbaum et al. (2018), Igos et al. (2019) e Heijungs et al. (2019). A partir dessas publicações, a revisão e complementação das variáveis delimitadas se

deu pelo método *snowball*, que consiste na prospecção sistemática e contínua de referências a partir da literatura citada em determinado estudo.

Esses elementos foram selecionados por serem aqueles observados com maior frequência na literatura revisada. Ao todo, totalizaram-se 19 elementos (Tabelas 1 e 2).



**Figura 1: Componentes que podem influenciar o impacto ambiental de ciclo de vida (elaborada pelos autores, 2020).**

OBS: o símbolo “?” indica que há outros métodos ou procedimentos para tal variável, não apresentados graficamente na figura.

A variável “alocação” foi delimitada à fase de Inventário do Ciclo de Vida (ICV). As variáveis “método de AICV”, “normalização” e ponderação” foram delimitadas à fase de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV). A variável “método de ICV” não foi tratada à posteriori devido à disponibilidade local de bases de dados secundários, já calculados pelos seus respectivos métodos de inventário. Para cada variável metodológica, foram selecionados quatro ou cinco possíveis maneiras através das quais essas variáveis podem ser modeladas.

Por fim, foi realizada a descrição e caracterização de cada elemento identificado.

## Resultados

A Figura 1 traz um esquema geral acerca das fases da ACV e variáveis metodológicas que podem resultar em incertezas.

## Discussão

### Variáveis metodológicas

A ACV é uma técnica iterativa, que permite ao executante realizar passo-a-passo do estudo e retornar a uma etapa anterior. Dessa forma, a variável metodológica “alocação” foi tratada como correlata à segunda fase da ACV (ICV). Já as variáveis “método de AICV, normalização, ponderação” foram relacionadas à terceira fase (AICV).

### Alocação

O procedimento de alocação consiste na repartição dos fluxos de entrada e de saída de um sistema de produto ou processo entre o sistema

de produto em estudo ou mesmo outros sistemas de produto (ABNT, 2009b). A Tabela 1 apresenta a variável metodológica “alocação”, associada à execução da segunda fase de uma ACV.

**Tabela 1: Elementos da variável metodológica “alocação”, associada à fase de ICV.**

Alocação
Massa
Valor Econômico
Perda de qualidade
50/50
Cut-off

Fonte: elaborada pelos autores (2020).

A alocação por massa aplica-se tanto para sistemas de coprodutos, quanto para sistemas de múltiplas entradas ou sistemas de reciclagem. Essa forma de alocação consiste na partição dos aspectos ambientais associados a um sistema de produto proporcionalmente à composição em massa dos coprodutos, entradas e resíduos (Ramírez, 2009).

A alocação por valor econômico, assim como a alocação por massa, se aplica para sistemas de coprodutos, de múltiplas entradas ou sistemas de reciclagem. Ela consiste na repartição dos aspectos ambientais proporcionalmente ao valor econômico dos coprodutos, das entradas ou dos materiais destinados à reciclagem (Ramirez, 2009). A alocação econômica é bastante adequada para avaliar serviços (Vogtländer, 2010). Por outro lado, esse procedimento atribui possíveis impactos ambientais de acordo com o valor econômico dos aspectos ambientais, o que pode mostrar-se questionável, devido às

flutuações de valor de mercado, oferta e demanda (Vogtländer, 2010).

No procedimento de alocação por perda de qualidade, a qualidade de cada produto depende do seu próprio uso. É aplicado a sistemas de reciclagem, onde os aspectos ambientais são alocados proporcionalmente à qualidade do resíduo que entra no sistema (Ramírez, 2009).

A alocação 50/50 baseia-se em um valor arbitrário (Tillman et al., 1994). Aplicada a sistemas de reciclagem, esse procedimento aloca 50% dos aspectos ambientais associados ao processo de reciclagem à quantidade do material entregue ao processo de reciclagem. A metade restante é alocada à quantidade de material reciclado contida no produto (Ramírez, 2009).

Na alocação por *cut-off*, também aplicada a sistemas de reciclagem, cada produto recebe a carga pelos aspectos ambientais envolvidos em sua produção. Dessa forma, evita-se que os ciclos posteriores sejam responsabilizados pelos impactos ambientais de produtos predecessores. Os impactos da produção primária são alocados ao primeiro produto. Já aspectos ambientais do primeiro processo de reciclagem são atribuídos ao segundo produto. O tratamento final dos resíduos é, então, alocado ao último produto da cadeia (Ramírez, 2009).

Ressalta-se que quando várias alternativas de procedimentos de alocação forem aplicáveis, uma análise de sensibilidade é recomendada para explicitar as consequências da substituição da abordagem selecionada (ABNT, 2009b).

### **Métodos de AICV e elementos opcionais**

A terceira fase de uma ACV também pode ser realizada utilizando-se de métodos e procedimentos com potencial de atribuir incerteza às conclusões do estudo. A Tabela 2 apresenta essas variáveis metodológicas associadas à esta etapa.

**Tabela 2: Variáveis metodológicas associadas à fase de AICV.**

<b>Método de AICV</b>
ReCiPe Midpoint
CML-IA baseline
ILCD Midpoint
TRACI
Ecological Scarcity
<b>Normalização (interna)</b>
Simples
Linear
Vetorial
Padrão
Decimal
<b>Ponderação</b>
Distância ao alvo
Painel
Monetário
Metamodelos

Fonte: elaborada pelos autores (2020).

### **Método de AICV**

Os métodos de AICV derivam dos modelos de caracterização relativos a diferentes categorias de impacto ambiental. Os cinco métodos de AICV elencados na Tabela 2 estão disponíveis na maioria dos *softwares* de ACV.

O ReCiPe Midpoint 2016 fornece fatores de caracterização representando efeitos localizados ao longo do caminho de impactos (ponto médio). A caracterização na qual o ReCiPe Midpoint está baseado tem uma relação mais forte com os

fluxos ambientais e uma incerteza relativamente baixa em comparação com métodos baseados no nível *endpoint* (Huijbregts et al., 2016).

O método CML-IA é dividido em *baseline* e *non-baseline*, sendo o *baseline* o mais comum, contendo categorias de impacto utilizadas na ACV. O CML-IA *baseline* elabora a sua abordagem orientada aos problemas ambientais, tais como aquecimento global e depleção de ozônio (CML, Department of Industrial Ecology, 2016).

O método ILCD considera várias metodologias de AICV para alcançar um consenso sobre o método recomendado para cada tema ambiental, em *midpoint* e *endpoint* (European Commission, Joint Research Centre, 2012).

O TRACI é um método para redução e avaliação de produtos químicos e impactos ambientais, para auxiliar na avaliação de impacto de métricas de sustentabilidade, ciclo de vida, prevenção de poluição, entre outros (Acero et al., 2014).

O Ecological Scarcity é um método que calcula os impactos ambientais como sendo emissões de poluentes e consumo de recursos, aplicando os chamados fatores ecológicos. Esses fatores ecológicos são diferentes dependendo da substância e são derivados de leis ambientais ou de objetivos políticos (Acero et al., 2014).

A Tabela 3 sumariza as categorias de impacto abordadas em cada método de AICV.

**Tabela 3: Categorias de impacto em cada método de AICV apresentado.**

Categor ia de impacto	Método de AICV				
	ReCiPe Mid.	CML-IA base.	ILCD Mid.	TRACI	Eco. Scarcity
ACD	✓	✓	✓	✓	-
CLI	✓	✓	✓	✓	-
RDP	✓	✓	✓	✓	✓
ETX	✓	✓	✓	✓	-
EUT	✓	✓	✓	✓	-
HTX	✓	✓	✓	✓	-
RAD	✓	-	✓	-	-
LAU	✓	-	✓	-	-
OZD	✓	✓	✓	✓	-
MPT	✓	-	✓	✓	-
POF	✓	✓	✓	✓	-

Fonte: adaptada de Acero et al. (2014).

Notas: **(ACD)**: Acidificação; **(CLI)**: Mudança climática; **(RDP)**: Depleção de recursos; **(ETX)**: Ecotoxicidade; **(EUT)**: Eutrofização; **(HTX)**: Toxicidade humana; **(RAD)**: Radiação ionizante; **(LAU)**: Uso da terra; **(OZD)**: Depleção de ozônio; **(MPT)**: Material particulado ou Inorgânicos respiráveis; **(POF)**: Oxidação fotoquímica. OBS.: podem haver pequenas diferenças de nomes para uma mesma categoria entre um método e outro.

### Normalização

A normalização consiste em um procedimento através do qual os valores em estudo são relacionados a um dado valor de referência (Norris, 2001). Na prática da ACV, a normalização é descrita como o “cálculo da magnitude dos resultados dos indicadores de categorias com relação a informações de referência” (ABNT, 2009b, p. 21). Além disso, esse procedimento pode ser de caráter interno, quando os valores de uma série são relacionados com eles mesmos, ou pode ser externo, quando os valores são relacionados com informações de outras origens (Sousa, 2008). Os procedimentos

de normalização interna apresentados na Tabela 2 são descritos a seguir.

A normalização simples consiste na relação entre um dado valor e o valor máximo/mínimo da sua série de dados (Sousa, 2008). Tem a vantagem da simplicidade, mas pode sofrer influência de outliers (Thomé, 2007).

A normalização linear utiliza o valor da amplitude máxima para calcular os valores normalizados, mantendo proporcionalidade em relação aos valores originais (Sousa, 2008).

A normalização vetorial consiste no cálculo da distância euclidiana entre os valores. Logo, apenas valores absolutos são obtidos (Sousa, 2008).

Na normalização padrão, os dados são normalizados dada a sua média e desvio padrão. Os valores não são limitados a uma escala determinada, sendo recomendada para valores em distribuições gaussianas (Jain et al., 2005).

Ainda, na normalização decimal os dados são convertidos a partir do deslocamento do sinal decimal, dado valor absoluto máximo da série (Sousa, 2008).

A Tabela 4 apresenta as equações matemáticas e as variáveis relacionadas a cada procedimento de normalização apresentado.

**Tabela 4: Equações matemáticas para obtenção de dados normalizados, segundo cada procedimento.**

Normaliz.	Equação	Variáveis
Simple	$n_{ij} = \frac{s_{ij}}{s_j^*}$	$n_{ij}$ : valor normalizado do critério $s_{ij}$ : critério antes da normalização $s_j^*$ : valor máximo do critério $i$ entre os valores de $S_{ij}$
Linear	$n_{ij} = \frac{s_{ij} - s_j^-}{s_j^* - s_j^-}$	$s_j^*$ : valor máximo do critério $i$ entre os valores de $S_{ij}$ $s_j^-$ : valor mínimo entre os valores de $S_{ij}$
Vetorial	$n_{ij} = \frac{s_{ij}}{\sqrt{\sum_{i=1}^m s_{ij}^2}}$	$n_{ij}$ : valor normalizado do critério $s_{ij}$ : critério antes da normalização
Padrão	$n_{ij} = \frac{s_{ij} - \mu}{\sigma}$	$\mu$ : média dos valores $\sigma$ : desvio padrão dos valores
Decimal	$n_{ij} = \frac{s_{ij}}{10^k}$	$n_{ij}$ : valor normalizado do critério $s_{ij}$ : critério antes da normalização $k$ : menor valor inteiro

Fonte: adaptada de Sousa (2008).

### Ponderação

Em uma ACV, a ponderação é a “conversão e possível agregação dos resultados dos indicadores entre as diferentes categorias de impacto utilizando fatores numéricos baseados em escolha de valores” (ABNT, 2009b, p. 21). Os procedimentos de ponderação apresentados na Tabela 2 são descritos a seguir.

Os métodos de ponderação de distância ao alvo, podem ser relativos a alvos normativos ou quanto às fronteiras planetárias. Na ponderação com alvos normativos, os pesos são obtidos levando-se como meta valores referenciais presentes em leis ou limites normativos presentes em normas ambientais e/ou ocupacionais. Os métodos relativos às fronteiras planetárias não tomam um limite normativo como meta, mas sim limites planetários teóricos (Weiss et al., 2007).

Os métodos de ponderação baseados em painéis são fundamentados no posicionamento de especialistas ou de partes interessadas em determinada questão. Os participantes dos painéis fornecem suas opiniões sobre determinadas categorias de impactos ou danos ambientais. Posteriormente, pesos são atribuídos aos impactos ou danos em função do que foi obtido nos painéis (Huppés et al., 2011).

As abordagens monetárias ponderam os impactos de acordo com o seu valor econômico (Sala et al., 2018). Essa forma de ponderação apresenta três distinções: aquelas baseadas em preferências observadas, em preferências reveladas e preferências declaradas. A ponderação por preferências observadas considera o valor marginal de um produto, dado o seu preço de mercado. Esse procedimento, se aplicado, é recomendado apenas para o nível *midpoint* (Sala et al., 2018). A ponderação por preferências reveladas consiste na valoração marginal de um produto dado o preço de mercado de um produto indiretamente afetado pela disponibilidade desse produto primário

(Eldh et al., 2006). Essa forma de ponderação é recomendada apenas para o nível *midpoint* (Sala et al., 2018). Já a ponderação por preferências declaradas é recomendada principalmente para o nível *endpoint* (Sala et al., 2018). Nessa forma de ponderação, o valor marginal de um produto é identificado com base na preferência do estado ambiental de uma dada região geográfica, segundo a opinião de representantes dessa área (Itsubo et al., 2015).

Há ainda a ponderação por metamodelos, em que diversos métodos de ponderação são aplicados conjuntamente para, em seguida, realizar uma ponderação entre os métodos (Sala et al., 2018; Soares et al., 2006).

### Conclusões

Os métodos e procedimentos apresentados neste trabalho, ora ou outra, podem ser adotados por praticantes de ACV. Dada a enorme disponibilidade de escolhas que podem ser realizadas durante a modelagem, como mostrado no presente trabalho, é possível que nem todas sejam de pleno conhecimento do analista de ACV e outros *stakeholders*.

Conhecer detalhes das alternativas para alocar aspectos ambientais, para escolher o método de AICV, ou mesmo para normalizar e ponderar impactos ambientais, proporcionará ao analista escolher a opção mais adequada para a modelagem de um estudo, diminuindo, assim, fontes de incerteza.

A partir dos conjuntos de variáveis metodológicas apresentados neste trabalho, futuros estudos de ACV poderão considerar suas particularidades na escolha de métodos que se apliquem melhor para seus respectivos ICV e AICV. Além disso, recomenda-se, em trabalhos futuros, a realização de uma análise de sensibilidade global para estimar de maneira mais precisa a probabilidade de ocorrência de perturbação na AICV, dados os métodos e procedimentos adotados pelo executante. Conforme já observado em outros estudos, essa análise de sensibilidade global (Benini; Sala, 2016; Cucurachi et al., 2016) poderia ser realizada por iterações de cenários, partir das variáveis discretas da modelagem, isto é, pelos componentes de incerteza de escolha.

### Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

### Referências bibliográficas

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14040**: avaliação do ciclo de vida: princípios e estrutura. Rio de Janeiro: ABNT, 2009a, 21 p.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14044**: avaliação do ciclo de vida: requisitos e orientações. Rio de Janeiro: ABNT, 2009b, 46 p.

ACERO, A. P. et al. **LCIA methods**. Impact assessment methods in Life Cycle Assessment and their impact categories. GreenDelta, 2014.

- BELTRAN, A. M. et al. Accounting for inventory data and methodological choice uncertainty in a comparative life cycle assessment: the case of integrated multi-trophic aquaculture in an offshore Mediterranean enterprise. **Int. J. Life Cycle Assess.**, v. 23, p. 1063–1077, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1363-2>.
- BENINI, L.; SALA, S. Uncertainty and sensitivity analysis of normalization factors to methodological assumptions. **Int. J. Life Cycle Assess.**, v. 21, p. 224-236, 2016.
- BJÖRKLUND, A. Survey of approaches to improve reliability in LCA. **Int. J. Life Cycle Assess.**, v. 7, p. 64-72, 2002.
- CML - DEPARTMENT OF INDUSTRIAL ECOLOGY. **CML-IA Characterisation Factors**. 2016. Disponível em: <[www.universiteitleiden.nl/en/research/research-output/science/cml-ia-characterisation-factors](http://www.universiteitleiden.nl/en/research/research-output/science/cml-ia-characterisation-factors)>. Acesso em: 16 fev. 2020.
- CUCURACHI, S. et al. A protocol for the global sensitivity analysis of impact assessment models in Life Cycle Assessment. **Risk Anal.**, v. 36, p. 357-377, 2016.
- ELDH, P. et al. Weighting in LCA based on ecotaxes: Development of a mid-point method and experiences from case studies. **Int. J. Life Cycle Assess.**, v. 11, p. 81-88, 2006.
- EUROPEAN COMMISSION, JOINT RESEARCH CENTRE. **Characterisation factors of the ILCD Recommended Life Cycle Impact Assessment methods. Database and Supporting Information**. EUR 25167. Luxembourg. Publications Office of the European Union, 2012.
- HEIJUNGS, R. et al. Everything is relative and nothing is certain. Toward a theory and practice of comparative probabilistic LCA. **Int. J. Life Cycle Assess.**, v. 24, p. 1573-1579, 2019.
- HUIJBREGTS, M. A general framework for the analysis of uncertainty and variability in life cycle assessment. **Int. J. Life Cycle Assess.**, v. 3, p. 273-280, 1998. <https://doi.org/10.1007/BF02979835>.
- HUIJBREGTS, M. et al. **ReCiPe 2016**: A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. Report I: Characterization. RIVM Report 2016-0104.
- HUPPES, G. et al. **Background review of existing weighting approaches in Life Cycle Impact Assessment (LCIA)**. Publications Office of the European Union. Luxembourg, 2011.
- IGOS, E. et al. How to treat uncertainties in life cycle assessment studies? **Int. J. Life Cycle Assess.**, v. 24, p. 794-807, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11367-018-1477-1>.
- ITSUBO, N. et al. Development of weighting factors for G20 countries - explore the difference in environmental awareness between developed and emerging countries. **Int. J. Life Cycle Assess.**, v. 23, p. 2311–2326, 2015. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-0881-z>.
- JAIN, A. et al. Score normalization in multimodal biometric systems. **Pattern Recognition**, v. 38, n. 12, 2005, p. 2270-2285. <https://doi.org/10.1016/j.patcog.2005.01.012>.
- LACIRIGNOLA, M. et al. LCA of emerging technologies: addressing high uncertainty on inputs' variability when performing global sensitivity analysis. **Sci. Total Environ.**, v. 578, p. 268–280, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.066>.
- NORRIS, G. A. The requirement of congruence in normalization. **Int. J. Life Cycle Assess.**, v. 6, n. 2, 2001, p. 85-88.
- RAMÍREZ, P. K. S. Análise de métodos de alocação utilizados em Avaliação do Ciclo de Vida. **Dissertação** (Mestrado) – Engenharia Ambiental, CICLOG, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009. 138 p.
- ROSENBAUM, R. et al. Uncertainty management and sensitivity analysis. In: HAUSCHILD, M.; OLSEN, S.; ROSENBAUM, R. **Life Cycle Assessment: Theory and Practice**. 1. ed. Cham, Switzerland: Springer International Publishing AG, 2018. Cap. 11, p. 271-321. ISBN 978-3-319-56475-3.
- SALA S. et al. **Development of a weighting approach for the Environmental Footprint**. Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2018.
- SOARES, S. R., et al. Development of weighting factors in the context of LCIA. **J. Clean. Prod.**, v. 14, p. 649-660, 2006.
- SOUSA, S. R. Normalização de critérios ambientais aplicados à Avaliação do Ciclo de Vida. **Dissertação** (Mestrado) – Engenharia Ambiental, CICLOG, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008. 73 p.
- THOMÉ, A. C. G. **Análise e Tratamento dos Dados**. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2007.
- TILLMAN, A.-M. et al. Choice of system boundaries in life cycle assessment. **J. Clean. Prod.**, v. 2, n. 1, p. 21 – 29, 1994. [https://doi.org/10.1016/0959-6526\(94\)90021-3](https://doi.org/10.1016/0959-6526(94)90021-3).
- VOGLTLÄNDER, J. G. **A practical guide to LCA for students, designers and business managers**. The Netherlands: VSSD, 2010.
- WEIDEMA, B. P. Avoiding or ignoring uncertainty. **J. Ind. Ecol.** v. 13, p. 354-356, 2009. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2009.00132.x>.
- WEISS, M. et al. Applying distance-to-target weighing methodology to evaluate the environmental performance of bio-based energy, fuels, and materials. **Res., Cons. Recyc.**, v. 50, p. 260-281, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2006.06.003>.



## Uso de informações georreferenciadas na avaliação de emissões de CO<sub>2</sub> de deslocamento bairro-centro por transporte coletivo urbano

Michelle Leichter <sup>1</sup>

Isadora Hackenhaar <sup>2</sup>

Ana Passuello <sup>3</sup>

LIFE sustainability 7 - Life cycle and innovation for the built environment

<sup>1</sup> Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Av. Osvaldo Aranha, 99 Centro Histórico, Porto Alegre - RS, 90035-190, Brasil  
leichterzanettini.m@gmail.com

### Resumo

Os padrões atuais de mobilidade urbana evidenciam substancial motorização individual, em contramão ao transporte coletivo, que possibilita melhor desempenho na mitigação de impactos sociais, econômicos e ambientais. Apesar disso, observam-se poucas ações que priorizem a sustentabilidade relacionada à mobilidade, mesmo estando diretamente associadas aos objetivos de desenvolvimento sustentável (ODS) 11 (Cidades e Comunidades Sustentáveis) e 13 (Combate às Alterações Climáticas). Nesse cenário, a combinação da avaliação do ciclo de vida (ACV) e Sistemas de Informação Geográfica (SIG) possibilita a integração e visualização mais detalhada do complexo cenário de impactos de deslocamento presentes na escala urbana. Enquanto a ACV possibilita o entendimento quantitativo dos impactos, as ferramentas de SIG facilitam a visualização dos mesmos e a inclusão de variáveis populacionais no escopo da análise. Portanto, o objetivo da presente pesquisa é avaliar o impacto ambiental de deslocamento do bairro Restinga ao centro da cidade de Porto Alegre, diagnosticando diferentes linhas de transporte público e comparando cenários de planejamento. A fim de atingir o objetivo proposto, é desenvolvido um estudo de caso, baseado na metodologia de ACV territorial, relacionando forma urbana e distribuição populacional à quantificação de impactos ambientais. Primeiramente, são realizadas análises de georreferenciamento de dados

populacionais, onde se observa a impossibilidade de tal região suprir suas demandas em seu próprio perímetro, bem como é possível compreender a baixa alocação populacional ao longo das rotas. Na etapa seguinte, é executada a ACV da mobilidade do bairro, considerando linhas de ônibus a ele acessíveis com destino ao centro. Os resultados parciais demonstram que apesar de não haver grandes diferenças na quilometragem percorrida nos trajetos analisados, os valores de impacto devido à demanda de passageiros podem variar entre 9,1 kg CO<sub>2</sub>/p.km 22,2 kg CO<sub>2</sub>/p.km. Por fim, buscando um entendimento dos impactos das rotas, é feita uma comparação entre um cenário atual e um proposto, a partir de avaliação de trechos com suporte de dados georreferenciados. Percebe-se, a partir dessa análise a relevância do planejamento urbano na diminuição das emissões de transporte uma vez que os resultados indicam uma potencial redução de 11% dos impactos em relação ao cenário atual.

**Palavras-chaves:** ACV (avaliação do ciclo de vida), SIG (sistemas de informação geográfica), mobilidade urbana.

### Introdução

Cidades contemporâneas são definidas tanto pelas suas zonas de trânsito e fluxos, quanto pelas suas áreas fixas (Jensen, 2009). No entanto, são nesses canais de mobilidade onde o ritmo da vida urbana se define, em especial considerando a necessidade de deslocamento do cidadão comum para exercer suas atividades diárias de subsistência. Nas metrópoles brasileiras, essas locomoções regulares se complexificam, em especial ao considerarmos a caracterização majoritariamente rarefeita das metrópoles e a relação intrínseca entre

localização residencial e capacidade de deslocamento.

Além disso, o setor de transporte entra como um dos principais causadores de poluição ambiental. As cidades responsáveis por cerca de 71% a 76% das emissões de CO<sub>2</sub> relacionadas com energia (IPCC, 2018) e a mobilidade urbana, sendo responsável por 40% de todas as emissões de CO<sub>2</sub> do transporte rodoviário, e até 70% de outros poluentes (SiMPLify, 2019).

O transporte é, então, um facilitador essencial no desenvolvimento de aspectos sociais, econômicos e ambientais, entrando como pré-requisito para a consecução de oito dos 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (SloCaT, 2015). Considerando esse contexto, a avaliação do ciclo de vida (ACV) é cada vez mais utilizada, para a análise dos impactos associados ao sistema de transportes (Chester et al., 2013; Vedrenne et al., 2013). Todavia, é necessário salientar a complexidade inerente à análises realizadas em uma escala urbana.

Nesse sentido, a ACV pode ser aprimorada utilizando informações específicas do local disponível através de dados espaciais e modelos baseados em SIG. No entanto, esse processo de integração tem sido lento (Geyer et al. 2010). Apesar disso, alguns estudos ainda buscam tal correlação. No âmbito do transporte, identifica-se especial atenção dada à produção de biocombustíveis (Gasol et al. 2011; Dresen et al. 2012). São destacáveis, também, os esforços de Louiseau (2018) na busca de um método de

avaliação condizente na interligação de tais métodos.

Tendo como base tais fatores, e buscando uma análise que responda à complexidade das transformações no meio urbano, o objetivo deste artigo é avaliar o impacto ambiental de deslocamento de passageiros de ônibus entre o centro da cidade de Porto Alegre – bairro onde se localiza o maior número de postos de trabalho da cidade (PMPA, 2018)- e o bairro Restinga - segundo bairro mais populoso da cidade com alta concentração de conjuntos habitacionais de baixa renda, considerando informações georreferenciadas.

## Método

### Avaliação do Ciclo de Vida

#### Objetivo e escopo

O objetivo desta ACV é avaliar o impacto ambiental de deslocamento entre o centro da cidade de Porto Alegre e o bairro Restinga, comparando diferentes linhas de transporte coletivo de ônibus da capital gaúcha. Além disso, é analisada uma rota em específico a partir de trechos, os quais foram divididos, e subsequentemente examinados, considerando a distribuição populacional agregada a seu entorno imediato. Por fim, é executada uma comparação entre o cenário atual de operação diária dessa linha e um novo cenário embasado na possibilidade de alocação de um terminal intermediário, segundo propostas da municipalidade (PMPA, 2010, 2015).

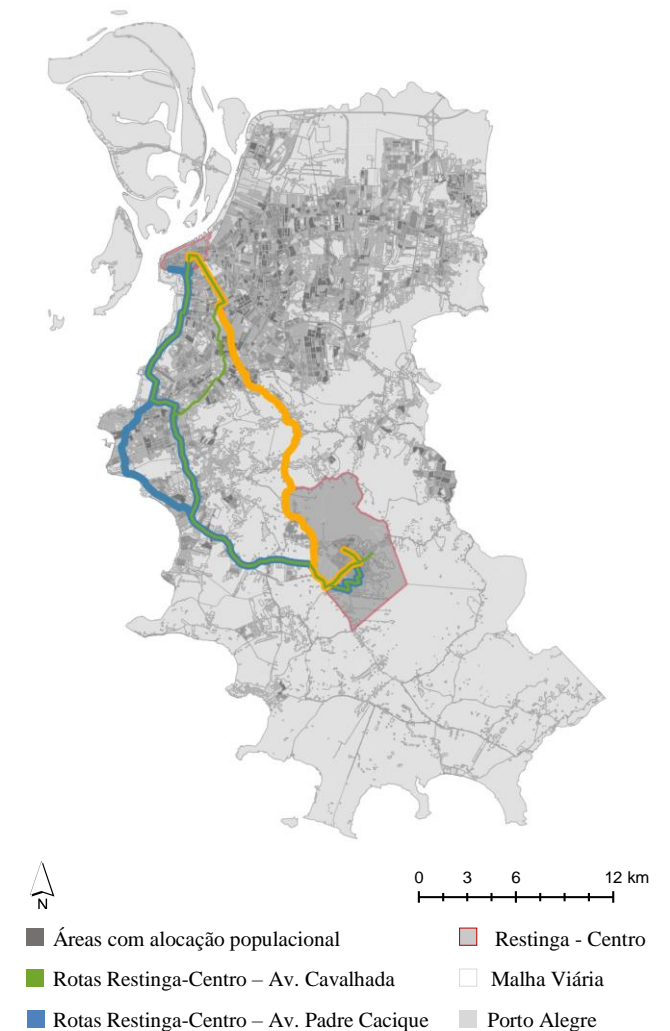
A unidade funcional utilizada nas análises é passageiro-quilômetro (p.km), a qual representa o transporte de um passageiro em um meio de transporte definido ao longo de um quilômetro (EUROSTAT, 2019), conforme descrito na literatura de ACV de mobilidade urbana (Chester et al., 2016; Vedrenne, 2013).

As rotas partindo da Restinga foram analisadas conforme horário de pico. Tal escolha deve-se à padronização no número de passageiros notada em horários específicos (EPTC, 2018) e pela percepção, a partir de análise georreferenciada, de vazios urbanos ao longo do trajeto, além da alocação populacional significativa nas proximidades do início da rota (IBGE, 2010). São 9 linhas saindo diretamente da Restinga até o Centro Histórico de Porto Alegre. As linhas se dividem em três distintas rotas percorrendo 3 avenidas da capital: Av. Prof Oscar Pereira (linha R16); Av. Cavalhada (linhas 209, 210, 211, R10, R4, e R3 antes do bairro Cristal); e Av Padre Cacique (110, 111, R3 a partir do bairro Cristal). É possível visualizar a representação de tais percursos escolhidos na Figura 1.

O escopo para o sistema é delimitado do berço ao túmulo, considerando assim as etapas do ciclo de vida dos veículos (fabricação e manutenção), da infraestrutura (operação) e dos componentes de produção de energia (combustível), além de ser também considerados os efeitos da propulsão dos veículos. Cabe salientar que o fim de vida não foi incluído, assim como em (Chester et al.,

2009; Chester et al., 2013), tendo em vista a falta de dados disponíveis no Brasil.

**Figura 1: Mapa rotas de transporte Restinga e distribuição Populacional e malha viária em Porto Alegre.**



■ Rotas Restinga-Centro – Av. Oscar Pereira

OBS: Figura produzida com dados provenientes do IBGE (2010); EPTC (2018) e Datapoa (2019).

### Inventário de Ciclo de Vida

Os dados primários de consumo, rodagem e número de passageiros do ano de 2018 foram fornecidos pela Empresa Pública de Transporte e Circulação (EPTC) de Porto Alegre. Da mesma maneira, foi fornecida a base de dados de cadastro da frota, a qual possibilitou, a partir da categorização por prefixo, a identificação de características individuais de cada veículo, como o consumo de combustível em litro/quilômetro (l/km). A organização geral de alguns dos dados obtidos da frota de ônibus é representada abaixo na Tabela 1.

Tabela 1: Dados frota de ônibus.

Linhas de Ônibus (Restinga)	Distância média por trajeto (km)	Passageiros pico por trajeto (n°)	Rendimento Médio (l/km)
110	26,6	112	0,3968
111	26,7	108	0,5177
209	25,8	97	0,7180
210	26,0	72	0,4898
211	26,0	128	0,3968
R10	25,9	133	0,7180
R16	22,2	110	0,6310
R3	24,9	115	0,3968
R4	26,0	59	0,5455

OBS: Figura produzida com dados provenientes da EPTC (2018).

Nota-se que não há diferenças expressivas em quilometragem rodada entre as linhas. Contudo, destaca-se que as linhas R4 e 210 possuem uma média de passageiros por trajeto menor que a média das demais.

Para obtenção dos dados de segundo plano foi utilizada a base de dados Ecoinvent versão 3.4 (Ecoinvent, 2018) e literatura complementar (CETESB, 2017; Zhu, 2009). Os processos de produção e manutenção dos ônibus, bem como infraestrutura, são contabilizados com a utilização de tais dados e alterações pontuais segundo informações disponibilizadas pela EPTC (2018). Foram ainda avaliados os valores de emissões para o processo de uso, ou seja, combustão do óleo diesel (CETESB, 2017). A Tabela 2 apresenta as quantidades consideradas de cada componente do sistema com valores referentes ao gasto por km percorrido.

Tabela 2: Descrição e quantitativos dos materiais relativos ao deslocamento de 1km.

Material	Fonte e descrição dos dados	Quantidade
Ônibus	Bus {GLO}  market for	1,0903E-06 p
Diesel	Diesel, low-sulfur {Europe without Switzerland}  market for	8,68E-02 kg
Diesel	Diesel, low-sulfur {RoW}  market for	3,16E-01 kg
Manutenção	Maintenance, bus {GLO}  market for	1,0903E-06 p
Infraestrutura	Road {RoW}  market for road	1,21783E-07 ton. veic . km

OBS: Tabela produzida com dados provenientes do Ecoinvent (2018).

### Avaliação de Impactos

A compilação do ICV e Avaliação de Impacto Ambiental foram realizadas no software SimaPro®, onde optou-se pelo método RECIPE com abordagem orientada ao problema

(*midpoint*) em estrutura hierárquica (H). Buscou-se utilizar *midpoint* numa tentativa de diminuição da incerteza dos resultados (RIVM, 2011). A seleção segue abordagem em estudos com temática similar (François et al., 2015; Chester et al., 2013). Das dezoito categorias de impacto descritas no método, o Potencial de aquecimento global (GWP) foi selecionado para o estudo, uma vez que a contabilização das emissões de carbono está diretamente ligada aos ODS 11 e 13 (ONU, 2019).

### Sistema de Informação Geográfica (SIG)

Levando em conta o caráter urbano do estudo, com suporte da análise com ferramentas de gestão territorial como sugerida por Loiseau et al. (2018), a ferramenta de sistema de informações geográficas (SIG) é utilizada na caracterização do estudo de caso, na definição de população atendida nos trechos analisados entre cenários e na comunicação dos resultados.

Na presente avaliação, o SIG é usado inicialmente confirmando a escolha da Restinga como foco do estudo e estimando as distâncias das rotas circundantes no bairro (Leichter, 2019). Posteriormente a ferramenta é utilizada para analisar a demanda de transporte a partir de estimativas de número de passageiros junto a trechos das rotas, a partir de um raio de influência de acessibilidade (*buffer*) originário das mesmas. Por fim, a ferramenta é utilizada na localização de um terminal intermediário, replicando projetos da municipalidade (PMPA 2010, 2015) e na simulação de distâncias percorridas. Nessa simulação são considerados

o cenário 1 como sendo o atual, e o cenário 2 como o proposto. Para modelar os cenários, uma geodatabase foi criada em um ambiente de software ArcGIS. Os dados de georreferência utilizados no ensaio são majoritariamente originários de bases abertas, como Datapoa (2019) e IBGE (2010), com algumas exceções fornecidas similarmente pela EPTC (2018).

## Resultados e Discussão

### Análise Global

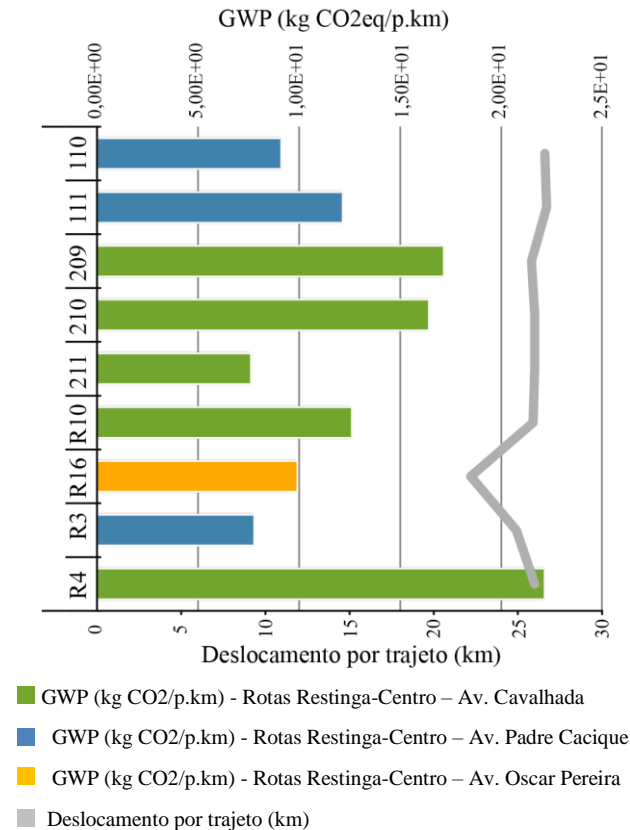
Os resultados demonstram (Figura 2) a correlação entre a as distâncias percorridas e o número de passageiros como variáveis atenuantes de impactos ambientais negativos derivados do transporte de passageiros. Os impactos são representados em sua totalidade e em comparativo a uma das variáveis de maior relevância: os quilômetros rodados.

A linha que apresenta menor impacto por p.km são as linhas R3 e 211. A linha R3, nesse sentido, se destaca por ser a única a percorrer duas das principais avenidas de conexão entre o bairro e o centro e assim possuir grande número de passageiros.

A linha 211 percorre rota idêntica à linha R4 (linha com maior impacto representado), e distingue das demais linhas que passam pela Av. Cavallhada apenas pelo ponto de partida dentro do bairro Restinga. Como esperado, as linhas com maior impacto por p.km são aquelas que deixam o bairro em direção ao centro da cidade por regiões menos densas e onde há mais

de uma linha percorrendo a mesma rota. São elas: 209, 210, e R4 – as quais percorrem a Av. Cavallhada. As demais linhas que percorrem a Av. Padre Cacique (110 e 111) possuem resultados similares, demonstrando uma distribuição adequada de passageiros no trajeto.

**Figura 2: Gráfico – Potencial de aquecimento global (kg CO<sub>2</sub>eq/p.km) das linhas de ônibus avaliadas em comparação ao trajeto percorrido, considerando viagens de ida em horário de pico linhas Restinga-Centro.**



Ao contrário do que se esperava não se pode notar pelos resultados diferença expressiva de impacto entre rotas que passam por zonas menos populosas em relação as que passam por zonas mais populosas. Contudo, deve-se atentar que os resultados estão intrinsecamente relacionados ao rendimento médio de combustível consumido ao longo das rotas. A análise baseia-se em um dado agregado (EPTC, 2018), que reflete características da frota utilizada nos deslocamentos destas linhas, bem como deve ser influenciado pelo número de paradas ao longo do trajeto – em pontos de ônibus ou semáforos. Uma vez que simular estas características não está no escopo desta pesquisa, uma linha é escolhida para uma análise de trechos conforme densidade demográfica, a fim de aprofundar o estudo da influência de distribuição de demanda por transporte ao longo dos trajetos. Com a mesma finalidade, dois cenários são analisados.

### Análise de Trecho

A análise divide as rotas a partir de trechos conforme o número provável de passageiros em cada segmento a partir de dados populacionais georreferenciados. Tal divisão e estimativas são descritas na tabela 3 e embasadas em dados e planos da municipalidade (PMPA, 2010, 2015) e dados populacionais do censo (IBGE, 2010). A linha R10, devido a sua alta demanda e número de viagens, padrão encontrado a partir de dados fornecidos pela EPTC, é definida como objeto de análise.

Em todos os casos, percebe-se que a quantidade de habitantes passa por um aumento com o afastamento da zona sul da cidade e aproximação do centro. Pela falta de dados, o número de passageiros presentes em cada trecho foi estimado a partir do critério de acessibilidade de 2 km. Na Figura 3, destaca-se a mancha populacional com acessibilidade de 2 km até a rota em tons diferentes se destacam as divisões por trechos. Sendo com o ícone localizado o provável terminal intermediário, localizado na Av. Azenha (PMPA, 2010).

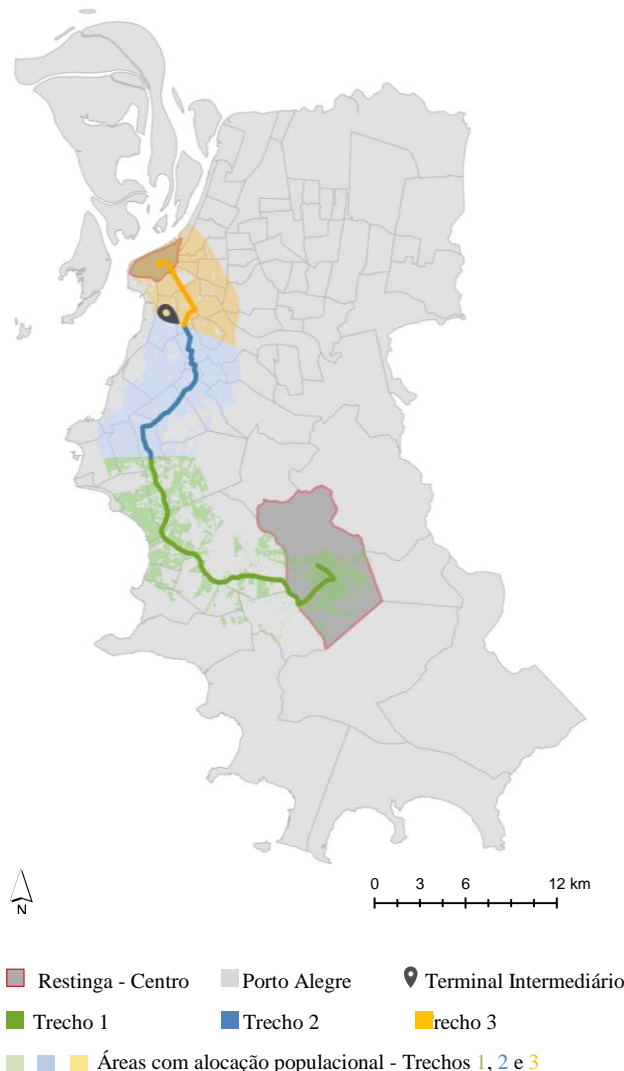
**Tabela 3: Comparação cenários.**

	Trecho 1	Trecho 2	Trecho 3
Estimativa de habitantes entorno setores censitários (raio 2km)	97704	186133	235541
Passageiros dia R10 (cenário 1)	755	1665	1820
Passageiros dia R10 (cenário 2)	842	1851	2031
Número de viagens dia R10 (cenário 1)	4013	4013	4013
Número de viagens dia R10 (cenário 2)	4013	4013	3463

OBS: Tabela produzida com dados provenientes do IBGE (2010); EPTC (2018) e Datapoa (2019).

Nesse sentido, os resultados demonstram que uma maneira de reduzir os impactos ambientais sem gerar alterações de distribuição de posto de trabalho e domicílio, seria a utilização de linhas troncais, como o representado na Figura 3. A partir da divisão da rota da linha e acúmulo de passageiros para circulação até a zona central, há a ocorrência da redução do número de

**Figura 3: Mapa rota linha R10 dividida em trechos no cenário 2 com terminal intermediário.**

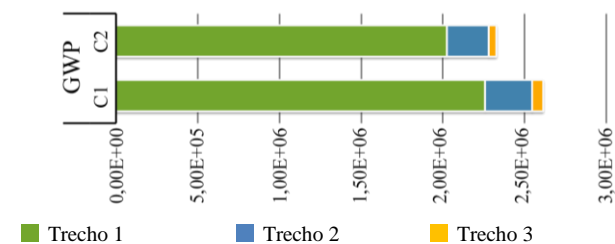


OBS: Figura produzida com dados provenientes do IBGE (2010); EPTC (2018) e Datapoa (2019).

viagens até tal região e o aumento da demanda, reduzindo o impacto em aproximadamente 11% ao longo de toda a rota no cenário 2.

O gráfico da Figura 4 representa tal panorama relacionado à rota da linha R10.

**Figura 4: Gráfico – Potencial de aquecimento global (em porcentagem kg/p. km) considerando trechos linha R10.**



OBS: Sendo C1 (cenário 1) e C2 (cenário 2).

**Conclusões**

A partir de coleta de dados foi possível perceber a existência de nove linhas saindo do bairro restinga em direção ao centro. Todas possuem impactos ambientais diferenciados, pois apesar da similaridade na rodagem há significativas divergências no número de passageiros transportados. Percebe-se também que as diferenças de impacto estão correlacionadas à localização das rotas junto as grandes avenidas da capital e a repetição de linhas no mesmo trajeto.

Além disso, percebe-se, a partir de avaliação de trechos a relevância do planejamento urbano estratégico na mitigação das emissões de transporte uma vez que os resultados indicam

que um potencial terminal intermediário para a concentração e distribuição de passageiros deve reduzir os impactos em do cenário atual.

Na execução do estudo foi perceptível a dificuldade em uma ACV no contexto urbano, em especial pela falta de dados quanto ao comportamento dos passageiros no transporte coletivo da cidade. Essa limitação foi indutora do uso de SIG na busca de estimativas para avaliação de cenários embasados no número de habitantes no envoltório das rotas e consequentemente na criação de um trabalho preliminar de caráter exploratório.

### Agradecimentos

Os autores agradecem às instituições que apoiam os pesquisadores envolvidos neste estudo: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq, 306045/2018-4), Pró-Reitoria de Pesquisa (PROPESQ) da UFRGS e Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

### Referências bibliográficas

CETESB. Emissões Veiculares no Estado de São Paulo. (2017). São Paulo: CETESB, 2017.

Chester, M. et. al (2013). Infrastructure and automobile shifts: Positioning transit to reduce life-cycle environmental impacts for urban sustainability goals. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/8/1/015041>.

Chester, M. V., & Cano, A. (2016). Time-based life-cycle assessment for environmental policymaking: Greenhouse gas reduction goals and public transit. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2015.12.003>.

Datapoa. Base de dados abertos Porto Alegre. Disponível em: <<http://datapoa.com.br/>>. Acesso em: 2019.

Dresen, B., & Jandewerth, M. (2012). Integration of spatial analyses into LCA-calculating GHG emissions with geoinformation systems. <https://doi.org/10.1007/s11367-011-0378-3>

ECOINVENT. (2018). Ecoinvent database - Version 3.4. October, 2017. <https://www.ecoinvent.org/home.html7>

EPTC, Empresa Pública de Transporte e Circulação de Porto Alegre. Dados de Transporte. Porto Alegre: 2018. Disponível em: <<http://www.eptc.com.br/>>. Acesso em: 2018.

François, C. et. al (2017). Environmental assessment of urban mobility: Combining life cycle assessment with land-use and transport interaction modelling. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.07.014>

Gasol, C. et. al (2011). Environmental assessment: (LCA) and spatial modelling (GIS) of energy crop implementation on local scale. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.03.041>

Geyer, R. et. al (2010). Coupling GIS and LCA for biodiversity assessments of land use. <https://doi.org/10.1007/s11367-010-0199-9>

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2010). Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 2019.

Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC (2014). Climate Change 2014 Mitigation of Climate Change. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/cbo9781107415416>.

Jensen, O. B. (2009). Flows of meaning, cultures of movements. <https://doi.org/10.1080/17450100802658002>.

Loiseau, E. et. al (2018). Territorial Life Cycle Assessment (LCA): What exactly is it about? . <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.169>.

Leichter, M. (2019). Avaliação do Ciclo de Vida Aplicada a Mobilidade Urbana: Um Estudo de Caso em Porto Alegre, Brasil. Disponível em: <<https://www.lume.ufrgs.br/handle/10183/208714/>>. Acesso em: 2020.

PMPA, Prefeitura Municipal de Porto Alegre. (2010). Projeto Portais da Cidade. Disponível em: <<https://www.mobilize.org.br/mapas/44/projeto-do-sistema-de-brt-de-porto-alegre.html>>. Acesso em: 2020.

PMPA, Prefeitura Municipal de Porto Alegre. (2015). Diretrizes Futuras para o Sistema de Transporte Coletivo por Ônibus . Disponível em: <[http://lproweb.procempa.com.br/pmpa/prefpoa/smf/usu\\_doc/anexo\\_v\\_di\\_retrizes\\_futuras.pdf](http://lproweb.procempa.com.br/pmpa/prefpoa/smf/usu_doc/anexo_v_di_retrizes_futuras.pdf)>. Acesso em: 2020.

PMPA, Prefeitura Municipal de Porto Alegre. (2018). Prognóstico da Mobilidade no Município de Porto Alegre. Porto Alegre.

Sustainable Urban Mobility. SiMplify (2019). Disponível em: <<https://www.wbcsd.org/>>. Acesso em: 2019.

Partnership on Sustainable, Low Carbon Transport. SloCaT (2015). Disponível em: <<https://sustainabledevelopment.un.org/>>. Acesso em: 2019.

RIVM (2011), Nationale Milieuverkenning 5 2000-2030 [National Environmental Outlook 5]. National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven.

UN. Transforming Our World: The 2030 Agenda for Sustainable Development. <https://doi.org/10.1007/s13398-014-0173-7.2>.

Vedrenne, M., Pérez, J., Lumbreras, J., & Rodríguez, M. E. (2014). Life cycle assessment as a policy-support tool: The case of taxis in the city of Madrid. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2013.10.073>

Zhu, Lei et al. (2009). Science of the Total Environment Emissions characteristics of a diesel engine operating on biodiesel and biodiesel blended with ethanol and methanol. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.10.078>

## **Análise comparativa entre os resultados de ACV apresentados pelos softwares OpenLCA e SimaPro**

Alyne Martins Maciel<sup>1</sup>,

Marcelo Henrique Otenio<sup>2</sup>,

Vanessa Romário de Paula<sup>3</sup>,

Nathan Oliveira Barros<sup>4</sup>

1,2, 4. Programa de Pós Graduação em Ecologia – PGECOL,  
Universidade Federal de Juiz de Fora.

2,3. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa Gado de Leite.

alynemmaciel@hotmail.com

### **Resumo**

Em consequência da variedade de softwares disponíveis, para estudos de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), a escolha da ferramenta a ser utilizada pode gerar diferentes resultados. Para investigar a influência do software nos resultados de estudos de ACV, comparou-se o OpenLCA® 1.6.3., o único software de código aberto, e o SimaPro® 8.5.2., software comercial mais utilizado mundialmente. Utilizou-se dados de duas propriedades rurais de produção de leite para a análise, considerando como fronteira, a porteira da fazenda. Os dados das propriedades foram processados nos dois softwares. Um dos sistemas é a fazenda experimental da Embrapa Gado de Leite, que possui um sistema de tratamento de efluentes, biodigestor anaeróbio, e além do produto principal, leite, existem os subprodutos biogás e biofertilizante. Ambos subprodutos são utilizados na própria fazenda, e evitam a compra de fertilizante químico e o uso de energia elétrica advinda da rede. Visando contabilizar estes impactos evitados, utilizou-se a abordagem de substituição, através do recurso "produto evitado", disponível em ambos os softwares. A outra fazenda é Colinas, que não dispõe de sistema biodigestor. O método escolhido para análise dos potenciais impactos foi o CML 2001 (baseline), versão 4.4, considerando as seguintes categorias de impacto: mudança climática, acidificação, eutrofização, uso de

energia, depleção da camada de ozônio e oxidação fotoquímica. De forma qualitativa, os softwares SimaPro e OpenLCA possuem interface acessível para a modelagem de ACV, e oferecem praticamente os mesmos recursos. Quantitativamente, em geral, o OpenLCA e SimaPro apresentam diferenças nos resultados, quando comparados. A categoria de mudança climática apresentou os resultados mais próximos para ambos os softwares e fazendas. Já as categorias acidificação e eutrofização apresentaram os resultados mais discrepantes: respectivamente 64% e 38% maiores no software SimaPro, no caso da fazenda Embrapa. O recurso "produto evitado", utilizado na modelagem da Embrapa, pode ser a principal razão da diferença registrada.

**Palavras chave:** Avaliação do ciclo de vida, escolha do software, produto evitado, abordagem de substituição

### **Introdução**

A avaliação do ciclo de vida (ACV) é uma técnica para identificar e quantificar impactos ambientais ao longo do ciclo de vida de um produto. Fornece estrutura capaz de indicar abordagens eficazes para reduzir cargas ambientais, como prevenir a poluição e/ou reduzir o uso de recursos naturais (Reckmann et al., 2012; Baldini, 2017). A metodologia pode ser aplicada a partir de um conjunto de ferramentas para quantificar, avaliar, comparar bens e serviços, objetivando alcançar a sustentabilidade ambiental (Baldini, 2017; Famiglietti et al., 2019).

Assim, para atingir o desenvolvimento sustentável, é essencial a utilização de um indicador que, através de valores numéricos, demonstre quanto o padrão de produção e consumo está exigindo da natureza (Reckmann

et al., 2012). Existem diversos softwares disponíveis que auxiliam na realização da ACV. Os mais utilizados são: SimaPro (Pre-sustainability 2018), GaBi (PE-international 2018), Umberto (ifu Hamburg, 2018), OpenLCA (Ormazabal et al., 2014; GreenDelta GmbH, 2018). O OpenLCA®, desenvolvido pela empresa Alemã GreenDelta GmbH em 2007, é o único software gratuito disponível para gerenciamento de informações de ACV (GreenDelta GmbH, 2018). O SimaPro® é o software mais utilizado, desenvolvido pela empresa holandesa PRé Sustainability em 1990, é utilizado em mais de 80 países. O software de código aberto, OpenLCA, tem sido amplamente utilizado e indicado como uma ferramenta apropriada, que produz resultados que podem ser semelhantes aos obtidos com softwares comerciais, como o SimaPro (Buitrago & Belalcázar, 2013).

Para investigar se a escolha do software possui influência nos resultados da ACV, comparou-se os resultados obtidos pelos softwares SimaPro® e OpenLCA® de dois sistemas de produção de leite.

### **Material e Métodos**

A ACV foi aplicada em dois sistemas de produção de leite, localizadas no estado de Minas Gerais, Brasil. Um dos sistemas é a Fazenda Embrapa, que possui um biodigestor anaeróbio para o tratamento dos dejetos animais, que além do produto final, leite, possui dois subprodutos adicionais, o fertilizante orgânico e o biogás. O

efluente final do biodigestor contém nutrientes essenciais para ser utilizado como fertilizante orgânico nas culturas (Mendonça et al., 2016; Maciel et al., 2019; Nascimento et al., 2020). E o biogás é transformado em energia elétrica, em quantidade suficiente para realizar todas as atividades da fazenda, que envolvem a produção de leite (Mendonça et al., 2017). Além de resolver um passivo ambiental, essa prática reduz custos e impactos, como os provenientes da compra de fertilizantes químicos, do uso da eletricidade da rede, e dos insumos relacionados.

Assim, para a fazenda Embrapa, os subprodutos biogás e fertilizante orgânico, não foram considerados diretamente como produtos na alocação, mas indiretamente como créditos (Battini et al., 2014, Cherubini et al., 2015), devido às emissões que foram evitadas (compra de energia elétrica e fertilizante químico). Essa consideração foi realizada e modelada da mesma forma para os softwares SimaPro® e OpenLCA®, onde definiu-se as entradas, eletricidade comprada e fertilizantes químicos, como “produtos evitados”.

O outro sistema de produção de leite é a Fazenda Colinas, possui as mesmas características da Embrapa mas opera sem tratamento de dejetos, e não possui subprodutos adicionais.

A Unidade Funcional (UF) foi definida como um quilograma de leite corrigido pela gordura e proteína (IDF, 2015). As fronteiras consideradas vão do "do berço ao portão da fazenda", onde os processos para produção de leite incluem: produção de alimentos animal, transporte/diesel,

eletricidade, fertilizantes, ordenha, emissões relacionadas à fermentação entérica e ao manejo de dejetos dos animais, e biodigestão anaeróbia para a fazenda Embrapa.

Os dados primários de cada um dos processos das fazendas foram coletados por meio de entrevistas, em 2018. Os dados secundários foram obtidos de bancos de dados, artigos científicos, relatórios técnicos, e da base de dados Ecoinvent® 3.3.

#### **Softwares OpenLCA® e SimaPro®**

Após a construção dos Inventários do Ciclo de Vida (ICV)s das fazendas Embrapa e Colinas, os dados foram inseridos no software OpenLCA® 1.6.3 e SimaPro® 8.5.2.

O OpenLCA não fornece os bancos de dados necessários para o funcionamento do programa, mas é possível importar os bancos de dados nos formatos Ecospol01 e Ecospol02 ou ILCD (Buitrago & Belalcázar, 2013; Silva et al., 2017). Também, é possível obter uma licença gratuita para instituições de ensino (uso educacional) das bases Ecoinvent® para países que não são membros da Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE).

O SimaPro®, software utilizado como referência de ACV, vem com o banco de dados Ecoinvent® instalado, contemplando mais de 10.000 processos (PRÉ-Sustainability, 2018), o que permite acesso aos banco de dados e inventários no formato EcoSpold2. O estudo utilizou uma licença unitária para uso educacional (SimaPro Faculty), equivalente à versão comercial.

O banco de dados Ecoinvent® 3.3 foi utilizado para ambos os softwares, no formato ecoSpold2 (versão 3.3). No OpenLCA foi utilizada a opção de “cálculo de análise” e no SimaPro foi utilizado o “cálculo de rede”, seguindo a sugestão de Noi et al. (2017), para obter o mesmo tipo de análise.

O CML 2001 (baseline), versão 4.4, foi escolhido para avaliar os possíveis impactos ambientais (Guinée, 2002), já que é um dos métodos mais utilizado em estudos de ACV (Alvarenga et al. 2012; Bacenetti et al. 2016; Rafiee et al., 2016; Baldini et al., 2017; Fathollahi et al., 2018). O CML possui onze categorias de impacto, foram consideradas seis no estudo, que são: acidificação; mudança climática; uso de energia; eutrofização; depleção da camada de ozônio e oxidação fotoquímica.

Para realizar a comparação entre os resultados dos potenciais impactos ambientais, fornecidos por cada software, calculou-se a razão entre OpenLCA/SimaPro para cada categoria de impacto, nas fazendas Embrapa e Colinas, dividindo o resultado apresentado pelo OpenLCA® pelo resultado do SimaPro®.

#### **Resultados**

De maneira qualitativa, ambos softwares oferecem opções semelhantes e são bons para modelagem, permitindo a exportação dos resultados graficamente e em formato de tabelas para Word ou Excel. No entanto, o software OpenLCA permite que as comparações sejam realizadas com mais facilidade, oferecendo



resultados mais visuais, mostrando a lista de todos os impactos e permite mais opções de modelagem (Ormazabal et al., 2014). A disponibilidade de base de dados e os custos de investimento também são destacados entre as principais diferenças (Silva et al., 2017), onde o uso de software de código aberto pode ser uma forma de disseminar os estudos da ACV e torná-los mais reprodutivos.

### Razão OpenLCA/SimaPro

A razão OpenLCA/SimaPro foi calculada para cada categoria de impacto, para as fazendas Embrapa e Colinas (Tabelas 1 e 2). Para a fazenda Colinas todas as razões ficaram próximas de 1, o que significa que os dois softwares apresentam resultados semelhantes. Uma exceção encontrada foi a categoria oxidação fotoquímica, onde a razão foi de 1,23. Para a fazenda Embrapa todas as razões OpenLCA/SimaPro desviaram de 1, onde a maior razão, 1,27, também foi para a oxidação fotoquímica. A categoria oxidação fotoquímica pode ter apresentado maior diferença, em ambos os softwares e fazendas, devido à grande quantidade de substâncias e seus respectivos fatores de caracterização existentes, em ambos softwares. Em contrapartida, a categoria mudança climática, que demonstrou resultados mais semelhantes para ambos os softwares e fazendas e a razão próxima de 1, apresenta quantidades mais reduzidas de substâncias e seus respectivos fatores de caracterização.

**Tabela 1: Resultado das categorias de Impacto para a Fazenda Embrapa, extraído dos softwares SimaPro e OpenLCA, e a razão OpenLCA/SimaPro**

Categoria de impacto	Fazenda Embrapa		
	OpenLCA	SimaPro	Razão
Mudança Climática (Kg CO <sub>2</sub> eq.)	0.8835	0.8811	1.00
Acidificação (Kg SO <sub>2</sub> eq.)	0.0015	0.0042	0.36
Eutrofização (Kg PO <sub>4</sub> eq.)	0.0010	0.0016	0.62
Uso de Energia (MJ)	1.8033	2.2141	0.81
Depleção da Camada de Ozônio (Kg CFC-11)	1.426E-8	1.759E-8	0.81
Oxidação Fotoquímica (Kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> )	0.0004	0.0003	1.27

**Tabela 2: Resultado das categorias de Impacto para a Fazenda Colinas, extraído dos softwares SimaPro e OpenLCA, e a razão OpenLCA/SimaPro**

Categoria de impacto	Fazenda Colinas		
	OpenLCA	SimaPro	Razão
Mudança Climática (Kg CO <sub>2</sub> eq.)	1.2122	1.2022	1.01
Acidificação (Kg SO <sub>2</sub> eq.)	0.0025	0.0024	1.03
Eutrofização (Kg PO <sub>4</sub> eq.)	0.0016	0.0018	0.93
Uso de Energia (MJ)	3.2997	3.3630	0.98
Depleção da Camada de Ozônio (Kg CFC-11)	2.742E-8	2.622E-8	1.05
Oxidação Fotoquímica (Kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> )	0.0006	0.0005	1.23

De forma quantitativa, ao aplicar o método CML 2001, para a fazenda Embrapa, a maioria dos resultados apresentadas pelos softwares foram distintos, apresentando resultados maiores para o software SimaPro (Tabela 1). No entanto, para a fazenda Colinas, os resultados foram semelhantes nos dois softwares, considerando a maioria das categorias de impacto (Tabela 2). Estudos anteriores que compararam o resultado da ACV em distintos softwares, também encontraram valores mais altos quando o software SimaPro foi comparado ao OpenLCA (Speck et al., 2016; Silva et al. 2017), onde a maior parte das diferenças encontradas deve-se aos distintos fatores de caracterização (Speck et al., 2016; Silva et al., 2019). Os autores relatam que diferentes fatores de caracterização são empregados, variando de acordo com a categoria de impacto e o tipo de substância utilizada. Assim, implementações de uma metodologia supostamente comum em diferentes sistemas de software de ACV, podem fornecer resultados diferentes (Speck et al., 2016).

É importante destacar que cada software mapeia as substâncias de entrada e saída de maneira diferente nos subcompartimentos, e isso pode afetar os resultados da avaliação de impacto (Herrmann & Moltesen, 2015; Silva et al., 2019). Os autores descrevem que as ferramentas de software possuem diferentes quantidades de fator de caracterização e de subcompartimento para tratar as emissões, além de dar nomes diferentes para as subcategorias. Diferenças na nomenclatura e especificação dos fluxos

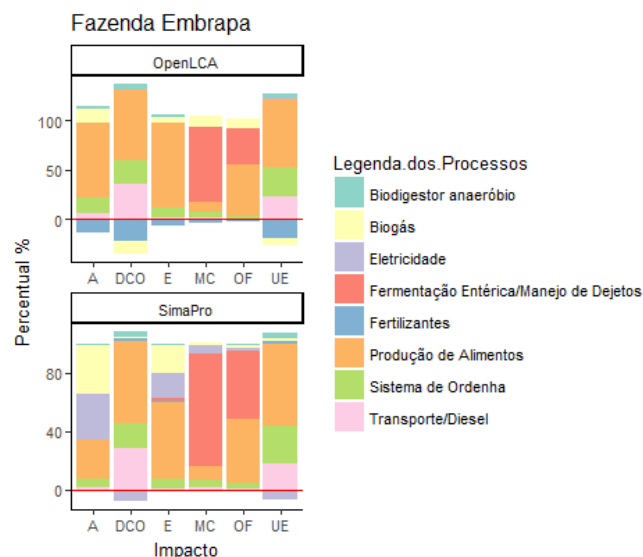
elementares, definidos em cada software, podem acarretar em valores numéricos diferentes para os métodos de avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV). Além disso, no OpenLCA, as substâncias são atribuídas em subcompartimentos mais gerais, já no SimaPro, em subcompartimentos mais específicos (Silva et al., 2019) que podem também ser motivo para as diferenças observadas. Considera-se importante a realização de análise de sensibilidade para estudos futuros que realizem a comparação entre softwares de ACV, para atestar essa e outras implicações.

### *Influência dos processos, envolvidos no ciclo de produção de leite, nos resultados da ACV*

Diferentes softwares podem levar a conclusões diferentes sobre qual processo, daqueles envolvidos no ciclo de produção de leite, possui maior influência nos resultados da ACV. E consequentemente gerar maior impacto nas categorias analisadas. A soma de todos os processos dentro de cada categoria de impacto é de 100% (Figuras 1 e 2). Devido a função "produto evitado" utilizada na fazenda Embrapa, a mesma possui impactos benéficos (aqueles abaixo do zero, linha vermelha na Figura 1), que minimizam o impacto total. A modelagem foi realizada da mesma maneira em ambos softwares, considerando a eletricidade e o fertilizante químico como "produtos evitados", para a Embrapa. No software OpenLCA, os processos fertilizante orgânico e biogás foram responsáveis pelos impactos benéficos, enquanto o software SimaPro desconsiderou o fertilizante,

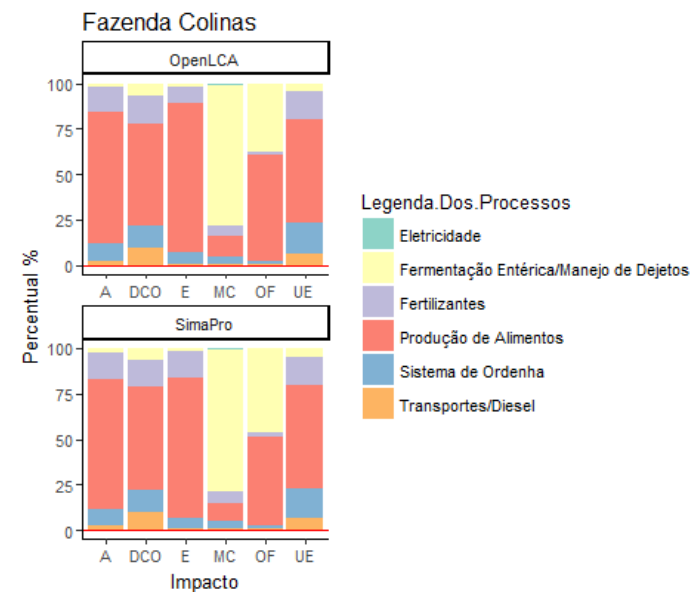
apenas a eletricidade foi considerada impacto benéfico, não sendo identificado o motivo da exclusão. A energia evitada foi nomeada no SimaPro como eletricidade, enquanto o OpenLCA nomeou por biogás (Figura 1). No entanto, ambos os softwares se referem a eletricidade evitada da rede devido ao subproduto biogás, e a diferença é de nomenclatura definida por cada software, e mantida para a representação gráfica.

**Figura 1: Influência de cada processo para cada categoria de impacto, para os softwares OpenLCA e SimaPro, para a Fazenda Embrapa**



A= Acidificação; DCO= depleção da camada de ozônio; E = eutrofização; MC= mudança climática; OF= oxidação fotoquímica; e UE= uso de energia.

**Figura 2: Influência de cada processo para cada categoria de impacto, para os softwares OpenLCA e SimaPro, para a Fazenda Colinas**



A= Acidificação; DCO= depleção da camada de ozônio; E = eutrofização; MC= mudança climática; OF= oxidação fotoquímica; e UE= uso de energia

### *Diferenças apresentadas por cada categoria de impacto*

Na categoria de acidificação, para a fazenda Embrapa, o resultado do software SimaPro foi 64% superior ao resultado do OpenLCA. Silva et al. (2017) encontraram resultado do Simapro 22% maior para a acidificação quando comparado ao software OpenLCA, no estudo de ACV da indústria madeireira.

Para a categoria de impacto mudanças climáticas os resultados foram semelhantes nos dois softwares e nas duas fazendas. A fazenda Embrapa apresentou uma pequena diferença relacionada ao impacto benéfico do processo de fertilizantes, que exibiu 4% de impacto benéfico

no OpenLCA e não exibiu impacto benéfico para esta categoria no SimaPro.

Na categoria de uso de energia o resultado do SimaPro foi 18% superior ao resultado do OpenLCA, para a fazenda Embrapa. O software OpenLCA exibiu 20% de impactos benéficos devido ao uso de fertilizantes orgânicos, já o SimaPro não o considerou, o que pode explicar os resultados mais altos no SimaPro. Ambos os softwares apresentam resultado de impactos positivos para a eletricidade, Battini et al., (2014) e Cherubini et al., (2015), que também utilizaram a função “produto evitado”, encontraram o mesmo efeito devido à biodigestão anaeróbia.

Para os resultados da eutrofização a diferença entre os softwares foi de 38% maior para o SimaPro, comparado ao OpenLCA, para a fazenda Embrapa, onde o fertilizante apresentou 7% de impactos benéficos. Para a fazenda Colinas, os resultados foram semelhantes.

Para a categoria de impacto depleção da camada de ozônio o resultado do software SimaPro foi 19% superior ao do OpenLCA, na fazenda Embrapa. Os fertilizantes orgânicos e o biogás apresentaram impactos benéficos (23% e 12%, respectivamente) devido à emissão evitada de gases de efeito estufa. Para a fazenda Colinas o resultado foi semelhante nos dois softwares, e a eletricidade apresentou impactos benéficos (8%).

Para o impacto da oxidação fotoquímica os resultados do OpenLCA foram 21% e 18% superiores aos apresentados pelo SimaPro, para

as fazendas Embrapa e Colinas, respectivamente. Os resultados obtidos por Silva et al. (2017) são opostos aos resultados do presente estudo, a oxidação fotoquímica no software Simapro foi aproximadamente 66% maior em comparação ao software OpenLCA, na ACV da indústria madeireira.

A diferença nos valores dos resultados pode também ser explicado devido à função “produto evitado”, utilizada em diversos estudos de ACV (Battini et al., 2014; Cherubini et al., 2015; Bacenetti et al., 2016; Hanserud et al., 2018), e aplicada apenas para a fazenda Embrapa no presente estudo (eletricidade comprada e fertilizantes químicos). O recurso presente nas ferramentas de software SimaPro e OpenLCA, mostra diferença relevante nos resultados das categorias de impactos, já que a ACV da fazenda Embrapa apresentou maior diferença entre os resultados dos softwares. Sabe-se ainda que as discrepâncias expostas na comparação entre os resultados apresentados pelo SimaPro e OpenLCA podem ser explicadas principalmente devido aos distintos fatores de caracterização. Apesar de ter-se utilizado do mesmo método e a mesma versão, em ambos os softwares, existem diferentes números de fator de caracterização e subcompartimentos em cada ferramenta de software para cada categoria de impacto, o que pode provocar diferenças nos resultados de estudos de ACV (Silva et al., 2019).

Com isso, ao realizar estudos de ACV, é importante conhecer o software de interesse e saber identificar ausências de fluxos de

inventário e diferenças relevantes nos fatores de caracterização (Silva et al; 2019). Além disso, os autores sugerem como solução, a integração dos valores de fator de caracterização para cada método de avaliação de impacto do ciclo de vida na Global LCA Data Access (GLAD). Essa integração possibilita que os estudos realizados em qualquer ferramenta de software possam ser utilizados em qualquer outra ferramenta, e compartilhados entre bancos de dados diferentes, promovendo maior robustez e confiabilidade aos resultados da ACV (Silva et al., 2019). Assim, a avaliação da incerteza dos dados e a transparência na apresentação dos resultados são essenciais para aumentar a confiabilidade desses estudos.

### Conclusões

De maneira qualitativa, ambos os softwares oferecem praticamente as mesmas opções. De maneira quantitativa, em geral, os softwares SimaPro e OpenLCA apresentaram resultados diferentes, onde as diferenças podem chegar a 64% para a fazenda Embrapa e até 18% para Colinas. O recurso “produto evitado”, aplicado para a fazenda Embrapa, nos softwares SimaPro e OpenLCA, demonstra ser um fator relevante que provocou a maior parte da discrepância nos resultados apresentados pelas categorias de impactos. Diferenças na nomenclatura e especificação dos fluxos elementares, além dos diferentes números de fator de caracterização e subcompartimentos, em cada ferramenta de software, também são fatores responsáveis, já

que podem acarretar em valores numéricos distintos nos métodos de AICV.

É importante notar que a categoria de impacto mudanças climáticas foi a que conferiu valores mais semelhantes entre os softwares, em ambas as fazendas, de todas as categorias avaliadas. E que o software OpenLCA apresentou mais impactos benéficos do que o SimaPro.

Finalmente, as conclusões observadas devem ser restritas ao estudo de ACV e aos softwares e versões utilizadas no presente estudo. Embora tenha-se realizado uma comparação robusta dos softwares, não é possível, com base neste estudo, chegar a conclusões profundas. Considera-se relevante tornar os estudos de ACV cada vez mais transparentes e reprodutivos, promovendo maior robustez e confiabilidade nos dados apresentados.

## Agradecimentos

De antemão, agradecemos a todos os revisores dos artigos do GCV 2020.

## Referências bibliográficas

ALVARENGA, R. A. F.; DA SILVA J., Vamilson P.; SOARES, S. R. Comparison of the ecological footprint and a life cycle impact assessment method for a case study on Brazilian broiler feed production. *Journal of Cleaner Production*, v. 28, p. 25-32, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.06.023>

BACENETTI, J. et al. Agricultural anaerobic digestion plants: What LCA studies pointed out and what can be done to make them more environmentally sustainable. *Applied energy*, v. 179, p. 669-686, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.07.029>

BALDINI, C.; GARDONI, D.; GUARINO, M. A critical review of the recent evolution of Life Cycle Assessment applied to milk production. *Journal of Cleaner Production*, v. 140, p. 421-435, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.078>

BATTINI, F. et al. Mitigating the environmental impacts of milk production via anaerobic digestion of manure: Case study of a dairy farm in the Po Valley. *Science of the Total Environment*, v. 481, p. 196-208, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.038>

BUITRAGO, R.; BELALCÁZAR, L. C. Análisis del ciclo de vida para la producción de bioetanol en Colombia por medio de OpenLCA. *Épsilon*, n. 21, p. 145-156, 2013. <http://oaji.net/articles/2015/2065-1432478218.pdf>

CHERUBINI, E. et al. Life cycle assessment of swine production in Brazil: a comparison of four manure management systems. *Journal of Cleaner Production*, v. 87, p. 68-77, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.10.035>

ECOINVENT, 2016. Ecoinvent Database v3.3.3. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Switzerland. <<https://ecoquery.ecoinvent.org/Details/UPR/5903eb36-5412-4c1d-aa4c-b8012a6f3fc8/8b738ea0-f89e-4627-8679-433616064e82>>.

FAMIGLIETTI, J. et al. Development and testing of the Product Environmental Footprint Milk Tool: A comprehensive LCA tool for dairy products. *Science of The Total Environment*, v. 648, p. 1614-1626, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.142>

FATHOLLAHI, H. et al. Comparative energy, economic and environmental analyses of forage production systems for dairy farming. *Journal of Cleaner Production*, v. 182, p. 852-862, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.02.073>

GLAD 2018. Global Life Cycle Data Access Network. <https://www.globalcadataaccess.org>

GreenDelta GmbH - penLCA Nexus - Your Source for LCA Data sets., GreenDelta GmbH (2018) <https://nexus.openlca.org/>.

Guinée, J.B. (Ed.). *Handbook of Life Cycle Assessment: An Operational Guide to the ISO Standards*. Kluwer Academic Publishers, Leiden (The Netherlands) 2002. <https://doi.org/10.1007/BF02978897>

HANSERUD, Ola Stedje et al. Choice of mineral fertilizer substitution principle strongly influences LCA environmental benefits of nutrient cycling in the agri-food system. *Science of The Total Environment*, v. 615, p. 219-227, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.215>

HERRMANN, I. T.; MOLTESEN, A. Does it matter which Life Cycle Assessment (LCA) tool you choose?—a comparative assessment of SimaPro and GaBi. *Journal of Cleaner Production*, v. 86, p. 163-169, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.08.004>

IDF - International Dairy Federation, A common carbon footprint approach for dairy. *Bulletin of the International Dairy Foundation* (479), Brussels, Belgium, 2015. <https://www.fil-idf.org/>.

ifu Hamburg. 2018. Umberto NXT LCA. [www.umberto.de/en/](http://www.umberto.de/en/)

MACIEL, Alyne Martins et al. aplicação de biofertilizante de bovinocultura leiteira em um planossolo. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente*, v. 12, n. 1, p. 151-171, 2019.

MENDONÇA, H. V. et al. Crescimento de cana-de-açúcar sob aplicação de biofertilizante da bovinocultura e ureia. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente*, Maringá (PR). 2016. <<http://periodicos.unicesumar.edu.br/index.php/rama/article/view/4460>>.

MENDONÇA, H. V. et al. Production of energy and digestate from cattle wastewater in farms with intensive cattle breeding. *Water, Air, & Soil Pollution*, v. 228, n. 2, p. 72, 2017.

NASCIMENTO, A. M., Maciel, A. M., Silva, J. B. G., Mendonça, H. V., de Paula, V. R., & Otenio, M. H. Biofertilizer Application on Corn (Zea mays) Increases the Productivity and Quality of the Crop Without Causing Environmental Damage. *Water, Air, & Soil Pollution*, 231(8), 1-10, 2020.

NOI, C. D.; CIROTH, A.; SROCKA, M. *Comprehensive User Manual Software openLCA 1.7*. GreenDelta GmbH, Müllerstrasse 135, 13349 Berlin, Germany; November, 2017. <https://www.greendelta.com/>

ORMAZABAL, M.; JACA, C.; PUGA-LEAL, R. *Proceedings of the Eighth International Conference on Management Science and Engineering Management: Focused on Computing and Engineering Management*. Springer, 2014. v. 280, 2014. DOI: 10.1007/978-3-642-55122-2\_131.

PE-international (2018). <http://www.gabi-software.com>.

PRÉ-SUSTAINABILITY. *Introduction to LCA with SimaPro Colophon*. 2018. <http://www.pre-sustainability.com/simapro-lca-software>.

RAFIEE, S. et al. Sustainability evaluation of pasteurized milk production with a life cycle assessment approach: An Iranian case study. *Science of the Total Environment*, v. 562, p. 614-627, 2016.

RECKMANN, K.; TRAUlsen, I.; KRIETER, J. Environmental Impact Assessment—methodology with special emphasis on European pork production. *Journal of environmental management*, v. 107, p. 102-109, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.04.015>

SILVA, D. A. L. et al. How important is the LCA software tool you choose? Comparative results from GaBi, openLCA, SimaPro and Umberto. *Cilca* 2017, n. July, p. 6736, 2017.

SILVA, D. A. L. et al. Why using different Life Cycle Assessment software tools can generate different results for the same product system? A cause-effect analysis of the problem. *Sustainable Production and Consumption*, v. 20, p. 304-315, 2019.

SPECK, R. et al. *Life Cycle Assessment Software: Selection Can Impact Results*. *Journal of Industrial Ecology*, v. 20, n. 1, p. 18-28, 2016. <https://doi.org/10.1111/jiec.12245>

## **Fatores para seleção de abordagem em processos multifuncionais: caso da estampagem de Gaiolas automotivas**

Marilise Garbin <sup>1</sup>

Ruane Fernandes de Magalhães <sup>2</sup>

Juliano Libraga da Silva <sup>3</sup>

Guilherme Almeida Souza <sup>4</sup>

Ana Passuello <sup>5</sup>

Vinicius Gonçalves Maciel <sup>6</sup>

Feliciane Andrade Brehm <sup>7</sup>

Rafael Batista Zortea <sup>8</sup>

<sup>1</sup>Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS

<sup>2</sup>Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS

<sup>3</sup>Instituto Federal Sul-rio-grandense - IFSUL

mgarbin@edu.unisinos.br

### **Resumo**

*O ciclo de vida de determinados produtos pode apresentar alto nível de complexidade, necessitando que as avaliações ambientais adotem estratégias mais robustas e específicas para diferentes casos industriais. Nesse sentido, a maior complexidade das modelagens ambientais geralmente está relacionada à escolha entre abordagens de alocação. O presente estudo tem como objetivo analisar os fatores que influenciam a seleção da abordagem para avaliações ambientais de processos multifuncionais, a partir de discussões da literatura. Para tanto, tais fatores foram analisados, com foco em questões de particionamento entre abordagens consequenciais e atribucionais, quais sejam: i) definição; (ii) justificativa de uso; e (iii) critérios de escolha. A partir de tal análise, foi obtido, como principal resultado, um fluxo de apoio à tomada de decisão, o qual buscou esclarecer os aspectos mais relevantes para seleção adequada da abordagem de alocação. Como forma de analisar sua aplicabilidade, essa estrutura foi empregada como estudo de caso ao processo multifuncional de estampagem de uma Gaiola automotiva. Tal processo foi analisado devido ao potencial de utilização, por outras indústrias, dos resíduos metálicos e de óleo gerados no processo do produto principal. Dessa forma, com base no fluxo de decisão obtido, foi possível selecionar a*

*abordagem de alocação potencialmente mais adequada ao estudo de caso, sendo essa a abordagem atribucional, apesar das possíveis consequências mercadológicas relacionadas à substituição proposta. A seleção de abordagem foi baseada na disponibilidade de dados de mercado e a representatividade das alterações no mercado nacional.*

**Palavras-chaves:** *Alocação, Processo multifuncional, Abordagem consequencial, Indústria automotiva.*

### **Introdução**

A avaliação dos impactos ambientais potenciais, ao longo do ciclo de vida de um produto, pode subsidiar a identificação de oportunidades para melhorias de seu desempenho ambiental. Dessa forma, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) pode ser considerada como um importante mecanismo para os tomadores de decisão na indústria, contribuindo com a seleção de indicadores ambientais e com o desenvolvimento de estratégias de mercado (ABNT, 2009). No entanto, o ciclo de vida de determinados produtos pode apresentar alto nível de complexidade, acarretando que as avaliações ambientais adotem abordagens mais aprofundadas e específicas para diferentes casos industriais (PALAZZO; GEYER, 2019).

Nesse sentido, a maior complexidade das modelagens ambientais geralmente está relacionada às abordagens adotadas na fase de análise de inventário do ciclo de vida (SUH *et al.*, 2010). As abordagens empregadas em diferentes estudos, expressas na norma NBR ISO 14040, são a atribucional e a consequencial, que diferem em dois aspectos principais: a vinculação de entradas nos processos a fornecedores médios ou irrestritos; e os procedimentos para se chegar a um sistema de produto único, em situação de produção conjunta. O segundo caso trata especificamente de processos

multifuncionais, em que podem ser aplicados procedimentos de particionamento (alocação mássica ou econômica) do sistema de múltiplos produtos em dois ou mais sistemas de produto único, quando empregada abordagem atribucional. Por outro lado, a abordagem consequencial busca analisar a substituição (expansão do sistema) do produto, eliminando subprodutos e incluindo a análise de elasticidade dos mercados afetados, considerando a oferta (WEIDEMA *et al.*, 2013).

Ainda de acordo com o recomendado pela NBR ISO 14040, a alocação em processos multifuncionais deve ser evitada sempre que possível, sendo preferencial a aplicação de abordagens que incluam a expansão do sistema (ABNT, 2009). Contudo, a abordagem consequencial exige a obtenção de dados específicos de inventário, bem como a análise rigorosa de possíveis alterações em mercados marginais para caracterização das consequências das escolhas realizadas, os quais nem sempre estão disponíveis (REBITZER *et al.*, 2004). Além disso, o estudo de abordagens consequenciais tende a ser mais amplo (EKVALL *et al.*, 2016), ocasionando a necessidade de conhecimento de outros processos produtivos, além do principal estudado.

Assim sendo, o presente estudo tem como objetivo analisar os fatores que influenciam a seleção da abordagem para avaliações ambientais de processos multifuncionais, a partir de discussões da literatura. Por fim, para ilustrar a tomada de decisão em relação à abordagem a ser escolhida, foi empregado, como estudo de caso, o processo multifuncional de estampagem de uma Gaiola automotiva.

### **Método**

O método de trabalho empregado foi exploratório, baseado em estudos de ACV de processos

multifuncionais em diferentes cenários, presentes na literatura. Dessa forma, foram analisados e comparados três fatores principais de abordagens atribucional e consequential: (i) definição; (ii) justificativa de uso; e (iii) critérios de escolha.

Posteriormente, com base na revisão bibliográfica realizada acerca das diferenças entre as abordagens foi desenvolvida uma tabela comparativa, que serviu como base na construção do fluxo de apoio à tomada de decisão para a modelagem do processo multifuncional de estampagem da Gaiola automotiva.

### Abordagens em processos multifuncionais

Em relação ao primeiro fator analisado, **definição** das abordagens, os seguintes pontos devem ser considerados:

Sonnemann e Vigon (2011) definem que inventários atribucionais vinculam processos, impactos e benefícios do sistema de acordo com uma regra normativa (física ou econômica), enquanto inventários consequenciais incluem atividades em que são esperadas alterações, como consequência de uma mudança na demanda da unidade funcional. Já, Ekvall e Weidema (2004) relatam que inventários atribucionais buscam descrever fluxos físicos relevantes para o meio ambiente e para seus subsistemas; ao passo que inventários consequenciais descrevem tais fluxos com foco no sistema tecnológico que poderá provocar mudanças no ciclo de vida principal. Nesse sentido, Werner *et al.* (2016) destacam a questão de substituição, em que abordagens consequenciais fazem uso desse mecanismo para evitar alocação completa, empregando fornecedores marginais em vez de médios.

Na expansão do sistema, os insumos do produto principal subtraem insumos relacionados ao subproduto em uma produção alternativa externa (WEIDEMA; SCHIMIDT, 2010). Além disso, estudos de previsão de demanda são importantes para avaliação de consequências, principalmente devido a esses terem como foco a modelagem de impacto de uma mudança específica no sistema de produto investigado, considerando variações temporais de mercado (SUH *et al.*, 2010). Por isso, para Ekvall *et al.* (2016), as abordagens respondem a diferentes perguntas. Enquanto a atribucional busca a descrição de trocas entre um sistema ou produto e o meio ambiente, em uma janela temporal determinada, a consequential avalia fluxos que podem se alterar de acordo com as decisões tomadas, reagindo às mudanças em um processo dinâmico (REBITZER *et al.*, 2004).

Para a **justificativa de uso**, os autores expressam o seguinte:

Para Ekvall e Weidema (2004), a abordagem atribucional pode resultar em informações incompletas, uma vez que desconsidera processos que estejam fora do sistema de produto principal, tal como é realizado na expansão dos sistemas. Su *et al.* (2010) destacam que a expansão do sistema é essencial para modelagens econômicas integradas às ambientais. Weidema e Schmidt (2010) discutem as possíveis falhas de abordagens atribucionais quanto à sua eficácia em preservar balanços de massa e energia. Os autores argumentam que, quando aplicada alocação mássica, por exemplo, o equilíbrio de massa é realizado adequadamente, no entanto, os balanços energéticos e de fluxos elementares podem apresentar falhas. Por outro lado, os autores destacam que, em virtude da expansão dos sistemas, os equilíbrios de massa e energia podem ser

adequadamente mantidos. Por fim, Weidema (2000) defende que as ACVs consequenciais devem ser preferencialmente aplicadas em estudos comparativos, dado que podem apoiar com maior precisão a formulação de políticas, considerando as possíveis substituições do objeto de estudo em sistemas de produtos alternativos existentes. No entanto, cabe ressaltar que outros autores (Ekvall, Finnveden 2001; Guinée *et al.* 2002; Heijungs, Guinée 2007; Pelletier 2010; Pelletier, Tyedmers 2011; Brander, Wylie 2011; Zamagni *et al.* 2012 apud Pelletier *et al.* 2015) consideram essa uma justificativa falha, argumentando que, justamente devido à expansão dos sistemas, os escopos de estudo se tornam tão diversos que tornam problemática a sua comparação.

Quanto aos **critérios de escolha** das abordagens, devem ser considerados:

Para Ekvall e Weidema (2004), os critérios de escolha entre as abordagens devem considerar o quanto a alocação pode ser significativa para as conclusões do estudo, considerando pesquisas semelhantes e os impactos do coproduto sobre a demanda do produto principal. No caso em que esses impactos não são relevantes, a abordagem de alocação atribucional pode ser empregada. Por outro lado, uma vez que outros processos relacionados possam ser alterados por uma mudança de mercado do produto principal, a abordagem consequential pode ser considerada como a mais adequada. Os autores tratam ainda três casos específicos para exemplificar os critérios de escolha:

- se o produto principal e o coproduto são produzidos de forma independente, pode ser empregada a abordagem atribucional, como o caso de produção de dois lotes diferentes na

mesma planta de produção;

- se a produção do coproduto é dependente da demanda do produto principal, pode ser empregada a expansão do sistema para inclusão de todos os processos relacionados, como o caso de um coproduto que é disponibilizado no mercado em decorrência da demanda pelo produto principal, e não devido à sua própria demanda;
- se a produção do produto principal é dependente da demanda pelo coproduto, o sistema investigado deve considerar os usos alternativos do resíduo proveniente do produto principal, em uma abordagem consequencial. Isso porque o aumento de uso do produto principal não afeta o processo multifuncional, contudo, quando parte do produto principal é empregado como resíduo em outros sistemas, a expansão é capaz de capturar os efeitos de uso desse resíduo sobre os fluxos investigados, ainda que, em uma primeira análise, a demanda pelo produto principal não seja relevante.

Assim sendo, é possível verificar que, em processos multifuncionais, ambas as abordagens podem ser empregadas, dependendo da questão a ser respondida pela ACV e das características desses processos; tendo em vista que a decisão de abordagem é realizada antes da análise de inventário. Outro importante critério a ser considerado, segundo Ekvall *et al.* (2016), são análises para efeitos de decisões para curto ou longo prazo. As decisões de curto prazo são aquelas focadas em mudanças na forma de produção existente, considerando-se componentes e processos de produção consolidados, mas que podem ser otimizados. Os efeitos de longo prazo envolvem possíveis mudanças na tecnologia de produção, considerando, por exemplo, a entrada no

mercado de produtos inovadores, os quais afetarão outros sistemas, e não somente os processos produtivos principais estudados. No entanto, em diversos setores da indústria, as previsões de mercado, necessárias para modelagem das mudanças mercadológicas proporcionadas por esses novos produtos, podem ser ainda insipientes, tornando as análises consequenciais incompletas ou inadequadas.

Rebitzer *et al.* (2004) ressaltam que é necessário definir o objetivo da ACV para escolha da abordagem, assim como a forma de coleta de dados (EKVALL; WEIDEMA, 2004), a fim de apoiar a resposta adequada para a realização da ACV. Além desses critérios, o foco do estudo de ACV deve ser estabelecido: para estudos focados em produtos e componentes físicos, a abordagem atribucional é mais adequada; nos estudos com foco em funções desempenhadas pelos produtos, a abordagem consequencial é indicada (REBITZER *et al.*, 2004). Para esse tipo de análise, contudo, os dados de mercado devem estar consolidados, de forma que os resultados obtidos reflitam previsões consistentes com os cenários considerados.

Na Tabela 1 é apresentado um resumo comparativo, elaborado com base na revisão bibliográfica realizada, acerca das abordagens atribucional e consequencial.

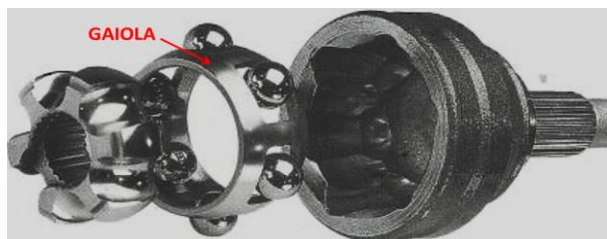
**Tabela 1: Comparativo entre as abordagens atribucional e consequencial**

<i>Atribucional</i>	<i>Consequencial</i>
Mais adequado para estudos de curto prazo ( <i>short-term</i> ).	Mais adequado para estudos de Longo prazo ( <i>long-term</i> ).
Fluxo linear. Janela temporal específica.	Fluxo dinâmico. Pode se alterar de acordo com a tomada de decisão, orientado pelas mudanças.
Não tem como foco processos que estejam fora do sistema de produto.	Considera as atividades em que são esperadas alterações como consequência da tomada de decisão.
Balanço de massa e energia limitados ao sistema de produto.	Balanço de massa e energia mais abrangente - Expansão do Sistema.
Perspectiva restritiva. Foco na melhoria específica de determinados produtos e componentes (físicos).	Perspectiva ampla. Foco nas funções desempenhadas pelos produtos e a consequência de suas alterações sobre mercados marginais.
Estático, não trabalha as mudanças que ocorrem no processo.	Avalia as possíveis substituições do objeto de estudo em sistemas de produtos alternativos existentes. Caracterização das consequências das escolhas.
Procedimentos de alocação mássica ou econômica não são significativos para a conclusão do estudo.	Procedimentos de alocação podem afetar os resultados do estudo.
Uso de dados de fornecedores médios.	Uso de dados de fornecedores marginais.
Menor nível de complexidade.	Maior nível de complexidade.

### Estudo de caso: Gaiola automotiva

A partir da análise da literatura uma avaliação atribucional e consequential foram conduzidas tendo como estudo o processo de estampagem das janelas da Gaiola automotiva. A Gaiola é produzida com uma liga conhecida, AISI 8617H, contendo Cromo (Cr), Níquel (Ni) e Molibdênio (Mo) na sua composição, é um dos componentes da junta homocinética e tem a função de alojar as esferas do rolamento, Figura 1, que são responsáveis pela transmissão do torque, junto à parte fixa do semieixo, permitindo que as rodas do automóvel se desloquem livremente (GM, 2010).

**Figura 1: Vista explodida da junta homocinética (Adaptada de Baumhardt Neto, 2012)**



O processo de estampagem visa conferir forma pela deformação plástica do metal (SOUZA, 2016) e é realizado em uma empresa localizada no município de Porto Alegre/RS, com produção média mensal de 620.000 Gaiolas. Nesse processo, tem-se, além do produto Gaiola estampada, a geração de dois tipos de resíduos: o “chips” metálico e os óleos consumíveis.

O resíduo “chips”, Figura 2, é gerado no momento da estampagem das janelas da Gaiola (Figura 3). Durante o processo, são utilizados o óleo mineral refrigerante, responsável pela estabilização da temperatura da peça no momento da punção, e os óleos consumíveis, os quais recebem essa

denominação por serem óleos consumidos no maquinário, ao longo do processo. Conforme descrito por Garbin. *et al.* (2018), os “chips” são coletados separadamente dos demais resíduos metálicos, devido às suas características, dimensões e composição de aço, e posteriormente encaminhados como matéria-prima para uma empresa de fundição, localizada a 9,5 km da empresa geradora, sendo classificado, portanto, como um coproduto gerado no processo de estampagem.

**Figura 2: Resíduo “chips” metálico**



**Figura 3: Gaiola estampada**



### Mercado nacional de molibdênio

Segundo o Departamento Nacional de Produção Mineral - DNPM (2016), a produção de molibdênio no Brasil, em 2015, foi considerada inexistente, devido à baixa expressividade de produção. No Brasil, as reservas de molibdênio são restritas e estão associadas a depósitos de tungstênio em skarnitos (Rio Grande do Norte e Paraíba), mineralizações de urânio (Minas Gerais e Santa Catarina), subproduto/coproduto em pegmatitos (Bahia), depósitos de granito (Santa Catarina, Rio Grande do Sul e Roraima) e depósitos de cobre (Pará). A produção mundial desse elemento, no ano de 2014, foi de 270.000 toneladas, distribuída entre China (40%), EUA (22,6%), Chile (13,5%), Peru (6,3%) e outros países (16,8%). Em 2013, as

importações totais de molibdênio foram de 9.920 toneladas pelo mercado brasileiro (DNPM, 2014).

Logo, a carência do molibdênio no contexto nacional e o seu significativo valor agregado, dada a importância de sua utilização na indústria, geram a valorização do resíduo “chips”, o qual passa a ser inserido como matéria-prima em outro processo produtivo, com potencial redução de impactos associados à extração do mineral virgem.

### Processo de rerrefino

O resíduo de óleos consumíveis é encaminhado para rerrefino, que é caracterizado como uma categoria de processos industriais de remoção de contaminantes, produtos de degradação e aditivos dos óleos lubrificantes usados ou contaminados, conferindo aos mesmos as características de óleos básicos (SINDIRREFINO, 2018). Segundo Tsambe *et al.* (2017), a produção anual brasileira de óleos lubrificantes é de aproximadamente 1,8 bilhões de litros, sendo coletados 380 milhões de litros de óleos usados ou contaminados para rerrefino, com produção estimada de óleo básico rerrefinado de 250 milhões de litros, por ano.

De acordo com a Empresa de Pesquisa Energética - EPE (2018), a demanda nacional por óleos básicos lubrificantes não é atendida pela produção brasileira, fazendo com que o país seja dependente de importação desse produto, o que reforça a necessidade e os benefícios do tratamento dos resíduos de óleos consumíveis, aplicável ao processo multifuncional de estampagem da Gaiola.



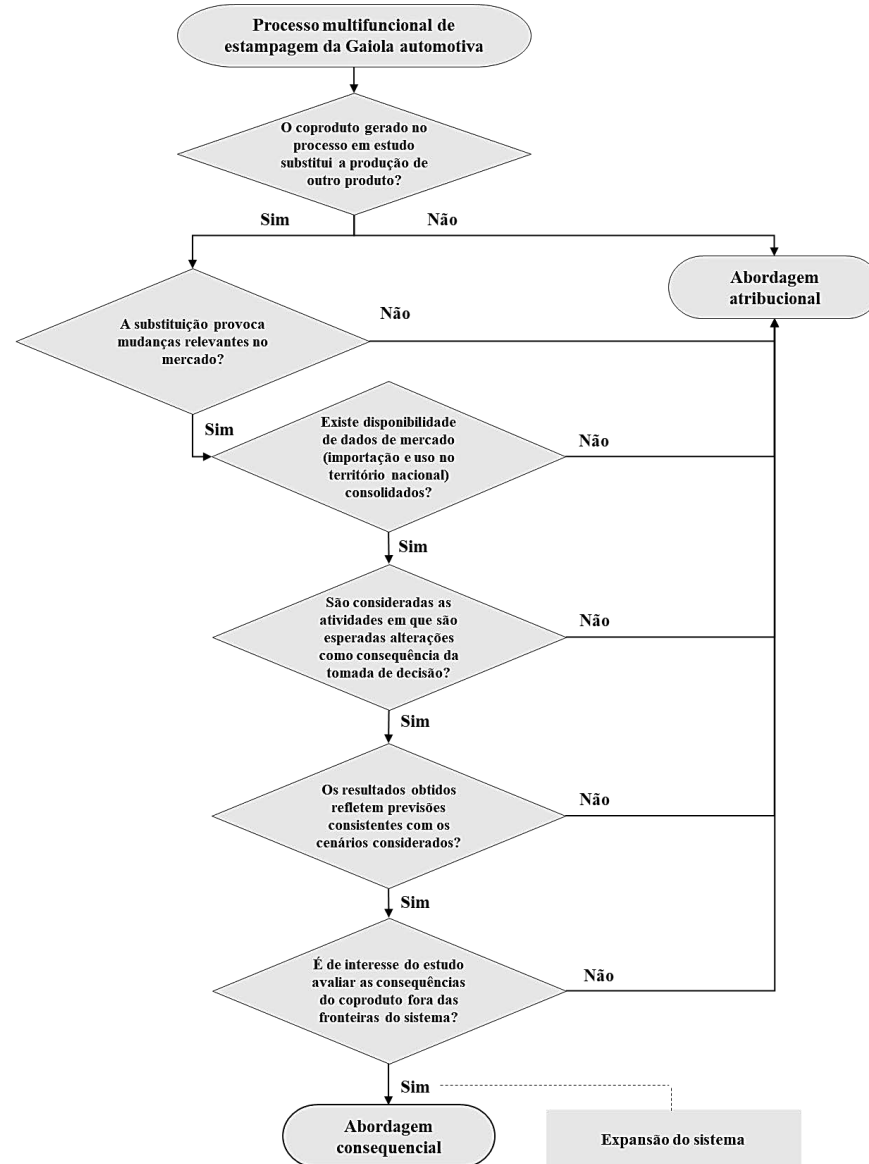
*Abordagem para o processo multifuncional da Gaiola Automotiva*

Para definição da abordagem mais apropriada ao processo multifuncional de estampagem da Gaiola, foi elaborado um fluxo de apoio à tomada de decisão, desenvolvido com base na revisão bibliográfica (Figura 4). Para tanto considerou-se o impacto evitado pela substituição de molibdênio na liga Ni-Cr-Mo, pelo resíduo “chips” metálico, em processo externo à indústria automotiva; assim como o resíduo de óleo para óleo base. Ponderou-se a disponibilidade de dados mercadológicos de importação e uso do molibdênio no Brasil, a fim de proporcionar a adequada avaliação das consequências geradas pela substituição proposta no mercado de molibdênio brasileiro, a qual pode ser determinante para a decisão de emprego da abordagem consequencial. Além disso, levou-se em conta qual poderia ser o efeito dessas substituições nos mercados de importação de molibdênio e de óleos básicos, a partir das quantidades geradas.

Nesse sentido, com base no fluxograma da Figura 4, foi possível verificar que o estudo possui aderência para emprego da abordagem consequencial, de acordo com os fatores de análise considerados. Contudo, foram encontradas dificuldades para obtenção de dados mercadológicos de importação e uso do molibdênio no Brasil, o que pode afetar a confiabilidade das análises, conforme já destacado por Pelletier *et al.*, (2015). Por outro lado, avaliou-se que a substituição, no caso estudado, poderia desencadear consequências pouco significativas no mercado nacional. Assim sendo, definiu-se que a abordagem atribucional conjunta, das empresas envolvidas no processo, poderia ser a mais

adequada para o estudo proposto. A expansão do sistema, contudo, deveria ser mantida, com o estudo aprofundado de ambas as empresas (geradora e receptora do resíduo “chips”).

**Figura 4: Fluxo de apoio à tomada de decisão na escolha da abordagem**



## Conclusões

A decisão em procedimentos de alocação empregada em avaliações do ciclo de vida envolve a análise de diversos fatores, os quais dependem do processo estudado e de suas implicações. Da mesma forma, a abordagem de alocação está relacionada ao tipo de resultado esperado e aos dados disponíveis, de acordo com os fluxos incluídos na fronteira do sistema. Assim, a seleção de abordagem de alocação foi explorada, neste estudo, com base na literatura, de forma a ampliar e sistematizar o conhecimento acerca dos fatores a serem considerados em processos multifuncionais. Dessa análise, foi obtido um fluxo de apoio à tomada de decisão, o qual busca esclarecer os aspectos mais relevantes para seleção mais adequada da abordagem de alocação. Os resultados obtidos foram aplicados ao caso do processo multifuncional de estampagem da Gaiola automotiva; tendo em vista o potencial de utilização, pela indústria, do coproduto “chips” metálico e do resíduo de óleo, provenientes do processo avaliado. Apesar das possíveis consequências no mercado econômico, pela substituição de matérias-primas por resíduos, considerou-se que o modelo atribucional, para o processo de estampagem da Gaiola automotiva, pode ser o mais adequado, tendo em vista a escassa disponibilidade de dados mercadológicos e a representatividade das alterações no mercado nacional.

Outro fator que pode ser verificado neste estudo, ao trazer as teorias dos modelos atribucional e consequencial para um caso real da indústria automotiva, é a necessidade de que o modelo consequencial deve obedecer a, pelo menos, seis critérios. Conforme modelo sugerido no estudo (Figura 4), verifica-se que o não obedecimento de pelo menos um desses seis requisitos estipulados

demonstra que a aderência pelo modelo atribucional pode ser a melhor escolha, ao se considerar a importância dos resultados da ACV como uma ferramenta de tomada de decisão. A dificuldade em utilizar a abordagem consequencial, devido ao grande número de exigências, é verificado por Bamber *et al.* (2020) que, ao avaliar 2687 estudos de caso de ACV, constatou que a ampla maioria utilizou a abordagem atribucional: 94%, contra somente 6% de estudos de caso que optaram pela abordagem consequencial.

## Agradecimentos

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq pelas bolsas de pesquisa.

## Referências bibliográficas

- Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). **NBR ISO 14040:** Gestão Ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida – Princípios e Estrutura. Rio de Janeiro, 2009. Versão Corrigida: 2014
- Bamber, N., Turner, I., Arulnathan, V. et al. (2020). <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01663-1>
- Baumhardt Neto, Victor Frederico. (2012) **Otimização geométrica de um semieixo automotivo**. 2012. 137 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Florianópolis, 2012.
- Brasil. Ministério de Minas e Energia. Empresa de Pesquisa Energética - EPE. **Panorama do Refino e da Petroquímica no Brasil**. Nota Técnica DPG-SPT Nº 04/2018. Rio de Janeiro, 2018.
- Brasil. Departamento de Produção Mineral (DNPM). **Sumário Mineral**. Brasília. DNPM, 2014. 141 p.: il.; 29 cm.
- Brasil. Departamento de Produção Mineral (DNPM). **Sumário Mineral**. Brasília. DNPM, 2016. 113 p.: il.; 29 cm.
- Chiaverini, Vicente. 2015. Aços e ferros fundidos, 7ª ed. ABM, São Paulo.

Ekvall, T.; Azapagic, A.; Finnveden, G.; Rydberg, T.; Weidema, B. P.; Zamagnis, A. (2016). <https://doi.org/10.1007/s11367-015-1026-0>

Ekvall, T.; Weidema, B. P. (2004). <https://doi.org/10.1065/lca2004.03.148>

Juntas Homocinéticas. **Verdade Genuína GM**. Ano II, nº 17, novembro de 2010.

Garbin, M.; Brehm, F. A.; Zortea, R.; Moraes, C. A. M.; Maciel, E. F. Avaliação do ciclo de vida simplificada do processo de produção do componente automotivo denominado gaiola. *In:* GCV 2018: Congresso Brasileiro Sobre Gestão do Ciclo de Vida, 2018, Brasília. **Anais eletrônicos [...]** Brasília: Ibict, 2018.

Palazzo, J.; Geyer, R. (2019). <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2018.12.001>

Pelletier, N., Ardente, F., Brandão, M. et al. (2015). <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0812-4>

Rebitzer, G.; Ekvall, T.; Frischknecht, R.; Hunkeler, D.; Norris, G.; Rydberg, T.; Schmidt, W.P.; Suh, S.; Weidema, B. P.; Pennington, D. W. (2004). <https://doi.org/10.1016/j.envint.2003.11.005>

SINDIRREFINO. Sindicato Nacional da Indústria do Refino de Óleos Minerais. **A externalidade positiva da atividade de refino:** Efeitos sociais, ambientais e econômicos. São Paulo, 2018.

Sonnemann, G.; Vigon, B. (2011). Global guidance principles for life cycle assessment databases.

Souza, André João de. **Processos de Fabricação por Usinagem**. Departamento de Engenharia Mecânica – Laboratório de Automação em usinagem. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2016. Apostila.

Suh, S.; Weidema, B.; Schmidt, J. H.; Heijungs, R. (2010). <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2010.00235.x>

Weidema, B. P. (2000). <https://doi.org/10.1162/108819800300106366>

Weidema, B. P.; Bauer, C.; hischier, R.; Mutel, C.; Nemecek, T.; Reinhard, J.; Vadenbo, C. O.; Wernet, G. **Overview and methodology**. Data quality guideline for the ecoinvent database version 3. Ecoinvent Report 1(v3). St. Gallen: The ecoinvent Centre. 2013.

Weidema, B.P.; Schmidt, J. H. (2010). <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2010.00236.x>

Weidema, B.P.; Simas, M. S.; Schmidt, J.; Pizzol, M.; Lokke, S.; Brancoli, P.L. (2019). <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01628-4>

Wernet, G.; Bauer, C.; Bernhard, S.; Reinhard, J.; Moreno-Ruiz, E.; Weidema, B. P. (2016). <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1087-8>



## Sessão 9

# Novos métodos e modelos para Gestão do Ciclo de Vida



## Completeza de dados genéricos para Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida Social

Jaylton Bonacina de Araujo<sup>1</sup>

José Roberto Frega<sup>2</sup>

Cássia Maria Lie Ugaya<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidade Tecnológica Federal do Paraná

<sup>2</sup> Universidade Federal do Paraná

jayltonbonacina@gmail.com

### Resumo

Desde a publicação das Diretrizes para ACV-S (UNEP/SETAC, 2009) e posteriormente a elaboração das Fichas Metodológicas (UNEP/SETAC, 2013), estão sendo desenvolvidas bases de dados genéricas para ACV-S, focadas principalmente na avaliação de risco social, como é o caso do Social Hotspot Database (SHDB) e PSILCA. Por outro lado, tais bases de dados não são disponibilizadas gratuitamente, o que acaba tornando seu acesso restrito. A partir deste contexto, o objetivo deste estudo foi elaborar uma base de dados genérica para ser utilizada na elaboração de modelos de AICV-S e fatores de caracterização. O método utilizado para a construção da base de dados consistiu em cinco etapas: 1) Coleta de indicadores socioeconômicos que representem as subcategorias da ACV-S, utilizando as Fichas Metodológicas da UNEP/ SETAC, fontes do SHDB e PSILCA, Banco Mundial e ILO; 2) Definição da amostra, análise de dados faltantes e corte de indicadores com mais de 30% de dados faltantes; 3) Tratamento de dados faltantes por imputação múltipla; 4) Avaliação da qualidade da imputação por meio de um teste de igualdade de matrizes de correlação; 5) Análise da qualidade dos dados. Com os resultados obtidos, foi possível atribuir 21 indicadores para a base criada, utilizando dados de uma amostra de 189 países, com dados disponíveis para pelo menos três anos, representando 15 subcategorias, relacionadas a quatro partes interessadas: Trabalhador, Comunidade Local,

Sociedade e Atores da Cadeia de Valor. Concluindo, foi possível a obtenção de uma base de dados genérica com indicadores aptos a serem utilizados na construção de novos modelos de AICV-S e fatores de caracterização. Como limitações do estudo, destaca-se a considerável ausência de indicadores no nível de países relacionados a parte interessada Consumidor; e alta taxa de dados faltantes, o que inviabilizou a utilização de muitos dos indicadores encontrados. Como trabalhos futuros é necessária aplicação e teste dos indicadores para a elaboração de novos modelos de AICV.

**Palavras-chaves:** Avaliação Social do Ciclo de Vida, Indicadores socioeconômicos, AICV-S.

### Introdução

Desde a publicação das Diretrizes para ACV-S (UNEP/SETAC, 2009) e posteriormente a elaboração das Fichas Metodológicas (UNEP/SETAC, 2013), estão sendo desenvolvidas bases de dados genéricas para ACV-S, focadas principalmente na avaliação de risco social, como é o caso do Social Hotspot Database (SHDB) e Product Social Impact Life Cycle Assessment Database (PSILCA).

Baseadas nas Diretrizes, estas bases de dados apresentam indicadores relacionados às Partes Interessadas e às subcategorias (referidas no SHDB como temas sociais). Tanto no SHDB quanto no PSILCA são utilizadas matrizes insumo-produto globais como forma de estabelecer ligações entre setores da economia de cada país, com indicadores sociais

relacionados a estes setores. Desta forma, estas bases de dados permitem a avaliação do risco social por país/ setor da economia (BENOIT-NORRIS; CAVAN; NORRIS, 2012; CIROTH; EISFELDT, 2016). Apesar da grande utilidade destas bases para a identificação de pontos críticos sociais no ciclo de vida, estas não são disponibilizadas gratuitamente, o que acaba tornando seu acesso restrito.

Em função da demanda de uma considerável gama de indicadores sociais para a avaliação dos impactos sociais relacionados ao ciclo de vida de produtos, e também para o desenvolvimento de novos métodos de Avaliação de Impacto Social do Ciclo de Vida (AICV-S), principalmente os baseados em estimação com o emprego de métodos estatísticos, torna-se necessário o desenvolvimento de novas bases de dados gratuitas e acessíveis que possam atender a esta finalidade.

Nesse sentido, o objetivo deste estudo foi elaborar uma base de dados genérica para ser utilizada na elaboração de modelos de AICV-S e fatores de caracterização.

### Método

O método utilizado para a construção da base de dados consistiu em cinco etapas:

- 1) Coleta de dados de indicadores socioeconômicos que representam as subcategorias da ACV-S;
- 2) Definição da amostra, requisitos de dados e análise de dados faltantes;
- 3) Tratamento de dados faltantes por imputação múltipla;
- 4) Avaliação da qualidade da imputação por meio de um teste de igualdade de matrizes de correlação;
- 5) Análise da qualidade dos dados.

### ***Coleta de dados de indicadores socioeconômicos***

Antes da coleta de dados foram selecionados os indicadores de subcategoria ou de inventário social que atendessem às definições das subcategorias apresentadas nas fichas metodológicas da UNEP/ SETAC (2013). Muitas das fontes sugeridas apresentam dados por países, que foi o nível adotado para construção da base de dados.

Este estudo se baseou em parte no trabalho desenvolvido por Juchen e Ugaya (2017), que coletaram indicadores de subcategoria e inventário no nível de país, com base nas fontes sugeridas pelas fichas metodológicas. Naquele estudo, foram encontrados indicadores para 17

das 31 subcategorias listadas pela UNEP/ SETAC (2013), limitado a um indicador por subcategoria. Isso ocorreu pois nem todas as subcategorias apresentavam uma sugestão de indicador e mesmo no caso em que havia, observou-se pouca disponibilidade de dados (JUCHEN; UGAYA, 2017).

Além dos indicadores encontrados por Juchen e Ugaya (2017), foi realizada uma coleta complementar, como forma de se obter indicadores para as subcategorias que estavam faltando. Assim, foram coletados indicadores, seguindo a definição conceitual das subcategorias, descrita pela UNEP/ SETAC (2013). As principais fontes utilizadas para esta nova coleta foram as Bases de dados para ACV-S, como PSILCA (CIROTH; EISFELDT, 2016) e Social Hotspot Database (SHDB, 2018) e as bases de dados do World Bank (2019a) e da International Labour Organization (2019).

### ***Definição da amostra, requisitos de dados e análise de dados faltantes***

A amostra foi de 189 países, baseada na lista de países membros da ONU até o ano de 2017 (2018a). Com a amostra definida, foi calculada a completude de cada indicador para os dois anos mais recentes.

Quanto aos requisitos de dados definiu-se:

- i) Como requisito temporal dados disponíveis ao menos para os anos de 2017 e 2018;
- ii) Fontes de dados deveriam ser órgãos internacionais, nacionais ou em último caso institutos de pesquisa, sendo necessário que o indicador possuísse representatividade por país;
- iii) Em relação à completude, foi definido como critério de corte os indicadores que apresentavam dados faltantes superiores a 30% da amostra, ou seja, com dados faltantes para no máximo 57 países.

Os indicadores que apresentavam dados faltantes superiores a 30% da amostra foram descartados.

### ***Tratamento de dados faltantes por imputação múltipla***

Para obtenção da amostra completa foi utilizada a técnica de imputação múltipla “*Predictive Mean Matching*” (LITTLE, 1988), implementada no software R v3.6.1 por meio do pacote “mice” (VAN BUUREN et al., 2015).

A imputação múltipla é uma abordagem moderna para lidar com dados faltantes, sendo amplamente recomendada (GRAHAM, 2009; BARALDI; ENDERS, 2010), uma vez que

possibilita a obtenção de uma amostra completa e sem vieses (HAIR, 2014), como ocorre em técnicas mais antigas como imputação por média ou regressão simples, às quais apresentam consideráveis trade offs, como baixa variância.

A técnica de imputação múltipla é realizada em três fases (BARALDI; ENDERS, 2010): imputação, análise e agrupamento. Na fase de imputação são geradas diversas estimativas para os valores faltantes por meio de regressão estocástica, este processo gera vários conjuntos de dados cada um contendo estimativas exclusivas dos valores faltantes. Na fase de análise é realizada a análise estatística de cada conjunto de dados, gerando-se assim estimativas de cada parâmetro, como média, variância e erros padrão. A última fase consiste no agrupamento, em que as estimativas de parâmetros são calculadas considerando a média aritmética das estimativas de cada conjunto de dados. Também são calculados os erros-padrão por meio da *within-imputation variance* e *between-imputation variance*, após os quais é gerado um novo conjunto de dados completo que considera a média dos erros padrão de todos os conjuntos de dados.

### Avaliação da qualidade da imputação

Como forma de verificar a qualidade da imputação e avaliar se ocorreram distorções nos dados, utilizou-se um teste de igualdade de

matrizes de correlação (LARNTZ; PERLMAN, 1985).

O teste proposto por Larntz e Perlman (1985) consiste na comparação das matrizes de correlação original (não imputada) com a matriz com dados imputados. Para tanto é realizada uma transformação z de Fischer nos coeficientes de correlação da diagonal superior das matrizes, em seguida, calcula-se a diferença entre os coeficientes transformados e aplica-se um teste de hipóteses, sendo que a hipótese nula é de que as matrizes são iguais.

### Análise da qualidade dos dados

Na etapa final da elaboração da base de dados, foi realizada uma análise da qualidade dos dados a partir de uma adaptação da Matriz Pedigree proposta por Citroth e Einsfeld (2016),

apresentada na Tabela 1.

### Resultados

Na Tabela 2 são apresentados os indicadores que compõem a base de dados desenvolvida, período disponível, fontes e análise da qualidade. Foi possível atribuir 21 indicadores quantitativos para a base criada, relacionados a 15 subcategorias e a quatro partes interessadas: Trabalhador, Comunidade Local, Sociedade e Atores da Cadeia de Valor. Destes indicadores 10 atenderam a todos requisitos de dados definidos, como disponibilidade temporal, representativos em nível de país e de fontes como órgãos internacionais e nacionais ou Institutos de pesquisa. Os 11 indicadores restantes não atenderam aos requisitos de disponibilidade temporal, por exemplo, em Benefícios sociais/ Seguridade social, Acesso a

**Tabela 1: Matriz Pedigree adaptada.**

Indicador	1	2	3	4	5
Confiabilidade da fonte	Estudo estatístico de fontes governamentais ou organizações internacionais	Estudo estatístico de institutos ou similares	-	-	-
Completeza	Todos os dados requeridos para o estudo a ser elaborado, por país	Até 5% de dados faltantes para a amostra de países	De 6% a 10% de dados faltantes para a amostra de países	De 11% a 20% de dados faltantes para a amostra de países	De 21% a 30% de dados faltantes para a amostra de países
Conformidade temporal	Diferença de 1 ano para o requisito estabelecido, em relação a abrangência temporal de dados	Diferença de 2 anos para o requisito estabelecido, em relação a abrangência temporal de dados	Diferença de 3 anos para o requisito estabelecido, em relação a abrangência temporal de dados	Diferença de 5 anos para o requisito estabelecido, em relação a abrangência temporal de dados	Diferença de mais que 5 anos para o requisito estabelecido, em relação a abrangência temporal de dados
Conformidade com a subcategoria de acordo com as Fichas metodológicas	Indicador sugerido pelas fichas metodológicas	Indicador muito similar ao sugerido pelas fichas metodológicas	Indicador pouco similar ao sugerido pelas fichas metodológicas, mas alinhado com a subcategoria	Indicador pouco similar ao sugerido pelas fichas metodológicas e parcialmente alinhado com a subcategoria	Indicador pouco similar ao sugerido pelas fichas metodológicas e não alinhado com a subcategoria

fontes materiais dentre outros.

Durante a coleta de dados foram identificados indicadores qualitativos, que poderiam ser utilizados para algumas subcategorias, como Herança cultural, trabalho forçado e trabalho infantil, no entanto, devido à natureza qualitativa destes dados seria necessário a codificação destes em uma escala numérica. Para viabilizar a integração da base de dados, optou-se neste momento por constituir a base apenas por indicadores quantitativos e semiquantitativos.

Ademais, é importante destacar que, devido à indisponibilidade de dados, a maior parte das subcategorias só puderam ser incluídas por meio do uso de indicadores alternativos aos sugeridos pelas fichas metodológicas. Ainda assim buscou-se manter os indicadores alinhados com a definição da UNEP/ SETAC (2013).

A indisponibilidade de dados afetou diretamente as subcategorias da parte interessada Consumidor, não sendo possível incluir nenhuma subcategoria relacionada a esta. A parte interessada Trabalhador também foi muito penalizada, sendo inviabilizado o uso de indicadores para importantes subcategorias como, Liberdade de Associação e negociação coletiva, saúde e segurança, dentre outras.

Em relação ao período disponível, 18 indicadores apresentaram dados de séries temporais, com cerca de dez anos, no entanto, é importante destacar que alguns anos apresentam taxas de dados faltantes acima de 30% da amostra. Outros indicadores como Acesso fontes materiais, Oportunidades iguais e discriminação e Deslocalização e migração apresentam dados para intervalos de tempo. Para as subcategorias Acesso a fontes imateriais e Salário justo foi possível se obter dados para apenas um ano.

Os resultados do teste de igualdade de matrizes apontaram que não ocorreram alterações na matriz imputada, sendo que as correlações foram consideradas iguais.

### **Conclusões**

A partir dos indicadores coletados, foi possível a obtenção de uma base de dados genéricos alinhada com as subcategorias das fichas metodológicas e apta a ser utilizada para construção de novos modelos de AICV-S e fatores de caracterização. A base é composta de 21 indicadores relacionados a 15 subcategorias para 189 países. Destes indicadores 10 atenderam a todos requisitos de dados definidos, os demais indicadores não atenderam ao requisito temporal, uma vez que não possuíam dados para o ano de 2018, no entanto, ainda assim apresentam dados para anos recentes como 2016 e 2017, apenas três indicadores

apresentaram dados mais antigos, 2011 e 2013. Além disso, 18 indicadores apresentaram dados para séries de tempo que compreendem um período de cerca de dez anos, apesar de alguns destes possuírem consideráveis taxas de dados faltantes.

Em relação à completeza, por meio da imputação múltipla de dados foi possível a obtenção de amostras completas para determinados anos, solucionado assim a questão dos dados faltantes.

Ademais, é importante se destacar que esta base de dados apresenta uma alternativa para a solução do problema dos dados faltantes, empregando um método reconhecido e que não gera vieses na amostra, sendo este um diferencial se comparado a outras bases de dados que utilizam de médias regionais e outras técnicas que visam a completeza, podendo levar a distorções consideráveis nos dados ou falta de transparência no método empregado.

Como limitações do estudo, destaca-se a considerável ausência de indicadores para países, em relação a parte interessada Consumidor e alta taxa de dados faltantes, o que inviabilizou a utilização de muitos dos indicadores encontrados. Como trabalhos futuros é necessária aplicação e teste dos indicadores para a elaboração de novos modelos de AICV.

## Agradecimentos

Os autores agradecem ao Grupo Boticário, Capes e Fundação Araucária pelo apoio financeiro para a realização desta pesquisa e ao

Centro de Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (GYRO) pela estrutura física.

**Tabela 2: Resumo dos indicadores encontrados para as subcategorias.**

Parte Interessada	Subcategoria	Indicador	Unidade	Período	Fonte	Análise da qualidade
Trabalhador	Salário Justo	Minimum wage for a full-time worker	US\$/ mês	2018	World Bank (2019a)	(1; 5; 1; 1)
	Oportunidades iguais/ discriminação	Gender inequality index	Índice	1995; 2000; 2005; 2010-2017	UNDP (2019)	(1; 4; 1; 2)
		Global gender gap index	Índice	2007-2018	WEF (2019)	(1; 5; 1; 2)
	Benefícios sociais/ seguridade social	Public social protection expenditure [all functions] as a percent of GDP	%	2000-2013	ILOStat (2019)	(1; 5; 5; 1)
		Public health expenditure as a percent of GDP	%	2000-2011	ILOStat (2019)	(1; 3; 5; 1)
		Total health expenditure as a percent of GDP	%	2000-2011	ILOStat (2019)	(1; 3; 5; 1)
Comunidade local	Acesso a fontes materiais	Access to improved drinking water source	%	1992, 1997, 2001, 2002, 2006, 2007, 2011, 2012, 2013 a 2015	FAO (2019)	(1; 4; 3; 3)
	Acesso a fontes imateriais	Freedom of expression score	Índice	2018	BTI Project (2019)	(2; 5; 1; 1)
	Migração e deslocalização	International migrant stock as a percentage of the total population	%	1990, 1995, 2000, 2005, 2010, 2015, 2017	ONU (2018b)	(1; 3; 2; 1)
		Sanitation coverage "at least basic"	%	2000 a 2015	WHO (2019a)	(1; 3; 3; 3)
	Condições de vida saudável	DALY estimates	Índice	2010, 2015, 2016	WHO (2019b)	(1; 4; 2; 1)
		Drinking water coverage "at least basic"	%	2000 a 2015	WHO (2019a)	(1; 3; 3; 3)
	Envolvimento da comunidade	Transparency of government policymaking	Índice	2007-2018	WEF (2019)	(1; 5; 1; 1)
	Emprego local	Unemployment rate -- ILO modelled estimates, November 2018	%	1991-2019	ILOStat (2019)	(1; 3; 1; 1)
Condições de vida segura	Global Peace Index	Índice	2009-2018	Vision of Humanity (2019)	(2; 5; 1; 2)	
Sociedade	Contribuição para o desenvolvimento econômico	GDP per capita, PPP	US\$/ PPP	1990 - 2018	World Bank (2019b)	(1; 4; 1; 1)
	Prevenção e mitigação de conflitos armados	State fragility index	Índice	1995 - 2017	INSCR (2019)	(1; 5; 2; 3)
	Corrupção	Corruption Perception Index	Índice	2010- 2018	Transparency (2019)	(1; 5; 1; 1)
		Control of Corruption Index - WGI	Índice	1996 - 2017	World Bankl WGI (2019c)	(1; 3; 2; 1)
Atores da cadeia de valor	Competição justa	Global Competitiveness Index	Índice	2007-2018	WEF (2018)	(1; 5; 1; 1)
	Respeito aos direitos de propriedade intelectual	Intellectual property protection	Índice	2007-2018	WEF (2018)	(1; 5; 1; 1)



## Referências bibliográficas

BARALDI, A. N.; ENDERS, C. K. An introduction to modern missing data analyses. **Journal of School Psychology**, v. 48, n. 1, p. 5–37, fev. 2010.

BENOIT-NORRIS, C.; CAVAN, D. A.; NORRIS, G. Identifying Social Impacts in Product Supply Chains: Overview and Application of the Social Hotspot Database. **Sustainability**, v. 4, n. 9, p. 1946–1965, 24 ago. 2012.

BTI PROJECT. **BTI 2018 - Transformation Index**. Disponível em: <<https://www.bti-project.org/en/data/>>. Acesso em: 20 set. 2019.

CIROTH, A.; EISFELDT, F. PSILCA—A Product Social Impact Life Cycle Assessment database. **Database version**, v. 1, 2016.

FAO. **AQUASTAT database**. Disponível em: <<http://www.fao.org/nr/water/aquastat/data/query/index.html?lang=en>>. Acesso em: 20 set. 2019.

GRAHAM, J. W. Missing data analysis: Making it work in the real world. **Annual review of psychology**, v. 60, p. 549–576, 2009.

HAIR, J. F. (ED.). **Multivariate data analysis**. 7. ed., Pearson new internat. ed ed. Harlow: Pearson, 2014.

HUMANITY, V. OF. **Global Peace Index Vision of Humanity**, 2019. Disponível em: <<http://visionofhumanity.org/indexes/global-peace-index/>>. Acesso em: 21 out. 2018

INSCR DATA PAGE. **INSCR Data Page**. Disponível em: <<http://www.systemicpeace.org/inscrdata.html>>. Acesso em: 21 out. 2018.

INTERNATIONAL LABOUR ORGANIZATION. **Bulk download facility – ILOSTAT**. Disponível em: <<https://ilostat.org/data/bulk/>>. Acesso em: 19 out. 2018.

JUCHEN, R. T.; UGAYA, C. M. L. **Base de dados genéricos de países para avaliação social de produtos e organizações**. In: I WORKSHOP DE ACV DA UFABC: VISÃO SOCIAL, AMBIENTAL E ECONÔMICA. Universidade Federal do ABC: out. 2017

LARNTZ, K.; PERLMAN, M. D. A simple test for the equality of correlation matrices. **Rapport technique, Department of Statistics, University of Washington**, v. 141, 1985.

LITTLE, R. J. Missing-data adjustments in large surveys. **Journal of Business & Economic Statistics**, v. 6, n. 3, p. 287–296, 1988.

ONU. **Member States | United Nations**. Disponível em: <<http://www.un.org/en/member-states/index.html>>. Acesso em: 24 ago. 2018a.

ONU. **International migrant stock as a percentage of the total population**. Disponível em: <<http://www.un.org/en/development/desa/population/migration/data/estimates2/estimates17.shtml>>. Acesso em: 24 ago. 2018b.

SHDB. **Social Hotspot Database - SHDB**. Disponível em: <<https://www.socialhotspot.org/>>. Acesso em: 19 nov. 2018.

TRANSPARENCY INTERNATIONAL. **Corruption Perceptions Index 2018**. Disponível em: <<https://www.transparency.org/cpi2018>>. Acesso em: 21 out. 2018.

UNDP. **Human Development Reports**. Disponível em: <<http://hdr.undp.org/en/indicators/68606#>>. Acesso em: 20 set. 2019.

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.

VAN BUUREN, S. et al. Package ‘mice’. **Vienna: Comprehensive R Archive Network**, 2015.

WEF. **Global Competitiveness Index. World Economic Forum**. Disponível em: <<http://reports.weforum.org/global-competitiveness-report-2015-2016/downloads/>>. Acesso em: 24 ago. 2018.

WEF. **Competitiveness Rankings Global Competitiveness Index 2017-2018**, 2019. Disponível em: <<http://wef.ch/2wcVU8t>>. Acesso em: 21 out. 2018

WHO. **Home | JMP**. Disponível em: <<https://washdata.org/>>. Acesso em: 21 out. 2018a.

WHO. **WHO | Disease burden and mortality estimates**. Disponível em: <[http://www.who.int/healthinfo/global\\_burden\\_disease/estimates/en/](http://www.who.int/healthinfo/global_burden_disease/estimates/en/)>. Acesso em: 21 out. 2018b.

WORLD BANK. **World Bank Open Data | Data**. Disponível em: <<https://data.worldbank.org/>>. Acesso em: 19 out. 2018a.

WORLD BANK. **Employing Workers**. Disponível em: <<https://www.doingbusiness.org/en/data/exploretopics/labor-market-regulation>>. Acesso em: 20 set. 2019b.

## Metodologias de Contabilidade Ambiental Baseadas na Gestão do Ciclo de Vida – Uma Comparação entre Avaliação do Ciclo de Vida e Análise Emergética

Thales Eduardo Tavares Dantas<sup>1</sup>

Henrique Rogerio Antunes de Souza Junior<sup>2,3</sup>

Sebastião Roberto Soares<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC);

<sup>2</sup> Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC);

<sup>3</sup> EnCiclo Soluções Sustentáveis.

[thalestavaresd@gmail.com](mailto:thalestavaresd@gmail.com)

### Resumo

Diferentes metodologias de contabilidade ambiental vem sendo desenvolvidas. Dentre estas, se destacam a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) e a Análise Emergética (AE), ambas pautadas no conceito de Pensamento do Ciclo de Vida. A primeira é internacionalmente reconhecida e empregada, principalmente no contexto industrial. Já a segunda é uma metodologia que recentemente tem ganhado maior atenção, e vem sendo cada vez mais empregada na avaliação de impactos ambientais de sistemas de produto. Este estudo tem o objetivo de comparar, por meio de uma revisão da literatura, as principais individualidades e relações entre a ACV e a AE. Uma revisão bibliográfica foi realizada, contando com um portfólio final de 18 artigos que atendessem as palavras-chave “Life Cycle Assessment”, “Emergency Analysis” e “Environmental Accounting”. Ainda, foi elaborado um quadro comparativo entre as duas metodologias. Por meio da análise da literatura, foram identificados 12 principais critérios relevantes às duas metodologias. Um segundo quadro foi formulado, onde são apresentados as principais vantagens e desvantagens do uso de cada metodologia. Dentre os principais pontos analisados, este estudo permitiu identificar que a comunicação dos resultados e a normatização da ACV proporcionam uma maior

confiabilidade nos resultados encontrados, uma vez que o indicador único gerado pela AE pode dificultar o entendimento por parte de tomadores de decisão.

**Palavras-chaves:** Gestão do Ciclo de Vida, Contabilidade Ambiental, Avaliação do Ciclo de Vida, Análise emergética.

### 1 Introdução

Durante as últimas quatro décadas, diversas metodologias de contabilidade ambiental foram desenvolvidas visando conceituar e quantificar os efeitos da atividade humana no meio ambiente (Patterson et al., 2017). Elas têm o objetivo de mensurar resultados e metas de sustentabilidade em sistemas de produto (Kalmykova et al, 2018). Cada metodologia apresenta determinadas particularidades e pressupostos, e devem ser utilizadas dentro de seus determinados escopos (Patterson et al. 2017). Várias são as metodologias que são descritas como técnicas de contabilidade ambiental, alguns exemplos são: Pegada Ecológica, Pegada de Carbono, Análise de Energia, *Material Flow Analysis*, Análise Emergética (AE) e Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Dentre as metodologias citadas, as duas últimas têm se destacado devido a serem fundamentadas no Pensamento de Ciclo de Vida, uma vez que ambas as metodologias avaliam sistemas de forma holística, não havendo foco em uma atividade, produto ou serviço específico, mas sim a avaliação do sistema como um todo.

Tanto a ACV, como a AE são utilizadas amplamente nos âmbitos científicos e industriais. Entretanto, devido a sua aproximação metodológica, maiores estudos devem ser realizados para o melhor entendimento de suas barreiras e semelhanças. Este trabalho, por meio da análise crítica de uma revisão bibliográfica visa comparar estes métodos e elencar suas principais vantagens e desvantagens.

### 2 Objetivos

Comparar as abordagens metodológicas ACV e AE, e indicar suas principais vantagens e desvantagens.

### 3 Fundamentação Teórica

#### *Avaliação do Ciclo de Vida*

A ACV é uma metodologia analítica para a avaliação dos aspectos ambientais e potenciais impactos ambientais gerados por um processo, atividade ou serviço ao longo do ciclo de vida de um produto. Ela é normatizada pelas normas ISO 14040 (ISO, 2006a) e ISO 14044 (ISO, 2006b). A norma ISO 14040 (ISO, 2006a), que discorre sobre a estrutura metodológica da ACV, divide-a em quatro fases interligadas: (i) Definição de Objetivo e Escopo; (ii) Inventário do Ciclo de Vida (iii) Avaliação de Impactos, e (iv) Interpretação.

A Definição de Objetivo e Escopo, consiste na definição do sistema de produto estudado, suas fronteiras a Unidade Funcional (UF), a

metodologia de avaliação de impactos ambientais a ser adotada, e os procedimentos considerados necessários. A segunda etapa, o Inventário do Ciclo de Vida (ICV), consiste no processo iterativo de coleta e quantificação dos dados de todas as entradas (energia, matéria-prima, etc.) e saídas (emissões, resíduos, coprodutos, etc.). A terceira etapa é a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV), que envolve a associação de dados de inventário com impactos ambientais específicos e a tentativa de compreendê-los. A última fase da ACV é denominada de Interpretação do Ciclo de Vida. Ela se relaciona diretamente com as outras três fases, o que reflete a necessidade de constante interpretação e análise dos dados e processos analisados, sendo que, caso necessário, este estágio possibilita a alteração de escopo, objetivos e processos analisados.

#### **Análise Emergética**

A AE é uma metodologia de contabilidade ambiental baseada no fluxo de energia (com m) que permeia um sistema. Energia é a quantidade de energia que é necessária, direta ou indiretamente, para fornecer um dado fluxo ou armazenamento de energia ou matéria (Brown et al, 2012). A energia de qualquer produto ou processo é a soma das energias usadas no passado e no presente para formá-lo (Odum, 1996). Para esse cálculo, é necessário o conhecimento do *Unit Emergy Value (UEV)* de cada item pertencente ao sistema, ou seja, a energia necessária para formação de uma

unidade ( $\text{kg/J/m}^3$ ) do produto. Seu cálculo é baseado na *Geobiosphere Emergy Baseline (GEB)*, sendo este o input anual total de energia da geobiosfera, levando em conta a energia provinda do sol, das marés, calor geotérmico, e outros agentes físicos (Brown; Ulgiati, 2016).

O cálculo da emergia total do sistema é feito por meio da Tabela Emergética. Nessa, os valores de UEV são relacionados à quantidade presente de cada item no sistema de produto. O somatório da emergia encontrada para cada item do sistema compõe a emergia total do sistema de produto (Odum, 1996).

#### **4 Metodologia**

A comparação entre ACV e AE ocorreu em duas etapas: a análise crítica baseada em uma revisão bibliográfica, e a elaboração de quadros comparativos entre ACV e AE.

A revisão bibliográfica ocorreu por meio da seleção de artigos científicos da base *Scopus* que atendessem as seguintes combinações das palavras-chave: *Life Cycle Assessment*, *Emergy Analys*, e *Environmental Accounting*, e que fossem publicados dentro da última década. Para cumprir os objetivos descritos neste estudo, os artigos selecionados empregaram simultaneamente ACV e AE em um estudo de caso, ou fizeram um estudo metodológico simultaneamente baseado nesses dois temas. Houve a exclusão de artigos que não se enquadrassem no escopo deste estudo a partir da leitura dos resumos e palavras-chave apresentadas.

Posteriormente, elaborou-se um quadro comparativo entre ACV e AE. A comparação entre as abordagens ocorreu segundo 12 critérios estabelecidos, sendo estes pontos de atenção encontrados na busca por alinhamentos entre as metodologias durante a revisão bibliográfica. Os critérios de comparação são: (i) objetivo, (ii) conceitos principais, (iii) normatização, (iv) fronteiras do sistema, (v) unidades, (vi) coleta de dados, (vii) indicadores, (viii) ferramentas de cálculo, (ix) representação gráfica, (x) comunicação dos resultados, (xi) alocação, e (xii) abordagem. Com o apoio deste quadro comparativo, foi possível levantar as principais vantagens e desvantagens de cada método. Por último, um quadro apresentando as principais vantagens e desvantagens práticas de cada metodologia foi apresentado.

#### **5 Resultados e Discussão**

No Quadro 1 são apresentados os artigos levantados pela revisão da bibliografia, que são apresentados por meio do nome dos autores e o ano de publicação. Além disso, é indicado se o artigo em questão descreve um estudo de caso, ou tem foco teórico. Este estudo conta com um portfólio de 15 artigos. Nove dos artigos selecionados apresentam foco prático, apresentando o resultado da aplicação conjunta de uma ACV e uma AE. Os seis artigos restantes têm foco teórico, apresentando avanços metodológicos quanto à aplicação paralela destas metodologias de contabilidade ambiental.

O Quadro 2, disposto a seguir, apresenta critérios de comparação entre as ACV e AE, assim como breve discussões sobre os critérios levantados.

**Quadro 1 – Artigos selecionados**

<i>Autor</i>	<i>Ano</i>	<i>Case</i>	<i>Teórico</i>
Almeida et al.	2017	X	
Brown et al.	2012	X	
Elia et al.	2017		X
Falahi e Avami	2019	X	
Gala et al.	2015		X
Grönlund et al.	2019		X
Kursun et al.	2015	X	
Li and Wang	2009	X	
Liu et al.	2019	X	
Niccolucci et al.	2009	X	
Patterson et al.	2017		X
Rugani and Benetto	2012		X
Ulgiate and Brown	2014		X
Ulgiate et al.	2006		X
Wang et al.	2015	X	

A revisão bibliográfica referente à AE apresenta esta metodologia como um método capaz de fornecer informações gerais sobre a sustentabilidade do sistema, seu desempenho ambiental, carga ambiental relacionada com a extração de recursos naturais, e quantifica a relação entre insumos não renováveis e renováveis. Devido a sua capacidade de agregar grandes volumes de dados em uma única análise, esta metodologia é mais bem aplicada para a avaliação dos impactos ambientais de sistemas de grande escala (meso e macro), como parques industriais, sub-regiões, cidades, e até países (Patterson et al., 2017). Esta afirmação

corroborar com as pesquisas de Rugani e Benetto (2012). Entretanto, em comparação com a ACV, a comunicação dos resultados referentes aos impactos ambientais da produção de bens e serviço se torna de difícil entendimento por parte de tomadores de decisão, devido à não familiaridade com os conceitos abordados pela AE. A ACV, por ser uma metodologia normatizada e internacionalmente utilizada, facilita a interpretação e tomada de decisão neste caso.

Ao se explorar o histórico da ACV, nota-se que este é um método de contabilidade ambiental bem estabelecido em diferentes âmbitos, havendo amplo consenso quanto ao uso desta técnica tanto na comunidade científica, quanto em meios industriais. Patterson et al. (2017) afirma ainda que, dentre os métodos de avaliação de impacto ambiental de sistemas de produto, a ACV se destaca como uma das opções com maior rigor metodológico e aceitação por usuários finais. Isto ocorre, principalmente, pela normatização do método por meio das normas ISO 14040 (2006a) e ISO 14044 (2006b), responsável por trazer maior confiabilidade à metodologia tanto na comunidade científica, quanto em meios industriais.

Desta forma, com base nos resultados desta pesquisa, a ACV é retratada como uma melhor opção para a avaliação ambiental de sistemas de produto e serviço, principalmente com o intuito de compreender as consequências ambientais da produção de um determinado bem (nível micro). Esta recomendação se dá, principalmente, pelo

rigor científico, aliado com a maior compreensibilidade dos resultados por tomadores de decisão.

Ressalta-se que a busca por melhores métodos de se comunicar os resultados de uma ACV é uma discussão atual, como apontada por Galindro et al. (2019), porém, em comparação com a AE, esta metodologia promove melhor entendimento por parte de usuários finais e tomadores de decisão. Vasta literatura apoia esta escolha (Deschamps et al., 2018), principalmente no que tange na avaliação de cenários relacionados com temas ambientais emergentes, como a EC (Elia et al., 2017). A fim de melhor destacar as principais vantagens e desvantagens do uso de cada método, elaborou-se o Quadro 3, apresentado a seguir.

Dentre as principais vantagens elencadas pelo Quadro 3, talvez a que mais distâncie as duas metodologias é a normatização da ACV, que influencia diretamente em sua utilização prática e nos benefícios de sua comunicação ao público em geral. Além disso, a identificação de resíduos oriundos de um sistema produtivo é uma importante diferença entre as duas abordagens analisadas. A teoria emergética renega o conceito de resíduo no seu sentido amplo, uma vez que, para esta abordagem, resíduos ainda carregam carga emergética, e serão introduzidos posteriormente em um próximo processo ou sistema.

Quadro 2- Quadro comparativo entre ACV e AE.

	ACV	AE
<b>Objetivo</b>	Avaliar os potenciais impactos ambientais do ciclo de vida de produtos/serviços quanto ao consumo de recursos e emissão de poluentes ao ar, água e solo.	Avaliar o uso de recursos naturais de forma holística por meio da contabilização da memória de fluxos energéticos relacionados a produtos/serviços.
<b>Conceitos principais</b>	Ciclo de vida, UF, Categorias de Impacto.	Ciclo de vida, Emergia, UEV, GEB.
<b>Normatização</b>	Normas ISO 14040 e ISO 14044.	Não há normas, praticantes seguem a metodologia desenvolvida por Odum (1996).
<b>Fronteiras do sistema</b>	“Do berço ao portão”, “do portão ao portão” ou “do berço ao túmulo”. Foco na escala micro.	“Do berço ao portão”. Foco pode ir da micro- à macroescala.
<b>Unidades</b>	Diferentes unidades, dependendo das categorias de impacto escolhidas (ex: CO <sub>2eq</sub> , m <sup>3</sup> , MJ).	seJ/J, seJ/kg, ou seJ/\$. Análise com base única (emergia).
<b>Coleta de dados</b>	Coleta de dados referente a entradas e saídas dos processos unitários do sistema. Coleta <i>in loco</i> ou utilização de base de dados (ex:ecoinvent).	Coleta de dados referente a entradas de recursos da tecnosfera ou biosfera. Não há base de dados única. Coleta baseada em principalmente em publicações científicas.
<b>Indicadores</b>	Categorias de Impacto ( <i>midpoint</i> ou <i>endpoint</i> ).	Indicadores emergéticos (EYR, ELR, ESI, etc.).
<b>Ferramentas de cálculo</b>	Softwares específicos (ex: openLCA, SimaPro).	Tabela emergética.
<b>Representação gráfica</b>	Não há representação gráfica padronizada. Comumente fluxogramas representando as entradas e saídas de processos são utilizados.	Diagrama emergético.
<b>Comunicação de resultados</b>	Conclusões e recomendações feitas a tomadores de decisão com base nos resultados da AICV referente a impactos relacionados a compartimentos ambientais (ar, solo, água, etc.). Recomendações presentes na ISO 14044.	Conclusões e recomendações feitas a tomadores de decisão com base nos resultados dos índices emergéticos referente a sustentabilidade geral do sistema. Não há normatização.
<b>Alocação</b>	Diferentes critérios de alocação (massa, energia, preço, etc.). <i>Cut-off</i> ou expansão de sistema.	De acordo com álgebra emergética. Não é permitido processos de saída múltipla, apenas no caso de <i>splits</i> .
<b>Abordagem</b>	<i>Downstream</i> . Orientada ao usuário/humanidade.	<i>Upstream</i> . Orientada ao doador/natureza.

Outro ponto de destaque é a diferença entre as unidades nas quais os resultados das análises são apresentados. A ACV utiliza unidades cotidianas (CO<sub>2eq</sub>, m<sup>3</sup>, etc.). Já a AE utiliza o joule solar (seJ). A utilização desta unidade é benéfica por

um lado, uma vez que é capaz de condensar grande quantidade de informações, porém dificulta o entendimento da análise pelo público geral, já que não é uma unidade de uso comum.

Dessa forma, nota-se que dentre os pontos discutidos pelos quadros 2 e 3, o que diferencia a ACV e a AE quanto à aplicação destas técnicas é a comunicação de entendimento de seus resultados. Neste quesito, a ACV é mais vantajosa, por ser uma metodologia normatizada e já amplamente empregada.

## 7 Conclusões

O presente estudo teve o objetivo de comparar e identificar as vantagens e desvantagens de duas metodologias de contabilidade ambiental baseadas na gestão do ciclo de vida, sendo estas a ACV e a AE. A construção de um quadro comparativo no qual são apresentados 12 critérios (objetivo, conceitos principais, normatização, fronteiras do sistema, unidades, coleta de dados, indicadores, ferramentas de cálculo, representação gráfica, comunicação de resultados, alocação, e abordagem) relacionados à estrutura dos métodos avaliados possibilitou a identificação das principais particularidades de cada abordagem. Com base nestes resultados, um

**Quadro 3- Quadro comparativo entre ACV e AE.**

	ACV	AE
<b>Vantagens</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Normatização;</li> <li>• Unidades de uso cotidiano (m<sup>3</sup>, CO<sub>2eq</sub>, etc.);</li> <li>• Identificação de <i>trade-offs</i>;</li> <li>• Identifica a geração de resíduos;</li> <li>• Existência de bases de dados</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Resultados em base única (seJ)</li> <li>• Quantifica insumos renováveis e não renováveis;</li> <li>• Avalia a sustentabilidade a longo prazo do sistema;</li> <li>• Avalia serviços ambientais envolvidos na formação dos recursos.</li> </ul>
<b>Desvantagens</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Alta dependência das escolhas do praticante</li> <li>• Não contabiliza os serviços ambientais de formação dos recursos naturais;</li> <li>• Bases de dados de acesso privado e pago</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Dificuldade na comunicação dos resultados devido à grande agregação de informações;</li> <li>• Inexistência de base de dados específica;</li> <li>• Não avalia a formação de resíduos.</li> </ul>

quadro apresentando as principais vantagens e desvantagens de cada método foi elaborado.

Conclui-se que por mais que ambas as metodologias avaliadas sejam fundamentadas no Pensamento do Ciclo de Vida, há grande distância metodológica entre elas. Dentre os principais pontos analisados nos quadros 2 e 3, o que merece maior atenção é referente à comunicação dos resultados.

Uma vez que ambas metodologias tem o intuito de prover tomadores de decisão com informações sobre o desempenho ambiental de sistemas de produto, a ACV se sobressai à AE devido à facilidade de comunicação e melhor entendimento de seus resultados. Estes aspectos são principalmente baseados na normatização desta abordagem, que amplia sua confiabilidade e aceitação acadêmica e mercadológica.

## 8 Agradecimentos

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) por financiar este estudo.

## 9 Referências bibliográficas

- ALMEIDA, C.; RODRIGUES, et al. Material selection for environmental responsibility: the case of soft drinks packaging in Brazil. *J. of C. Prod., C. Prod.*, v. 142, p. 173–179, . 2017.
- BROWN, M.; RAUGEL, M.; ULGIATI, S. On boundaries and 'investments' in Energy Synthesis and LCA: A case study on thermal vs. photovoltaic electricity. *Eco. Indicators*, v. 15, p. 227–235, 2012.
- BROWN, M.; ULGIATI, S. Assessing the global environmental sources driving the geobiosphere: A revised emergy baseline. *Eco. Mod.*, v. 339, p. 126–132, 2016.
- CHEN, Y.; et al. LCA of end-of-life treatments of waste plastics in China. *Res. Con.and Rec.*, v. 146, p. 348–357, 2019.

- DESCHAMPS, J.; et al.. Is open-loop recycling the lowest preference in a circular economy? Answering through LCA of glass powder in concrete. *J. of C. Prod.*, v. 185, p. 14–22, 1 jun. 2018.
- ELIA, V.; et al. Measuring circular economy strategies through index methods: A critical analysis. *J. of C. Prod.*, v. 142, p. 2741–2751., 2017.
- FALAH, M.; AVAMI, A. Optimization of the municipal solid waste management system using a hybrid LCA–emergy approach in Tehran. *J. of Mat. Cycl. and W. Manag.*, 2019.
- GALA, A. et al. Dealing with waste products and flows in LCA and emergy accounting: Methodological overview and synergies. *Eco. Mod.*, v. 315, p. 69–76, 2015.
- GHISELLINI, P. et al. Exploring environmental and economic costs and benefits of a circular economy approach to the construction and demolition sector. *J. of C. Prod.*, v. 178, p. 618–643, 2018.
- GRÖNLUND, S. E. Indicators and methods to assess sustainability of wastewater sludge management in the perspective of two systems ecology models. *Eco. Ind.* v. 100, p. 45–54, 2019.
- INGRAO, et al. Food waste recovery into energy in a circular economy perspective: A comprehensive review of aspects related to plant operation and environmental assessment. *J. of C. Prod.*, v. 184, p. 869–892, 2018.
- ISO 14040: Environmental Management - LCA - Principles and Framework. 2006a.
- ISO 14044: Environmental Management - LCA - Requirements and guidelines. 2006b.
- KALMYKOVA, Y.; et al. Circular economy – From review of theories and practices to development of implementation tools. *Res., Con. and Rec.*, v. 135, p. 190–201, 2018.
- KURSUN, B et al. J. Life cycle and emergy based design of energy systems in developing countries: Centralized and localized options. *Eco. Mod.*, v. 305, p. 40–53, 2015.
- LI, D.; WANG, R. Hybrid Emergy-LCA (HEML) based metabolic evaluation of urban residential areas: The case of Beijing, China. *Eco. Compl.*, v. 6, n. 4, p. 484–493, 1 dez. 2009.
- LIU, Z. et al. hybrid model of LCA and emergy for co-benefits assessment associated with waste and by-product reutilization. *J. of C. Prod.*, v. 236, p. 117670, 2019b.
- NICCOLUCCI, V. et al. LCA (LCA) combined with EMergy evaluation for a better understanding of the environmental aspects associated with a crystal glass supply chain. *ECOSUD 2009*
- ODUM, H. *Environmental Accounting. Emergy and Environmental Decision Making.* [s.l.] John Wiley & Sons, 1996.
- PATTERSON, M et al.. Is there more in common than we think? Convergence of ecological footprinting, emergy analysis, LCA and other methods of environmental accounting. *Eco. Mod.*, v. 362, p. 19–36, 2017.
- RUGANI, B.; BENETTO, E. Improvements to emergy evaluations by using LCA. *Env. Sci and Tech.*, v. 46, p. 4701–4712, 2012.
- ULGIATI, S., et al. Overcoming the inadequacy of single-criterion approaches to LCA. *Eco. Mod.*, v. 190, p. 432–442, 2006.
- WANG, X, et al.: Sustainability evaluation of the large-scale pig farming system in North China: an emergy analysis based on LCA. *J. of C. Prod.*, v. 102, p. 144–164, 2015.

## Avaliação Consequencial do Ciclo de Vida do Diesel Tipo B brasileiro

Henrique Leonardo Maranduba<sup>1,2</sup>

Rosenira Serpa da Cruz<sup>2</sup>

José Adolfo de Almeida Neto<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Instituto Federal da Bahia – IFBA, Campus Jequié

<sup>2</sup> Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC, Campus Ilhéus

[henrique.leo@gmail.com](mailto:henrique.leo@gmail.com)

### Resumo

A economia mundial está dependente de fontes de energia não-renováveis e busca novas tecnologias e fontes alternativas para garantir seu futuro. O Brasil se destaca como um dos principais países na produção e uso de biodiesel. Programas de incentivo governamentais estimularam o desenvolvimento desse setor, destacando-se o vigente Programa Nacional de Produção e Uso do Biodiesel – PNPB. O PNPB introduziu, de fato, o biodiesel na matriz energética brasileira, além de estabelecer metas de aumento gradativo do biodiesel na mistura com o diesel fóssil, denominada diesel tipo B. Em 2016 com a ratificação do Acordo de Paris – COP 21, o Brasil assumiu o compromisso de reduzir em 37% as emissões de gases de efeito estufa (GEE) até o ano 2025 e em até 43% no ano de 2030, tendo como um dos planos o aumento para 18% da participação da bioenergia na matriz energética. Diante disso, representantes do setor de biodiesel divulgaram em 2016 um documento que analisava o aumento gradual do biodiesel na mistura com o diesel fóssil (conhecido como diesel A), considerando os mercados afetados e tendo como horizonte o ano de 2030. O cenário projetado pelo setor foi uma mistura com 20% de biodiesel, sendo este composto por 77% de soja, 8% de sebo bovino e 8% de palma. Este trabalho teve como objetivo avaliar as consequências ambientais do diesel tipo B projetado para ser utilizado no Brasil no ano de 2030, considerando o aumento na demanda e os dados marginais afetados. Para isso realizou uma Avaliação Consequencial do Ciclo de Vida para contabilizar os impactos ambientais prospectivos da mistura diesel+biodiesel (conhecida como diesel tipo B)

produzido e consumido no Brasil. Os resultados mostraram que a elevação da participação do biodiesel no diesel tipo B reduz e/ou evita impactos ambientais negativos nas categorias Mudanças Climáticas, Eutrofização, Ocupação de Área Agrícola e Demanda Acumulada de Exergia; em contrapartida, a mistura aumenta e/ou causa impactos negativos na categoria Transformação de Áreas Naturais.

**Palavras-chaves:** B20, Mudança no Uso da Terra, Demanda Acumulada de Exergia, biodiesel, COP 21.

### Introdução

A economia global está totalmente dependente de fontes de energia não renováveis, onde os combustíveis fósseis destacam-se com um papel proeminente. Entretanto, questões relacionadas à crescente escassez de recursos naturais e desvantagens ambientais associadas à produção e uso desse tipo de fonte de energia estão causando preocupação, principalmente no que diz respeito ao atendimento futuro da demanda mundial de energia.

Portanto, pesquisadores de todo o mundo têm se dedicado a desenvolver e identificar novas tecnologias alternativas e fontes de energia que possam manter as atividades humanas, ao mesmo tempo em que contribuem para reduzir os impactos ambientais negativos, principalmente os que se referem as emissões antrópicas de gases de efeito estufa (GEE) (MARANDUBA et al., 2015).

Com esta proposta, a biomassa tem sido apresentada como o recurso natural com maior potencial para suprir a demanda mundial de

energia (com elevado grau de renovabilidade e escala de produção), atendendo aos critérios de potencial redução de impactos ambientais, sociais e econômicos.

O Brasil é um dos maiores *players* mundiais na produção e uso da biomassa para a geração de energia e produção de combustíveis líquidos, como o biodiesel (BEA, 2015; DCR, 2016; MARANDUBA et al., 2016). O destaque brasileiro deve-se, principalmente, aos muitos incentivos governamentais para a produção e o uso de biocombustíveis, visando assim a redução da importação de diesel fóssil além do desenvolvendo regiões semiáridas em todo o país (GARCEZ; VIANNA, 2009; POUSA; SANTOS; SUAREZ, 2007; REPÚBLICA FEDERATIVA DO BRASIL, 2005).

O Programa Nacional de Produção e Uso de Biodiesel (PNPB), em vigor desde 2005, estabeleceu uma adição obrigatória e crescente de biodiesel no diesel fóssil (diesel A), formando uma mistura (*blend*) conhecida como "diesel B". Inicialmente, a composição dessa mistura era de 2% de biodiesel (B2), passando para B3, B4, B5, B6, B7, B8, B10 e B11 (com previsões já definidas na Despacho nº 621 da Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis - ANP, para atingir o B15) (ANP, 2019).

Em 2016, o governo brasileiro entregou à Organização das Nações Unidas (ONU) um documento afirmando o Acordo de Paris sobre Mudanças Climáticas (COP-21), reunião



ocorrida no ano anterior (ONU, 2015). Este documento estabeleceu a Contribuição Nacionalmente Determinada (CND), que alterou o status das metas do país para as emissões de GEE de "opcional" para "obrigatória". Portanto, o Brasil tem um compromisso internacional de reduzir as emissões de GEE em 37% até 2025 e 43% até 2030, considerando 2005 o ano de referência (APROBIO; UBRABIO; ABIOVE, 2016). Entre os principais planos do governo para atingir essas metas está o aumento de energia renovável na matriz energética nacional, sendo o biodiesel o principal biocombustível afetado.

Com base nesse compromisso, os produtores de biodiesel, por meio da Associação Brasileira dos Produtores de Biodiesel (APROBIO), da União Brasileira de Biodiesel e Bioquerosene (UBRABIO) e da Associação Brasileira das Indústrias de Óleo Vegetal (ABIOVE) apresentaram à Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis um documento com uma análise prospectiva do mercado brasileiro de biodiesel no ano de 2030. Este documento considera um cenário em que o diesel B será composto por 20% de biodiesel, sendo a palma a terceira matéria-prima mais importante da mercado brasileiro de biodiesel (APROBIO; UBRABIO; ABIOVE, 2016).

Este estudo tem como objetivo avaliar os principais impactos ambientais relacionados ao ciclo de vida do diesel B produzido e utilizado no Brasil em 2030, considerando na análise o cenário oficialmente proposto pelo setor produtivo, que inclui: mercado de matérias-

primas em 2030 (soja, sebo bovino e palma) e composição do diesel B (B20).

### Materiais e Métodos

Este estudo aplicou os princípios metodológicos do Pensamento do Ciclo de Vida para inventariar dados e realizar uma Avaliação Consequencial do Ciclo de Vida (ACV<sub>C</sub>), considerando não somente o aumento da demanda futura do diesel B, mas também a participação das matérias-primas e, conseqüentemente as externalidades desse mercado no ano de 2030.

Uma ACV<sub>C</sub> do berço ao túmulo foi realizada, considerando as definições padrões definidas pelas normas ISO 14040 e 14044 para a Avaliação do Ciclo de Vida atribucional (ACV) (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006) e as orientações para a internalização de mercados marginais de Ekvall e Weidema (2004), Schmidt (2008) e Weidema e Schmidt (2010).

A abordagem consequencial da ACV foi utilizada porque permite a identificação de *hotspots* em conjunto com a compreensão da magnitude das mudanças futuras na demanda (produção e consumo) do diesel B, incluindo os impactos nos mercados marginais afetados pela aumento e redução da utilização de determinadas matérias-primas agrícolas.

Sendo assim, as definições de objetivo e escopo são as seguintes:

- *Função*: transportar uma carga por uma determinada distância utilizando um veículo abastecido com diesel B.
- *Unidade funcional*: transportar uma carga de 1 tonelada por uma distância de 1 quilômetro utilizando um veículo abastecido com diesel B.
- *Fluxo de referência*: 1 caminhão EURO3 com porte de 16 toneladas abastecido com 6,84E-02 kg de B20 (1,37E-02 kg de biodiesel e 5,47E-02 kg de diesel A).
- *Mercado afetado*: óleos vegetais.
- *Segmentação geográfica*: mundo.
- *Produtos de mercados alternativos*: plantas oleaginosas (terrestres ou aquáticas) com domínio tecnológico para cultivo e extração do óleo em larga comercial.
- *Propriedades obrigatórias consideradas*: óleos vegetais que isolados, ou combinados, possuam características que possibilitem a obtenção de biodiesel de acordo com a Resolução nº 7 da ANP de 2008 (ANP, 2008).
- *Procedimentos de alocação*: expansão de fronteira;
- *Escala de mudança*: o aumento na produção da mistura não afetará os parâmetros de mercado do biodiesel (ex: custos de produção). Sendo assim, a escala de mudança é pequena.
- *Horizonte temporal*: mudanças de médio e longo, pois o aumento na demanda de biodiesel afetará a capacidade de produção do produto, exigindo investimentos futuros,

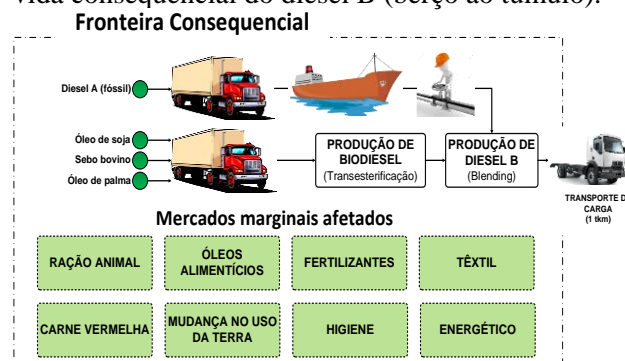
principalmente relacionados à ampliação da área agrícola.

- *Tipo de mudança:* interferência nos mercados de alimentação humana (óleos alimentícios), animal (ração) e higiene (sabão).
- *Tendência de mercado:* aumento na demanda.
- *Existência de restrições:* disponibilidade de terras agricultáveis (e custos envolvidos com uma potencial expansão); aumento de produtividade; capacidade do mercado de absorver os coprodutos gerados pelos sistemas de produtos envolvidos.
- *Fronteira do sistema:* impactos causados desde a extração das matérias-primas da fase agrícola até a combustão da mistura no motor (berço ao túmulo) + impactos causados pelos coprodutos + impactos causados pela expansão de área agrícola nos respectivos ciclos de vida afetados.
- *Categorias de impacto (ponto médio):* As categorias de impacto escolhidas foram baseadas na relevância dos indicadores para a análise de produtos com fase agrícola inclusos na fronteira do sistema. Assim sendo, Mudanças Climáticas - MC (requisitos da COP 21); Eutrofização de Água Doce - EAD (considerando o trade-off “fertilizantes versus emissões para a água”); Ocupação de Terras Agrícolas - OAG e Transformação Natural de Terras - TAN (expansão prospectiva cultivo agrícola em novas terras aráveis). O DAEx foi usado para medir a energia útil que pode ser convertida em trabalho.
- *Métodos de impacto:* ReciPe Midpoint (H) (GOEDKOOP; HUIJBREGTS, 2013) e

Demanda Acumulada de Exergia - DAEx (BÖSCH et al., 2007).

- *Base de dados:* Ecoinvent 3 - consequencial.

**Figura 1** – Fluxograma simplificado da fronteira do sistema considerada neste estudo para o ciclo de vida consequencial do diesel B (berço ao túmulo).



## Resultados e Discussão

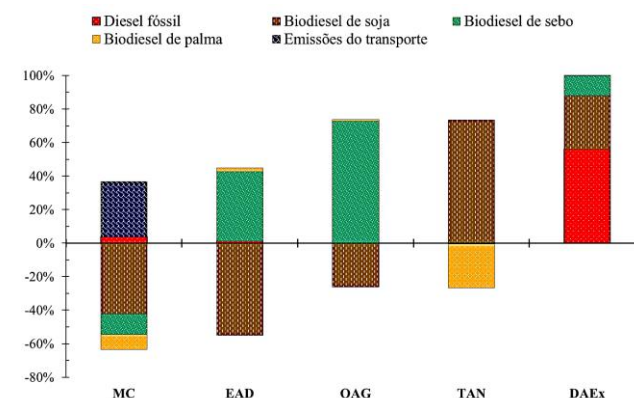
Considerando a categoria MC, a etapa de “Emissões do transporte” destacou-se nos impactos negativos causados dentro da fronteira consequencial do sistema com quase 90% das emissões de GEE ( $9,67E-02$  kg  $CO_2$ -eq.tkm<sup>-1</sup>), enquanto os outros 10% das emissões causadas se concentraram na etapa de produção do diesel fóssil ( $1,10E-02$  kg  $CO_2$ -eq.tkm<sup>-1</sup>).

Já as etapas de produção do “Biodiesel de soja”, “Biodiesel de sebo bovino” e “Biodiesel de palma” evitaram emissões de GEE dentro da fronteira consequencial. O biodiesel de soja apresentou-se como a principal etapa de impacto positivo, contribuindo com  $-1,24E-01$  kg  $CO_2$ -eq.tkm<sup>-1</sup> (66,42% das emissões evitadas), seguida

pelos biodiesel de sebo bovino com  $-3,68E-02$  kg  $CO_2$ -eq.tkm<sup>-1</sup> (19,70% das emissões evitadas) e o biodiesel de palma com  $-2,59E-02$  kg  $CO_2$ -eq.tkm<sup>-1</sup> (13,88% das emissões evitadas).

O comportamento dos impactos no ciclo de vida consequencial do diesel B pode ser visualizado na Figura 2.

**Figura 2** - Análise de contribuição dos impactos ambientais negativos/causados (> 0%) e positivos (evitados) (< 0%) no ciclo de vida consequencial do diesel B (B20), considerando as condições de mercado no Brasil em 2030.



O coproduto “Farelo de soja” afetou o mercado global de ração animal, evitando a produção de 0,0419 kg de ração protéica e, conseqüentemente, a emissão marginal de 0,09 kg  $CO_2$ -eq.tkm<sup>-1</sup>. Nesta cadeia produtiva, é possível destacar dois mercados agrícolas: cevada e soja. O mercado marginal global da cevada foi afetado pelo aumento da demanda de grãos de cevada (0,107 kg), enquanto o mercado de soja foi afetado pela produção evitada de farelo de soja no mercado global (-0,09 kg). A produção de bovinos de

corde, considerando criação e engorda contribuiu com um impacto negativo de  $0,329 \text{ kg CO}_2\text{-eq.tkm}^{-1}$ . Enquanto isso, a carne produzida pelo abate de bovinos, vacas e novilhas afetou o mercado de carne de animais com uma oferta de  $0,06 \text{ kg}$  de carne vermelha. No balanço final, a mistura diesel B apresentou um impacto ambiental evitado de  $-7,90\text{E-}02 \text{ kg CO}_2\text{-eq.tkm}^{-1}$  dentro da fronteira consequencial.

Com relação as categorias EAD e OAG, o comportamento apresentou-se semelhantes: as etapas produção do “*Diesel fóssil*”, “*Biodiesel de sebo*” e “*Biodiesel de Palma*” causaram impactos ambientais negativos, enquanto a etapa de produção do “*Biodiesel de soja*” evitou impactos ambientais negativos dentro da fronteira consequencial do Diesel B.

A produção de “*Biodiesel de sebo*” apresentou-se como a principal etapa negativa, tanto em EAD ( $1,09\text{E-}05 \text{ kg P-eq.tkm}^{-1}$  ou 92,05%) quanto OAG ( $8,22\text{E-}02 \text{ m}^2\text{a.tkm}^{-1}$  ou 98,50%); vindo a fase de produção de “*Biodiesel de palma*” logo após (EAD:  $6,02\text{E-}07 \text{ kg P-eq.tkm}^{-1}$  ou 5,09% | OAG:  $1,11\text{E-}03 \text{ m}^2\text{a.tkm}^{-1}$  ou 1,33%) e “*Diesel fóssil*” (EAD:  $3,38\text{E-}07 \text{ kg P-eq.tkm}^{-1}$  ou 2,86% | OAG:  $1,39\text{E-}04 \text{ m}^2\text{a.tkm}^{-1}$  ou 0,17%) logo em seguida.

A produção de “*Biodiesel de soja*” foi a única etapa que apresentou impacto negativo evitado dentro da fronteira consequencial do sistema tanto em EAD ( $-1,45\text{E-}05 \text{ kg P-eq.tkm}^{-1}$ ) quanto em OAG ( $-2,96\text{E-}2 \text{ m}^2\text{a.tkm}^{-1}$ ).

O farelo de soja produzido como coproduto do Diesel B reduziu em  $0,0466 \text{ kg}$  a demanda de farelo, e conseqüentemente o cultivo de soja, no mercado global de ração animal ( $-1,64\text{E-}05 \text{ kg P-eq.tkm}^{-1}$ ). No entanto, a produção de grãos de cevada aumentou em  $0,197 \text{ kg}$ , o que significou um aumento na eutrofização ( $1,53\text{E-}5 \text{ kg P-eq.tkm}^{-1}$ ). Já a produção de  $0,0555 \text{ kg}$  de carne bovina em peso vivo (bois, vacas e novilhas) contribuiu para um aumento na eutrofização dentro da fronteira consequencial ( $1,39\text{E-}4 \text{ kg P-eq.tkm}^{-1}$ ).

Todo o impacto negativo causado em OAG deve-se à cadeia do biodiesel, sendo  $8,22\text{E-}02 \text{ m}^2\text{a}^{-1}$  atribuído ao cultivo de pastagens da cadeia de produção do sebo bovino e  $1,11\text{E-}03 \text{ m}^2\text{a}^{-1}$  à expansão do cultivo de óleo de palma. A produção de peso vivo de bovinos ocupou  $-0,936 \text{ m}^2\text{a}^{-1}$ , enquanto que a carne produzida pelo abate de bovinos, vacas e novilhas afetou o mercado de carne animal, causando a ocupação de  $1,040 \text{ m}^2\text{a}^{-1}$ .

Os farelos de palma e caroços produzidos como coprodutos da palma evitaram a produção marginal de  $0,0419 \text{ kg}$  de ração animal no mercado global ( $-0,105 \text{ m}^2\text{a}^{-1}\text{.tkm}^{-1}$ ). Esses coprodutos diminuíram também a produção de  $0,0466 \text{ kg}$  de farelo de soja no mercado global ( $-0,223 \text{ m}^2\text{a}^{-1}$ ), ao mesmo tempo em que houve um aumento de  $0,107 \text{ kg}$  de grão de cevada no mercado global ( $0,118 \text{ m}^2\text{a}^{-1}$ ). No balanço, o diesel B apresentou um impacto evitado de  $-2,69\text{E-}06$  em EAD e um impacto causado de  $2,03\text{E-}07 \text{ m}^2\text{a.tkm}^{-1}$  na categoria OAG.

Na categoria TAN as etapas apresentaram um comportamento diferente em relação ao que apresentaram em EAD e OAG. A etapa de produção do “*Biodiesel de soja*” apresentou-se com quase a totalidade do impacto ambiental negativo causado dentro da fronteira consequencial do sistema ( $3,19\text{E-}03 \text{ m}^2\text{.tkm}^{-1}$ ); já os impactos negativos evitados deram-se quase que exclusivamente pela etapa de produção do “*Biodiesel de palma*” ( $-1,14\text{E-}03 \text{ m}^2\text{.tkm}^{-1}$ ).

Os coprodutos da fase agrícola, associados à glicerina produzida na transesterificação, contribuíram para uma oferta de  $0,0419 \text{ kg}$  de ração animal e, conseqüente redução na mesma proporção de ração produzida no mercado global ( $-8,41\text{E-}05 \text{ m}^2\text{.tkm}^{-1}$ ), principalmente por afetar a produção de soja em outros países. No balanço, o diesel B apresentou um impacto causado de  $2,05\text{E-}03 \text{ m}^2\text{.tkm}^{-1}$  na categoria TAN.

A categoria DAEx foi a única que apresentou impacto ambiental negativo causado, em todas as etapas do ciclo de vida consequencial do diesel B: “*Diesel fóssil*” ( $1,86 \text{ MJ}_{\text{ex-eq.tkm}^{-1}}$  ou 56,03%), “*Biodiesel de soja*” ( $5,95\text{E-}01 \text{ MJ}_{\text{ex-eq.tkm}^{-1}}$  ou 31,97%), “*Sebo bovino*” ( $2,19\text{E-}01$  ou 11,77%) e produção do “*Biodiesel de palma*” ( $4,22\text{E-}03$  ou 0,23%). No balanço, o diesel B apresentou uma demanda acumulada de exergia de  $1,86 \text{ MJ}_{\text{ex-eq.tkm}^{-1}}$ .

Os coprodutos farelo (soja e palma) e glicerina afetaram diretamente o mercado de ração animal, evitando a produção de  $0,09 \text{ kg}$  no mercado global ( $-2,40 \text{ MJ}_{\text{ex-eq.tkm}^{-1}}$ ) e aumentando a

demanda de farelo de cevada no mercado global em 0,11 kg (3,12 MJ<sub>ex</sub>-eq.tkm<sup>-1</sup>). Já a carne produzida pela cadeia do biodiesel de sebo evitou a produção de 0,06 kg de carne vermelha produzida no mercado global. Como a carne vermelha produzida no mercado global apresenta impacto positivo na categoria DAEx, sua não produção causou aumento na demanda exérgica dentro da fronteira consequential (2,75 MJ<sub>ex</sub>-eq.tkm<sup>-1</sup>).

### Análise de sensibilidade

O estudo considerou ainda uma análise de sensibilidade para avaliar os encargos em um cenário prospectivo onde em 2030 o B25 seria adotado (possibilidade otimista, identificada pelos produtores nacionais de biodiesel) em comparação com o cenário base B20 (APROBIO; UBRABIO; ABIOVE, 2016).

**Tabela 1** - Impactos ambientais do ciclo de vida consequential do diesel B, considerando os cenários B20 e B25; indicadores de ponto médio do método ReCiPe Midpoint (H) V1.12 /World Recipe H (MC, EAD, OAG e TAN) e Cumulative Exergy Demand V1.05 (DAEx), intervalo de confiança de 95% com 10000 iterações no Método de Monte Carlo.

Categorias de impacto	B20 (A)	B25 (B)	Probabilidade (%)	
			B25 < B20	B25 ≥ B20
<b>MC</b> (kg CO <sub>2</sub> -eq.tkm <sup>-1</sup> )	-7,90E-02	-1,32E-01	100,00	0,00
<b>EAD</b> (kg P-eq.tkm <sup>-1</sup> )	-2,69E-06	-3,47E-06	61,90	38,10
<b>OAG</b> (ha.a.tkm <sup>-1</sup> )	5,38E-06	6,72E-06	22,40	77,60
<b>TAN</b> (ha.tkm <sup>-1</sup> )	2,03E-07	2,54E-07	2,10	97,90
<b>DAEx</b> (MJ <sub>ex</sub> -eq.tkm <sup>-1</sup> )	1,86	2,00	28,90	71,10

Conforme mostrado na Tabela 1, o aumento de 5% de biodiesel no diesel B, alterando a mistura para B25, pode aumentar os encargos negativos no ciclo de vida do diesel B nas categorias OAG e TAN (em 25%) e DAEx (em 8%). Considerando a probabilidade estatística, somente no TAN é possível concluir que há mais impactos negativos quando o percentual de biodiesel é aumentado no diesel B (probabilidade superior a 95% de que B25 necessite transformar terras mais naturais do que B20); OAG e DAEx apresentaram resultados estatísticos imprecisos para afirmar que B25 será mais impactante do que B20.

Em relação às demais categorias, os resultados apontaram uma tendência oposta, com uma potencial redução de carga no ciclo de vida do diesel B, quando a concentração de biodiesel é aumentada. Em MC, a redução na emissão de GEE pode chegar a 67% quando o diesel B muda de B20 para B25, enquanto no EAD a redução chega a 29% nas mesmas condições.

Com a análise estatística, os resultados no DAE são imprecisos (probabilidade <95%).

Por outro lado, o B25 apresentou 100% de probabilidade de emitir menos GEE que o B20. Isso significa que aumentar a participação do biodiesel, nas condições de mercado futuro consideradas neste estudo, pode contribuir para reduzir as emissões de GEE dentro da fronteira consequential do diesel B produzido e consumido no Brasil.

### Conclusões

O aumento do biodiesel na mistura com o diesel fóssil contribuir com a redução das emissões de GEE dentro da fronteira consequential do sistema, bem como com a eutrofização em corpos hídricos.

O aumento do biodiesel na mistura com o diesel fóssil piora concomitantemente os impactos na categoria TAN, com potencial para piorar também o OAG e DAEx da fronteira consequential do diesel B.

As matérias-primas agrícolas consideradas nesse cenário prospectivo de produção apresentaram impactos ambientais positivos na categoria MC e *trade-offs* na EAD, OAG, TAN e DAE<sub>x</sub>.

## Referências Bibliográficas

ANP, A. N. de P. **DESPACHO Nº 621, DE 6 DE AGOSTO DE 2019**. . Brasil: [s.n.] , 2019

APROBIO; UBRABIO; ABIOVE. **Biodiesel : oportunidades e desafios no longo prazo**. . Brasília - DF: [s.n.], 2016.

BEA. Balanço Energético Nacional 2015:Ano Base 2014. **Empresa de Pesquisa Energética - EPE**, p. 291, 2015.

BÖSCH, M. E. et al. Applying cumulative exergy demand (CExD) indicators to the ecoinvent database. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 12, n. 3, p. 181–190, 2007. Disponível em: <<http://www.springerlink.com/index/10.1065/lca2006.11.282>>.

DCR. Boletim mensal dos combustíveis renováveis - Junho de 2016. **Boletim mensal dos combustíveis renováveis**, v. 100, n. Junho de 2016, p. 29, 2016.

EKVALL, T.; WEIDEMA, B. P. System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 9, n. 3, p. 161–171, 2004.

GARCEZ, C. A. G.; VIANNA, J. N. S. Brazilian Biodiesel Policy: Social and environmental considerations of sustainability. **Energy**, v. 34, n. 5, p. 645–654, 2009.

GOEDKOOP, M.; HUIJBREGTS, M. ReCiPe 2008. 2013.

ISO 14040. Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework., p. 28, 2006.

ISO 14044. Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines., p. 54, 2006.

MARANDUBA, H. L. et al. Improving the energy balance of microalgae biodiesel: Synergy with an autonomous sugarcane ethanol distillery. **Energy**, v. 115, p. 888–895, 2016.

\_\_\_\_\_. Reducing the life cycle GHG emissions of microalgal

biodiesel through integration with ethanol production system. **Bioresource Technology**, v. 194, p. 21–27, out. 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2015.06.113>>.

ONU. **Adoção do Acordo Paris - COP 21: Convenção Quadro sobre Mudança do Clima**. . Paris: [s.n.] , 2015

POUSA, G. P. a. G.; SANTOS, A. L. F.; SUAREZ, P. a. Z. History and policy of biodiesel in Brazil. **Energy Policy**, v. 35, n. 11, p. 5393–5398, nov. 2007. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S030142150700211X>>. Acesso em: 22 jul. 2014.

REPÚBLICA FEDERATIVA DO BRASIL. **Decreto nº 11097, de 2005 - Programa Nacional de Produção e Uso do Biodiesel – PNPB**. . Brasília - DF, Brasil: Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Disponível em: <<http://www2.camara.leg.br/legin/fed/lei/2005/lei-11097-13-janeiro-2005-535383-norma-pl.html>>. , 2005

WEIDEMA, Bo P. et al. Carbon Footprint. **Journal of Industrial Ecology**, v. 12, n. 1, p. 3–6, 21 fev. 2008. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1530-9290.2008.00005.x>>. Acesso em: 17 jul. 2014.

WEIDEMA, Bo P.; SCHMIDT, J. H. Avoiding Allocation in Life Cycle Assessment Revisited. **Journal of Industrial Ecology**, v. 14, n. 2, p. 192–195, mar. 2010. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1530-9290.2010.00236.x>>.

WEIDEMA, Bo Pedersen; SCHMIDT, J. H.; HEIJUNGS, R. Generalized Make and Use Framework for Allocation in Life Cycle Assessment. **Journal of Industrial Ecology**, v. 14, n. 2, p. 335–353, 2010.

## ***Avaliação da sustentabilidade dos cenários de expansão da matriz elétrica nacional: uma proposição metodológica que integra a abordagem de ciclo de vida com a lógica nebulosa***

João Gabriel Gonçalves de Lássio<sup>1</sup>

Denise Ferreira de Matos<sup>1</sup>

Alessandra Magrini<sup>1</sup>

David Alves Castelo Branco<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Programa de Planejamento Energético da COPPE/UFRJ  
joao.gabriel@ppe.ufrj.br

### **Resumo**

*O paradigma de desenvolvimento centrado na sustentabilidade vem tornando prioritária a consideração de questões socioambientais ao longo da cadeia de produção de energia. Dentro desse contexto, o presente artigo fornece uma análise dos nove cenários apresentados pelo Plano Decenal de Expansão de Energia 2027 (PDE 2027) para o parque gerador de energia elétrica nacional, através de uma metodologia que integra a Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV) com a Lógica Nebulosa (LN). Enquanto a ASCV permite avaliar a cadeia produtiva completa das diferentes tecnologias de geração de energia elétrica segundo critérios ambientais, sociais e econômicos; a LN fornece apoio à interpretação dos resultados por meio da formulação de indicadores e de um índice de sustentabilidade. Nessa análise, foi definido como unidade funcional 1 kWh gerado a partir do conjunto de fontes de energia previsto em cada cenário do PDE 2027. Foram utilizados dados da literatura, o banco de dados Ecoinvent 3.5 e os métodos de cálculo ReCiPe 2016 e USEtox 2. Os resultados apontam que os cenários com os melhores desempenhos estão associados a uma maior participação de fontes renováveis. Tais resultados não têm a pretensão de apontar o caminho mais adequado para o parque gerador de energia elétrica já que para isso é necessário considerar outros fatores, além dos considerados neste*

*artigo. Além disso, a LN se revela como uma ferramenta de grande utilidade à integração de indicadores.*

**Palavras-chaves:** *Avaliação do Ciclo de Vida; Lógica Nebulosa; Planejamento Energético; Sustentabilidade.*

### **Introdução**

Embora a matriz de oferta nacional de energia seja composta por uma parcela significativa de fontes renováveis, sua maior parte (cerca de 60%) é representada por fontes não renováveis de energia (Brasil, 2019). Soma-se a isso o fato de o Brasil integrar o grupo de países em desenvolvimento e propulsores da ampliação da oferta mundial de energia. Somente na última década, o país experimentou um aumento anual médio de quase 2% na sua oferta de energia. Uma evolução semelhante é esperada para os próximos dez anos (Brasil, 2019).

Esse cenário nacional vai de encontro com os compromissos firmados pelo Brasil no âmbito do Acordo de Paris. No sentido de contribuir aos esforços para limitar o aumento da temperatura média global em 2°C, em relação aos níveis pré-industriais, o país se propôs a reduzir suas emissões de gases de efeito estufa (GEE) em 37% abaixo dos níveis de 2005, em 2025 (Brasil, 2016). No entanto, projeções apontam que a ampliação da oferta interna de energia está atrelada a um aumento anual de emissões de GEE de 1,6%, devido a produção e ao uso de energia, totalizando cerca de 513 Mt de CO<sub>2</sub> no final de 2027 (Brasil, 2019).

Diante dessa conjuntura, está previsto um aumento da participação de fontes renováveis na matriz energética nacional uma vez que as mesmas contribuem para a geração de energia com baixas emissões de GEE. A expectativa é que essas fontes alcancem o patamar de 48%, até meados de 2030. No que diz respeito a matriz elétrica, estima-se que a parcela dessas fontes (excluindo usinas hidrelétricas de médio e grande portes) deverá saltar de 22% para 32% no mesmo período (Brasil, 2019). Esse novo perfil da matriz elétrica nacional, combinado com os atuais imperativos de sustentabilidade, demanda uma atualização do modo pelo qual planejamos o suprimento de energia elétrica futuro.

Envidar esforços nesse sentido requer, antes de tudo, uma observação mais nuançada sobre o ciclo de vida (CdV) integral das tecnologias de geração de energia elétrica. Diante disso, o presente artigo explora a integração da Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV) com a Lógica Nebulosa (LN) para avaliar, segundo critérios sociais, ambientais e econômicos, os nove cenários apresentados pelo Plano Decenal de Expansão de Energia 2027 (PDE 2027) para o parque gerador de energia elétrica nacional. Além de sinalizar os efeitos dessas visões de futuro sobre alguns temas relacionados a sustentabilidade e indicar aquelas que se mostram mais e menos sustentáveis, este artigo busca fornecer subsídios para o planejamento de uma expansão da oferta de energia elétrica no país orientada pela sustentabilidade.

## Materiais e métodos

### *Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida*

Na esteira das discussões acerca da sustentabilidade, se dá alargamento do escopo da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), restrita a temas ambientais, no sentido de abarcar também aspectos sociais e econômicos, resultando, assim, na ASCV. Tal abordagem mais holística se revela particularmente interessante tanto para os atuais imperativos de sustentabilidade quanto para a diversificação da matriz elétrica nacional. Por um lado, é compatível com o conceito do *Triple Bottom Line* (Elkington, 1999). Por outro, é adequada às fontes renováveis de energia com forte potencial de desenvolvimento no país uma vez que a maior parte dos seus impactos não está concentrada na etapa de geração de energia, mas distribuída ao longo de suas cadeias produtivas (Laurent et al., 2017).

A abordagem de ASCV fornecida por Kloepffer (2008) é a mais empregada pela literatura e mobiliza a aplicação do trio ACV, Avaliação do Ciclo de Vida Social (ACV-S) e Custo do Ciclo de Vida (CCV). No entanto, a ausência de uma metodologia padronizada ou amplamente aceita coloca alguns desafios na condução de uma ASCV. O principal deles reside na integração dos resultados obtidos por essas três ferramentas. Como uma forma de superá-lo, alguns autores têm proposto a integração da ASCV com métodos de Apoio Multicritério à Decisão (AMD) (Kalbar & Das, 2020; Guinée, 2016).

### *Lógica Nebulosa*

Apesar do Processo de Análise Hierárquica (AHP) ser o método de AMD mais popular no âmbito da tomada de decisão acerca da sustentabilidade no setor energético, a LN, ou Lógica *Fuzzy*, (Zadeh, 1965) vem ganhando cada vez mais espaço já que consegue lidar com critérios qualitativos e a subjetividade inerente ao conceito de sustentabilidade (Wang et al., 2009). Em linhas gerais, a LN flexibiliza a ideia de pertinência de elementos aos conjuntos por meio da noção de grau de pertinência, sendo uma extensão da teoria clássica dos conjuntos que admite apenas valores booleanos (Zadeh, 1965).

Com relação à sua integração com a ASCV aplicada no setor energético, Hemdi et al. (2011) lançam mão de um método baseado na LN para selecionar a melhor opção de geração de energia elétrica sob uma perspectiva de CdV. Bitter et al. (2017) avaliam a sustentabilidade do CdV de fontes renováveis com o apoio da LN. Por fim, Kouloumpis & Azapagic (2018) integram a ACV, a ACV-S e o CCV por meio da LN visando avaliar a sustentabilidade da geração de energia elétrica a partir de diferentes fontes de energia.

### *Metodologia empregada na avaliação dos cenários do PDE 2027*

Para avaliar o desempenho dos nove cenários possíveis de expansão da geração de energia elétrica fornecidos pelo PDE 2027 sob uma ótica da sustentabilidade, o presente artigo integra a ASCV com a LN e segue a estrutura

metodológica fornecida pelas normas ISO 14.040 e 14.044.

Esses cenários correspondem a visões futuras para o parque gerador de energia elétrica do país baseadas em previsões da Empresa de Pesquisa Energética (EPE)<sup>1</sup>. Assim, visam “promover discussões que permitam o desenvolvimento de ações que devam ser tomadas para cada situação, além de enriquecer o processo de planejamento” (Brasil, 2018). Nesse sentido, exploramos as possibilidades de expansão da geração de energia elétrica de modo a avaliar seus efeitos sobre alguns temas relacionados a sustentabilidade. Consideramos a geração de 1 kWh de energia elétrica a partir do conjunto de fontes de energia adicionado no período 2022-2027. As fronteiras do estudo foram delimitadas do berço ao portão (ou seja, até a geração de energia elétrica, excluindo a sua transmissão e distribuição).

Os aspectos ambientais e parte dos sociais foram analisados a partir dos inventários de CdV de cada uma das tecnologias de geração de energia elétrica referente aos projetos previstos pelo PDE 2027 e contidos na base de dados *Ecoinvent 3.5*<sup>2</sup>. Em seguida, foram classificados e caracterizados segundo os métodos de cálculo *USEtox 2* (Rosenbaum et al., 2008) e *ReCiPe 2016* (Huijbregts et al., 2017) junto ao software *SimaPro 9.0*. Os demais aspectos foram obtidos na literatura disponível (Tabela 1).

<sup>1</sup>Para informações mais detalhadas dos cenários, ver Brasil (2018).

<sup>2</sup>Para quase todas as tecnologias foram utilizados inventários de CdV que refletem o contexto brasileiro. Para as tecnologias *solar fotovoltaica* e de *armazenamento*, foram utilizados inventários *Rest-of-the-World* (RoW).

Tabela 1: Informações sobre os critérios considerados na avaliação dos cenários por dimensão da sustentabilidade

Dimensão	Crítérios <sup>a</sup>	Perspectiva <sup>b</sup>	Unidade/kWh	Fonte dos dados	Referências <sup>c</sup>	
Ambiental	Aquecimento global	GWP	-	kg CO <sub>2eq.</sub>	ReCiPe 2016	Hemdi et al. (2011); Bitter et al. (2017); Kouloumpis & Azapagic (2018)
	Uso do solo	LAU	-	m <sup>2</sup> a crop <sub>eq.</sub>	ReCiPe 2016	Traverso et al. (2012); Ahmad & Tahar (2014); Bitter et al. (2017)
	Consumo de água	WAT	-	m <sup>3</sup>	ReCiPe 2016	Evans et al. (2009); Bitter et al. (2017); Corona & San Miguel (2019)
	Ecotoxicidade de água doce	FWT	-	PAF.m <sup>3</sup> .day	USEtox 2	Traverso et al. (2012); Castelazo & Azapagic (2014); Akber et al. (2017)
Social	Toxicidade humana	HTC	Sociedade	casos	USEtox 2	Castelazo & Azapagic (2014); Akber et al. (2017)
	Toxicidade humana (cancerígena)	HTn-C	Sociedade	casos	USEtox 2	Castelazo & Azapagic (2014); Akber et al. (2017)
	Equidade intergeracional	INE	Sociedade	Kg Cu <sub>eq.</sub>	ReCiPe 2016	Bitter et al. (2017); Castelazo & Azapagic (2014)
	Geração de empregos diretos	JOB	Sociedade	N.º de empregos	<sup>d</sup>	Maxim (2014); Bitter et al. (2017); Kouloumpis & Azapagic (2018)
Econômica	Período de retorno financeiro	PBP	Produtor	Anos	<sup>e</sup>	Amer & Daim (2011); Demirtas (2013); Li et al. (2017)
	Custo nivelado de energia	LCOE	Produtor	USD	<sup>e</sup>	Maxim (2014); Castelazo & Azapagic (2014); Bitter et al. (2017)

<sup>a</sup>: Os critérios foram selecionados com base em alguns dos temas socioambientais para gestão ambiental do setor energético apontados pelo PDE 2027 (Brasil, 2018); na necessidade de insumos materiais (aqui reportada como *INE*) para a produção de componentes das tecnologias de energia renovável com forte potencial de desenvolvimento no país; na disponibilidade de informações, sobretudo para os critérios sociais; e na capacidade de síntese e apoio das métricas *PBP* e *LCOE* em análises de viabilidade econômica; <sup>b</sup>: Diretrizes de UNEP/SETAC (2009) e Hunkeler et al. (2008); <sup>c</sup>: Alguns artigos que utilizam os critérios relacionados na ASCV de sistemas energéticos; <sup>d</sup>: Os dados referentes à *JOB* foram obtidos em Ram et al. (2019); <sup>e</sup>: Os dados referentes ao *PBP* e ao *LCOE* para as *Tecnologias de armazenamento* foram obtidos em Schmidt et al. (2019) e Mongird et al. (2019); e para as demais tecnologias em Tolmasquim (2016a; 2016b).

Cabe destacar que, neste artigo, a ACV-S está voltada para potenciais impactos sobre o bem-estar da sociedade, enquanto o CCV está focado na viabilidade econômica da expansão do parque gerador de energia elétrica nacional sob a perspectiva do empreendedor, sendo considerados somente custos internos.

De posse dessas informações, o presente trabalho propõe a obtenção de uma medida de mérito global de sustentabilidade para cada cenário. Nesse sentido, emprega a LN tanto para integração dos critérios ambientais, sociais e econômicos – gerando um indicador para cada dimensão ( $I_{Amb}$ ,  $I_{Soc}$  e  $I_{Eco}$ ); quanto para a integração desses indicadores – gerando um índice de sustentabilidade global (*ISG*). Os seus valores variam de 0 a 1, sendo 1 correspondente ao desempenho ótimo.

Para isso, o primeiro passo consiste na preparação dos dados por meio de uma

normalização interna de cada critério, que é definida pelas as Equações 1 ou 2 (Maxim, 2014), dependendo da sua correlação – direta ou inversa, respectivamente – com o *ISG*.

$$\text{Equação 1: } \overline{C}_{n,t} = (C_{n,t} - C_{n,\min}) / (C_{n,\max} - C_{n,\min})$$

$$\text{Equação 2: } \overline{C}_{n,t} = (C_{n,\max} - C_{n,t}) / (C_{n,\max} - C_{n,\min})$$

Onde  $\overline{C}_{n,t}$  corresponde ao valor normalizado do critério  $n$  obtido pela tecnologia  $t$ ;  $C_{n,t}$  ao valor obtido pela tecnologia  $t$  com relação ao critério  $n$ ; e  $C_{n,\max}$  e  $C_{n,\min}$  correspondem aos valores máximo e mínimo obtidos dentro do critério  $n$ ;

Em seguida, empregamos a LN cuja primeira etapa de raciocínio corresponde a *fuzzificação*, onde os dados das tecnologias referentes a cada critério são associados por meio de funções de pertinência as variáveis linguísticas *Baixo*, *Médio* e *Alto*<sup>3</sup>. Como segunda etapa, tem-se a *inferência fuzzy*, na qual as proposições

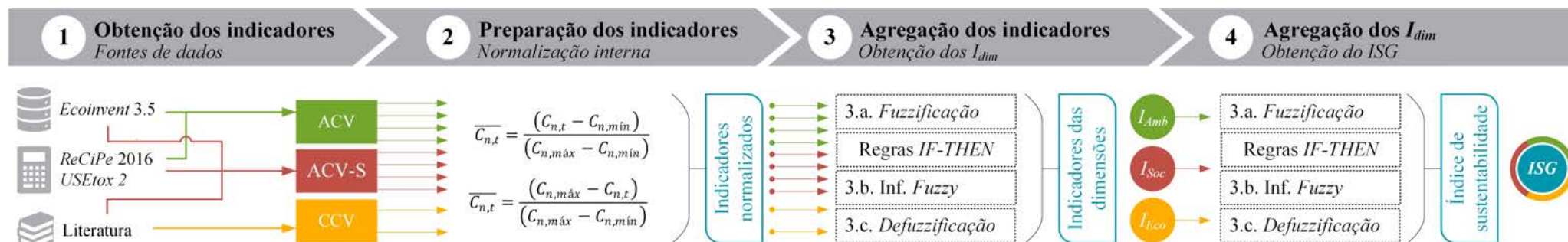
condicionais *IF-THEN* são definidas. A última etapa denominada *defuzzificação* converte as regiões *Baixo*, *Baixo-médio*, *Médio*, *Alto-Médio* e *Alto* em valores para a variável de saída do sistema, a qual é tomada como indicadores das dimensões. O mesmo processo é aplicado na transformação dos indicadores das dimensões para o *ISG* (Figura 1). Foram considerados pesos iguais para os diferentes critérios e dimensões. As manipulações matemáticas foram conduzidas junto ao software *MATLAB R2014a*.

De modo a favorecer a transparência dos resultados, propomos que os desempenhos normalizados dos cenários em cada critério, bem como seus  $I_{Amb}$ ,  $I_{Soc}$ ,  $I_{Eco}$  e *ISG*, sejam apresentados simultaneamente sob a forma de um gráfico radar.

<sup>3</sup>Os desempenhos dos cenários com relação a determinado critério foram utilizados para a definição do *universo de discurso* (valores mínimo e máximo) deste mesmo critério.



Figura 1: Metodologia empregada na avaliação da sustentabilidade dos nove cenários de expansão da oferta de energia elétrica apresentados pelo PDE 2027



**Resultados e discussão**

Na Tabela 2, é possível observar que os cenários 8, 9 e 1 se destacam ao obter como ISG os valores 0,74, 0,72 e 0,63, respectivamente. Já os cenários 3 e 4 apresentam os menores valores de ISG (0,20 e 0,38, respectivamente).

Tabela 2:  $I_{dim}$  e ISG dos cenários do PDE 2027

Cenários	$I_{Amb}$	$I_{Soc}$	$I_{Eco}$	ISG
Cenário 1	0,80	0,57	0,63	0,63
Cenário 2	0,78	0,53	0,38	0,55
Cenário 3	0,09	0,30	0,24	0,20
Cenário 4	0,25	0,41	0,38	0,38
Cenário 5	0,76	0,61	0,28	0,55
Cenário 6	0,28	0,58	0,65	0,55
Cenário 7	0,80	0,57	0,53	0,58
Cenário 8	0,75	0,49	0,79	0,74
Cenário 9	0,73	0,90	0,51	0,72

É possível ainda analisar o desempenho dos nove cenários em cada uma das três dimensões da sustentabilidade. Os cenários 1 e 7 são aqueles com melhor desempenho ambiental ( $I_{Amb1}=I_{Amb7}=0,80$ ), enquanto que o cenário 3 foi

aquele com pior desempenho ( $I_{Amb3}=0,09$ ). No que diz respeito à dimensão social, o cenário 9 se destacou ( $I_{Soc9}=0,9$ ) e o cenário 3 repetiu o pior desempenho ( $I_{Soc3}=0,30$ ). Na dimensão econômica, o cenário 8 obteve o maior  $I_{Eco}$  (0,79) e o cenário 3, o menor (0,24).

Os baixos desempenhos do cenário 3 podem estar associados à expansão de usinas termelétricas a carvão projetadas para o país pela EPE neste cenário (Brasil, 2018). Juntamente com o cenário 4, o cenário 3 é um dos únicos que prevê a expansão dessa tecnologia devido a restrição da expansão de gás natural. Em decorrência disso, esses dois cenários apresentam os piores desempenhos ambiental, social e de sustentabilidade. Vale destacar que ambos consideram também uma expansão significativa de tecnologias de armazenamento, as quais se encontram ainda cercadas de incertezas técnico-econômicas. Em decorrência disso, seus  $I_{Eco}$  (0,24 e 0,38, respectivamente) figuram entre os menores obtidos pelos nove cenários analisados.

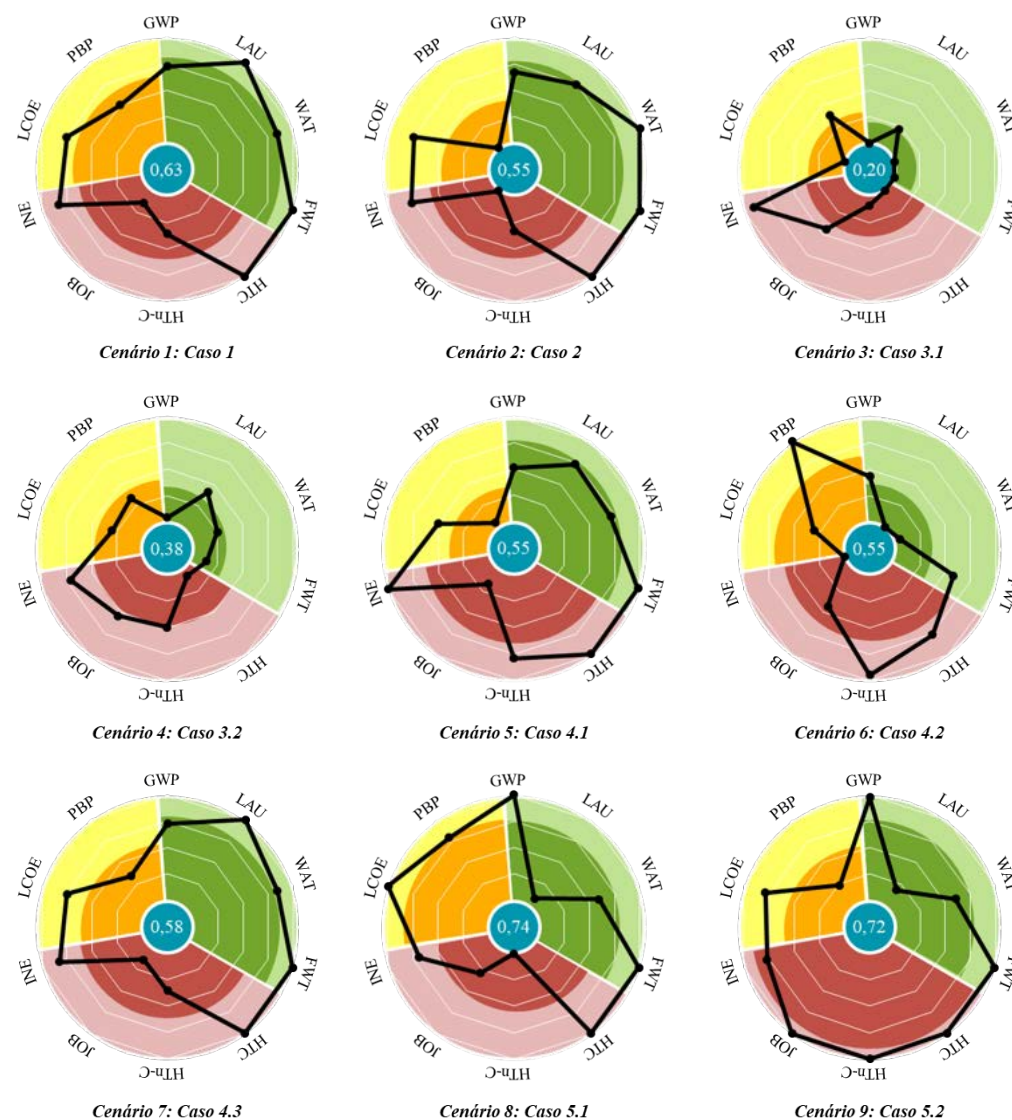
Quanto aos ISG mais altos, destacamos que os cenários 8 e 9 ostentam as maiores produções de energia a partir de fontes renováveis, em termos percentuais. As principais diferenças entre esses cenários residem no fato de que o cenário 9 considera não só uma diminuição expressiva do custo de investimento da opção fotovoltaica – acarretando em um aumento da sua expansão no mercado; como também uma maior expansão de centrais termelétricas de turbina a gás natural operando em ciclo simples.

Apesar da complexidade da presente análise, bem como a grande quantidade de variáveis envolvidas, é possível perceber também que os cenários que apresentam os melhores desempenhos ambiental, social, econômico e de sustentabilidade não prevêm a expansão de usinas termelétricas a carvão. Assim, todos os pontos aqui evidenciados denotam uma contraposição entre as fontes renováveis e o carvão, sendo as primeiras a opção que mais parece estar associada a um melhor desempenho em termos de sustentabilidade.

Dado que os resultados obtidos pela integração da ASCV com a LN são oriundos de processos de agregação de critérios e indicadores, é fundamental que o tomador de decisão esteja atento a “compensação” (*trade-offs*) entre os critérios. Em outras palavras, esse processo de agregação pode favorecer opções não balanceadas do ponto de vista da sustentabilidade, aquelas cujo desempenho é excelente sob um determinado aspecto, porém ruim nos demais. Sendo assim, um cenário que possua o maior *ISG* não é necessariamente o mais equilibrado. Tal fato indica uma das principais limitações da aplicação de métodos de AMD que contemplam a agregação de critérios.

Tendo consciência disso, propomos uma comunicação transparente dos resultados baseada em um gráfico radar, no qual é possível acessar simultaneamente os desempenhos normalizados dos cenários em cada critério, bem como seus  $I_{Amb}$ ,  $I_{Soc}$ ,  $I_{Eco}$  e  $ISG$  (Figura 2). Assim, embora o cenário 8 tenha obtido um *ISG* superior aos demais, é possível observar que o cenário 9 e, até mesmo, o cenário 1 poderiam ser apontados como os cenários mais adequados sob o ponto de vista da sustentabilidade. Isso porque ambos não apresentam desempenhos negativamente extremos como o cenário 8 (*HTn-C* e *LAU*). Diante disso, a utilidade do *ISG* pode residir em um filtro preliminar de uma análise mais profunda no sentido de indicar o cenário (ou em outra situação, a alternativa) mais conveniente em termos das questões de sustentabilidade consideradas.

Figura 2: Resultados da avaliação da sustentabilidade dos cenários do PDE 2027



Obs.: O setor circular verde corresponde à dimensão ambiental; o vermelho, à social; e o amarelo, à econômica. Quanto maior for a área em destaque do setor circular dedicado à dimensão, melhor será o desempenho do cenário na mesma. O valor dentro do círculo azul corresponde ao *ISG*.

## Conclusões

Ao avaliar os desempenhos dos nove cenários possíveis de expansão da geração de energia elétrica do PDE 2027 sob uma ótica da sustentabilidade, o artigo revelou que as fontes renováveis, além de contribuírem para redução de emissões de GEE, parecem desempenhar um papel importante nessa expansão. Contudo, não tem a pretensão de apontar o caminho mais adequado para o parque gerador de energia elétrica nacional já que para isso é necessário levar em conta também outros fatores, além dos considerados aqui, tais como macroeconômicos, técnicos, locais, de políticas públicas etc. Além disso, os cenários analisados não se caracterizam como alternativas, não estando, portanto, abertos à tomada de decisão.

A LN se revelou como uma ferramenta de grande utilidade à integração de indicadores. Além disso, seu raciocínio é compatível com padrões de qualidade socioambiental já estabelecidos e com a atribuição de pesos aos critérios.

Chamamos atenção também para a necessidade de o tomador de decisão estar atento à compensação entre critérios quando é confrontado com um processo de agregação dos mesmos. Isso porque tal procedimento pode favorecer opções não balanceadas. Embora tal preocupação não figure a maioria dos estudos disponíveis na literatura especializada, este artigo propôs apresentar os resultados sob um formato que favorece a transparência e a condução de análises intermediárias ao *ISG*.

Por fim, a integração da ASCV com métodos de AMD, tal como a NL, demonstrou um potencial ainda inexplorado para orientar o planejamento da expansão da oferta de energia elétrica no país na busca pela sustentabilidade.

## Referências bibliográficas

- Ahmad, S., Tahar, R. M. *Renewable Energy* (2014). <http://doi.org/10.1016/j.renene.2013.10.001>.
- Akber, M. Z., Thaheem, M. J., Arshad, H. *Energy Policy* (2017). <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2017.09.022>.
- Amer, M., Daim, T. *Energy for Sustainable Development* (2011). <http://dx.doi.org/10.1016/j.esd.2011.09.001>.
- Bitter, J., Printz, S., Lahl, K., Vossen, R., Jeschke, S. *Int Journal of Contemporary Energy* (2017). <http://doi.org/10.14621/ce.20170206>.
- Brasil (2016) Pretendida Contribuição Nacionalmente Determinada para a consecução do objetivo da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima.
- Brasil (2018) Plano Decenal de Expansão de Energia 2027. Ministérios de Minas e Energia (MME), EPE, Brasília: MME/EPE.
- Brasil (2019) Plano Decenal de Expansão de Energia 2029. Ministérios de Minas e Energia (MME), EPE, Brasília: MME/EPE.
- Corona, B., San Miguel, G. *Int Journal of Life Cycle Assessment* (2019). <http://doi.org/10.1007/s11367-018-1568-z>.
- Demirtas, O. (2013) Evaluating the Best Renewable Energy Technology for Sustainable Energy Planning. *Int Journal of Energy Economics and Policy*, Vol. 3, Special Issue, pp.23-33.
- Elkington, J. (1999) *Cannibals with forks: the triple bottom line of 21<sup>st</sup> century business*, Oxford:Capstone.
- Evans, A., Strezov, V., Evans, T. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (2009). <https://doi.org/10.1016/j.rser.2008.03.008>.
- Hemdi, A. R., Saman, M. Z. M., Sharif, S. *Int Journal of Sustainable Energy* (2011). <http://doi.org/10.1080/14786451.2011.605947>.
- Huijbregts, M., Steinmann, Z., Elshout, P., Stam, G. *Int Journal of Life Cycle Assessment* (2016). <http://doi.org/10.1007/s11367-016-1246-y>.
- ISO 14040 (2006) ISO 14040: Environmental management – Life Cycle Assessment: Principles and Framework, Geneva.
- ISO 14044 (2006) ISO 14044: Environmental management – Life Cycle Assessment: Requirements and Guidelines, Geneva.
- Hunkeler, D., Lichtenvort, K., Rebitzer, G. (2008) *Environmental Life Cycle Costing*. SETAC-Europe,
- Kalbar, P. P., Das, D. *LCSA for Decision-Making* (2020). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818355-7.00010-5>.
- Kloepffer, W. *LCSA of products* (2008). <https://doi.org/10.1065/lca2008.02.376>.
- Kouloumpis, V., Azapagic, A. *Sustainable Production and Consumption* (2018). <http://doi.org/10.1016/j.spc.2018.03.002>.
- Laurent, A., Espinosa, N., Hauschild, M. (2017) *LCA of Energy Systems*. 10.1007/978-3-319-56475-3\_26.
- Li, T., Roskilley, A. P., Wang, Y. *Applied Energy* (2017). <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.07.021>
- Maxim, A. *Energy Policy* (2014). <http://doi.org/10.1016/j.enpol.2013.09.059>.
- Mongird, K., Viswanathan, V., Balducci, P., Alam, J., Fotedar, V., Koritarov, V., Hadjerioua, B. (2019) *Energy Storage Technology and Cost Characterization Report*. U. S. Department of Energy.
- Ram, M., Aghahosseini, A., Breyer, C. *Technological Forecasting & Social* (2019). <http://doi.org/10.1016/j.techfore.2019.06.008>.
- Rosenbaum, R., Bachmann, T., Gold, L., Huijbregts, M., Joliet, O., Juaske, R., Koehler, A., Larsen, H., MacLeod, M., Margni, M., McKone, T., Payet, J., Schumacher, M., Meent, D., Hauschild, M. *Int Journal of Life Cycle Assessment* (2008). <http://doi.org/10.1007/s11367-008-0038-4>.
- Castelazo, E., Azapagic, A. *Journal of Cleaner Production* (2014). <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.05.061>.
- Schmidt, O., Melchior, S., Hawkes, A., Staffell, I. *Joule* (2019). <https://doi.org/10.1016/j.joule.2018.12.008>.
- Singh, A., Olsen, S. I., Pant, D. *Life Cycle Assessment of Renewable Energy Sources* (2013). [http://doi.org/10.1007/978-1-4471-5364-1\\_1](http://doi.org/10.1007/978-1-4471-5364-1_1).
- Traverso, M., Asdrubali, F., Francia, A., Finkbeiner. *Int Journal of Life Cycle Assessment* (2012). <http://doi.org/10.1007/s11367-012-0433-8>.
- Tolmasquim, M. (2016a) *Energia Renovável: Hidráulica, Biomassa, Eólica, Solar, Oceânica*. EPE: Rio de Janeiro, 452p.
- Tolmasquim, M. (2016b) *Energia Termelétrica: Gás natural, Biomassa, Carvão, Nuclear*. EPE: Rio de Janeiro, 417p.
- UNEP/SETAC. (2009) *Guidelines for S-LCA of Products*.
- Wang, J-J., Jing, Y-Y., Zhang, C-F., Zha, J-H. *Ren. and Sust. Energy Reviews* (2009). <http://doi.org/10.1016/j.rser.2009.06.021>.
- Zadeh, L. *Information and Control* (1965). [https://doi.org/10.1016/S0019-9958\(65\)90241-X](https://doi.org/10.1016/S0019-9958(65)90241-X).

## **Modelagem do quadro conceitual de ACV-social para o descomissionamento de sistemas submarinos offshore**

Leonardo Mangia Rodrigues<sup>1</sup>

Fernando Guilherme Tenório<sup>2</sup>

Dilma Lúcia da Costa Silva Pimentel<sup>3</sup>

Marcelo Igor Lourenço de Souza<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) <sup>2</sup>

Fundação Getúlio Vargas (FGV)

<sup>3</sup> Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)

<sup>4</sup> Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)

leonardo.mangia@sage.coppe.ufrj.br

**Resumo:** *O principal guia que aborda A Avaliação Social do Ciclo de Vida (ACV-Social), Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products, completou em 2019 dez anos de publicação. O tema ACV-Social vem sendo desenvolvidos mundialmente, em especial em na Europa. No Brasil, embora existam instituições de ensino que se destacam em pesquisas sobre Avaliação do Ciclo de Vida, o cenário específico em ACV-Social é pouco conhecido. Este trabalho tem como objetivo realizar a modelagem de um quadro conceitual que define as partes interessadas, categorias de impacto, subcategorias de impacto e indicadores na perspectiva da Avaliação Social do Ciclo de Vida utilizando-se, como objeto de pesquisa, o descomissionamento de sistemas submarinos offshore. Uma vez que não foram encontrados artigos de ACV-Social nesta área, a fonte da revisão da literatura foram os principais guias e relatórios referentes ao objeto de pesquisa. O presente estudo fornece uma base teórica para aplicações práticas no setor de óleo e gás offshore que podem ser generalizadas como um ponto de partida para a aplicação em ACV-Social para outros setores que trabalham com a temática de descomissionamento.*

**Palavras-chave:** *ACV-Social, Modelagem, Descomissionamento, Sistemas Submarinos, Offshore.*

### **Introdução**

A ação descomissionar é o processo que decide a melhor forma de fechar os poços, limpar, tornar a instalação segura, remover algumas ou todas as instalações e reutilizá-las ou eliminá-las conforme apropriado ao encerramento das operações no final da vida de um campo. Em função da complexidade de um processo dessa natureza, abrange as mais variáveis dimensões entre os quais destacam-se os ambientais, técnicos, econômicas e sociais. No presente artigo, a questão social será o objeto prioritário da descrição pretendida.

O pressuposto do presente artigo é subsidiar operadoras da área do petróleo no levantamento dos impactos sociais offshore, a partir da abordagem da Avaliação Social do Ciclo de Vida (ACV-Social), para que elas possam intervir de forma planejada, na solução ou previsão de situações sociais, negativas ou positivas, decorrentes do descomissionamento de sistemas submarinos offshore de exploração de petróleo.

### **Metodologia**

Nesta etapa foi realizada uma pesquisa bibliográfica em base de dados internacionais (Scopus, Web of science e Science Direct), utilizando as palavras-chave “Decommissioning”, “Oil and gas platforms” e “Socioeconomic analysis” “Social Life Cycle

Assessment” nos campos título, resumo e palavras-chave. Também foi incluído livros para a presente revisão. Além dos artigos, foram analisados relatórios referentes a processos de descomissionamentos.

Dado que não foi encontrado nenhum artigo de ACV-Social na temática relacionada a descomissionamento de sistemas submarinos offshore, foi utilizado como base para o estudo, trabalhos que tenham realizado estudos reais sobre o descomissionamento de sistemas submarinos offshore. Foram encontrados dois artigos: Fowler et al. (2014) e Kruse, Bernstein e Scholz (2015); e onze relatórios de operadoras do setor de petróleo e gás. Para o mecanismo de busca (string de busca) dos artigos, foram utilizados os mesmos do trabalho de Kruse et. al., neste caso, “Decommissioning”, “Oil and gas platforms” e “Socioeconomic analysis”.

Tendo em vista que a finalidade do artigo é criar um quadro conceitual capaz de modelar os subcritérios, variáveis e indicadores sociais referentes ao processo de descomissionamento, de sistemas submarinos offshore, foi realizado de todos os documentos encontrados e analisados os critérios sociais para a análise dos impactos sociais gerados por tais descomissionamentos (Tabela 1).

**Tabela 1: Artigos e Relatórios da revisão da literatura**

Artigos <sup>1</sup> Relatórios <sup>2</sup>	e	Critérios Utilizados
Fowler et al. <sup>1</sup>		Concessões fiscais / Oportunidades de emprego / Estímulo econômico /

	Impactos culturais / Acesso público / Sentimento público
<b>Kruse et al.<sup>1</sup></b>	Valores ecossistêmicos / Pesca de valor comercial / Pesca de valor recreacional / Valores de mergulho
<b>PTTEP<sup>2</sup></b>	Patrimônio/Herança Indígena / Patrimônio/herança não-indígena / Atividades de defesa / Pesca comercial – comunidade / Pesca comercial – Estado / Pesca tradicional e de subsistência / Atividades recreacionais e de turismo
<b>Shell U.K.<sup>2</sup></b>	Efeitos na pesca comercial / Emprego / Comunidades
<b>Bg Group<sup>2</sup></b>	Impacto comercial na pesca / Impacto socioeconômico nas comunidades e infraestrutura
<b>CNR International<sup>2</sup></b>	Impacto comercial sobre pesca / Impactos socioeconômicos sobre as Comunidades / Impactos socioeconômicos sobre infraestrutura
<b>INEOS<sup>2</sup></b>	Pesca e acesso ao transporte / Impactos sobre as comunidades (onshore) / Emprego local
<b>ITHACA<sup>2</sup></b>	Efeito residual na pesca, navegação ou outro acesso (incluindo cumulativo) / Comunidades costeiras
<b>MARATHON OIL<sup>2</sup></b>	O impacto sobre outros usuários do mar, principalmente a indústria pesqueira comercial / Impacto sobre as comunidades do entorno onshore / Emprego e oportunidades de desenvolvimento regional

<b>PERENCO<sup>2</sup></b>	Pesca e acesso ao transporte / Comunidades (onshore)
<b>REPSOL<sup>2</sup></b>	Pesca / Aquicultura / Custos, empregos e prestação de bens e serviços / Monumentos históricos / Transporte
<b>SPIRIT ENERGY<sup>2</sup></b>	Efeitos sobre atividades comerciais / Comunidades ou impacto nas comodidades / Emprego
<b>XODUS<sup>2</sup></b>	Indústria da pesca / Outros grupos

Após o levantamento da literatura que foi utilizada para a compreensão dos impactos gerados no sistema a ser analisado, foi realizado um workshop com especialistas e acadêmicos brasileiros do setor de petróleo e gás para a validação do protocolo de entendimento dos indicadores, assim como, da categoria de Stakeholder, subcategoria de impacto e indicadores do sistema proposto neste trabalho (tabela 2).

### Revisão da Literatura

Por indicador social entendemos “uma medida em geral quantitativa dotada de significado social substantivo, usada para substituir, quantificar ou operacionalizar um conceito social abstrato, de interesse teórico (para pesquisa acadêmica) ou programático (para formulação de políticas” Giovanni e Nogueira (2015).

Acompanhando o Dicionário de Políticas Públicas nas suas páginas de 459-460, várias poderiam ser as classificações de indicadores

sociais: segundo a área temática (ex. saúde, educação, mercado de trabalho, demografia, etc.); disponibilidade de recursos (indicadores-insumo); resultados de políticas de intervenção (indicadores-efeito); entregas de serviços (indicadores-processo). “Além disso, alguns autores diferenciam os indicadores-efeito de políticas e programas em indicadores de resultados (efeitos mais imediatos, ligados aos objetivos do programa) e indicadores de impacto (desdobramentos mais gerais, a serem alcançados no médio prazo, pelo conjunto de ações previstas ou não na política pública)”. Pretende-se do ponto de vista metodológico, a criação de indicadores que possam identificar as consequências, positivas ou negativas, a médio e longo prazo, provocadas pela desativação dos sistemas offshore as junto as comunidades correspondentes as respectivas áreas de ação de tais sistemas.

O artigo escrito por Fowler et. al (2013), reconhece a existências de inúmeras estruturas offshore de petróleo e gás pelo mundo que estão chegando ao seu fim do ciclo de vida e necessitarão passar pelo processo de descomissionamento nas próximas décadas. É apontada a complexidade desta ação e a impossibilidade de um resultado ideal nas esferas social, econômica, ambiental em todas as abordagens possíveis. Descreve um método de análise multicritério para avaliar e comparar opções de descomissionamento, onde adota critérios de seleção na esfera ambiental, social, econômica e de saúde e segurança. Aponta

também a necessidade da opinião de especialistas e stakeholders para lidar com as lacunas de conhecimento sobre os impactos ambientais.

O relatório elaborado pela PTTEP em 2015 detalha o status e a localização da infraestrutura desativada dentro dos campos de Jabiru e Challis, Austrália. Não é apresentado nenhum método decisório, apenas a descrição do cenário após o descomissionamento, a partir da observação de critérios ambientais, sociais e de risco. Para a elaboração do relatório foi consultado stakeholders governamentais, da indústria e das comunidades. Dois critérios apresentados como da esfera social não foram inseridos no modelo apresentado devido a maior convergência com fatores econômicos; os critérios excluídos foram: “exploração e produção de petróleo” e “portos e expedição comercial”.

O artigo de Kruze et. al. (2015) aponta que as 27 plataformas de petróleo e gás no sul da Califórnia chegarão ao fim de suas vidas úteis no intervalo dos anos de 2010 e 2015. Cita que independentemente do tipo de descomissionamento a ser realizado (remoção completa ou parcial), a combinação dos fatores ambientais, sociais e econômicos, associado aos riscos e oportunidades, traz complexidade ao processo devido aos grupos de stakeholders envolvidos.

O relatório produzido pela Shell U.K. (2017) relata o processo de descomissionamento do campo de Brent, aponta como critério o aspecto

social, e três subcritérios associados, efeitos na pesca comercial, emprego e comunidades. Neste relatório são considerados os efeitos onshore e offshore. O método de avaliação dos impactos considera pesos para cada um dos critérios selecionados de acordo com a opção de descomissionamento recomendada pela autoridade certificadora pelo processo.

Nos demais relatórios percebe-se que os impactos sobre a pesca e sobre as comunidades foram identificados de forma unânime (CNRI. 2013, Ineos. 2018, Ithaca. 2018, Repsol. 2017, Perenco & Tullow, Spirit Energy. 2018, Xodus. 2017). O impacto sobre as atividades turísticas foi sinalizado por apenas uma empresa

A avaliação social cria um efeito causa-consequência, onde o gerenciador da cadeia de valor identifica pontos críticos e realiza ações onde possam melhorá-los. Devem ser usadas informações do contexto, dados específicos do local para identificação de pontos críticos reais e concentração nas fases do ciclo de vida onde é possível ter maior controle (JOERGENSEN et al. (2011) como na fase de Descomissionamento.

A avaliação de impactos sociais é de grande valor para o gerenciamento de conflitos, principalmente na indústria extrativista (Prenzel e Vanclay, 2014).

Os impactos sociais, originados por ações realizadas pelas empresas, são mensurados a partir dos indicadores sociais, sendo estas evidências, subjetivas ou objetivas, quantitativa

ou qualitativas, relacionados a um conjunto de valores específicos, possuidores de um significado social uma vez que possuem um alto grau de dependência contextual (UNEP, 2009; FRANKS, 2011).

### **Protocolo Para Entendimento Dos Indicadores**

Neste estudo sugere-se que a análise do contexto social seja vista de forma mais estratégica, tendo como linha básica a concepção de que o engajamento tem outro significado além da identificação e comunicação unilateral com as partes interessadas.

Engajar neste caso, significa também entender o ponto de vista do outro, buscando o entendimento e o consentimento, de forma não só a respeitar os diversos atores, mas minimizar os riscos sociais de cada opção tecnológica em cada etapa do processo de descomissionamento: iniciação, planejamento, execução e encerramento.

Demandado pelo mercado financeiro e securitário face aos custos de atraso de projetos, a análise de riscos sociais associados às empresas, vêm sendo estudados e se tornaram aspectos relevantes a serem considerados na estratégia corporativa, sendo abordados no enfrentamento dos desafios práticos (ZAVADSKAS; TURSKIS; TAMOŠAITIENE, 2010; ESTEVES; GRAETZ; FRANKS, 2016; LIU et al., 2016). Todos os estudos citados anteriormente

reforçam importância da mitigação do risco social.

Neste sentido, uma questão a ser considerada quando se aborda a temática relacionada à mensuração dos impactos sociais, além do método utilizado na seleção dos indicadores, é a lista de informações preliminares que funcionam como fatores chave para uma análise eficaz. Os fatores chaves para cada indicador escolhido considerou as seguintes categorias de análise:

- Escopo
- Esfera/ Abrangência
- Dados
- Garantia da participação
- Interface com as diversas dimensões como a econômica e a ambiental

A relação de itens, contendo informações complementares para cada indicador, foi observada considerando antecedentes históricos, fundamentos teóricos, aplicação prática, dados já previamente levantados por outras áreas para que se possa construir uma visão crítica dos principais aspectos que as caracterizam e conseqüentemente a diminuição dos riscos quanto a subjetividade dos temas.

Apesar de termos total concordância com estas colocações, a complexidade de se fazer uma modelagem que possa ser utilizada em todo o território nacional, exigiu que algumas premissas precisassem ser elencadas sob o risco de sua não eficácia:

- Apenas os impactos sociais offshore são avaliados;
- Aspectos econômicos relacionados com o desenvolvimento da municipalidade não foram inseridos pois fazem parte de uma futura avaliação econômica;
- As boas práticas e legislações ainda vigentes, exigem a escuta dos futuros impactados;
- O público interno que tem acesso a informações relevantes da localidade onde será feito o descomissionamento e das temáticas relevantes de cada uma das dimensões (ambiental, social, técnica, econômica, etc.) das operadoras do Petróleo precisa ser ouvido;
- O local onde será realizado a análise social dos impactos afeta diretamente os resultados dos indicadores

### Resultados e Discussão

Dado os traços distintivos do descomissionamento de sistemas submarinos ao longo da costa brasileira, é necessário que haja uma perspectiva multidimensional ao invés de unidimensional. Significa dizer que a análise e planejamento do objeto de estudo – descomissionamento de sistemas offshore de exploração de petróleo, não deve estar subordinado exclusivamente a questão econômica e/ou ambiental como se costuma alentar. Uma leitura multicêntrica de mundo, portanto vis-à-vis ao estudo de

descomissionamento de sistemas submarinos de exploração de petróleo, envolve a implementação de um tipo de análise não orientada exclusivamente aos determinantes da questão econômica e/ou ambiental, mas de cenários sociais adequados as atividades comunitárias influenciadas pelos descomissionamento.

Devem ser usadas informações do contexto, dados específicos do local para identificação de pontos críticos reais e concentração nas fases do ciclo de vida onde é possível ter maior controle (JOERGENSEN et al. (2011), como na fase de Descomissionamento de sistemas submarinos offshore.

O objetivo do presente estudo é modelar o quadro conceitual de acv-social para o descomissionamento de sistemas submarinos offshore, a partir da identificação dos limites do sistema, categorias de stakeholders, subcategorias e indicadores.

A fronteira do sistema do modelo contempla a fase de fim de vida do ciclo de vida de sistemas submarino, neste caso, dutos submarinos usados na exploração e produção de petróleo no Brasil. Não foram considerados neste estudo os impactos gerados *onshore*, ou seja, os impactos gerados em terra firme.

A unidade funcional é responsável pela quantificação da utilidade do sistema do produto/serviço. Para o modelo proposto a unidade funcional foi definida como o

descomissionamento de 1 tonelada de duto submarino.

De acordo com o UNEP (2009), a categoria das partes interessadas é o ". . . aglomerado das partes interessadas que se espera que tenham interesses comuns, devido à sua relação semelhante aos sistemas de produtos investigados". A composição de cada uma das categorias foi descrito com base na revisão da literatura, e através de entrevistas com os atores do sistema. As partes interessadas incluídas no estudo foram:

**Sociedade:** Inclui a população e organizações, desde o nível micro (autoridades locais, sociedade civil organizada) até o nível macro (organismos nacionais e internacionais), das regiões que interagem de forma direta ou indireta com o sistema a ser avaliado.

**Comunidade Local:** Conjunto de pessoas que vivem numa mesma região com características históricas, sociais e culturais muitas vezes correspondentes aos limites administrativos definidos pela federação brasileira.

Dada a amplitude da costa brasileira, é possível dimensionar o contexto social como comunidades que de forma direta ou indireta são partes interessadas no processo de descomissionamento de estruturas submarinas.

Apesar do impacto social nos processos de descomissionamento de sistemas submarinos de extração de gás e óleo estarem condicionados a(s) alternativa(s) técnicas de descomissionamento (Abandono sem

inintervenção, com entrincheiramento, com deposição de rochas; Retirada por corte e elevação e Retirada por Bobina Reversa), apenas a atividade "movimentar a embarcação" afeta diretamente os públicos identificados. Na modelagem proposta os subcritérios são a representação das características sociais de maior importância a serem avaliadas dentro de cada critério, ou seja, representam as características sociais aplicáveis a serem avaliadas. As variáveis são as áreas onde os efeitos dos impactos sociais são percebidos, sejam eles positivos ou negativos.

A gestão social refere-se a um processo contínuo e dinâmico que envolve ações de planejamento, execução e avaliação de serviços e conquistas sociais e um compromisso de construir respostas às necessidades e expectativas sociais da população. Neste sentido, os indicadores sociais são fundamentais pois possibilitam informações importantes, que nos permite avaliar o status de efetivação dos objetivos pretendidos e nos dá dados fundamentais em relação ao planejamento de futuras ações.

Na metodologia, as subcategorias e os indicadores se apresentam com uma importância ainda maior, pois foram escolhidos também levando-se em conta a participação obrigatória de se ouvir diversas partes interessadas: interna – funcionários de várias áreas das operadoras e externa – representantes da sociedade como pescadores, sindicalistas e funcionários das prefeituras dos municípios

diretamente e indiretamente afetados entre outros.

A partir da definição das categorias de stakeholders, das subcategorias e do levantamento de indicadores a partir da literatura, da realização do workshop junto aos atores sociais e de *brainstormings*, chegamos ao sistema de indicadores propostos para projetos de descomissionamentos de equipamentos submarinos:

**Tabela 2: Categoria de Stakeholder, subcategoria de impacto e indicadores do sistema**

<i>Categoria de Stakeholders</i>	<i>Subcategoria</i>	<i>Indicadores</i>
Sociedade	Contexto Externo	Existência de ações judiciais
		Número de grupos de stakeholders impactados
		Criticidade de relacionamentos
Comunidade Local	Restrição a atividades pesqueiras	Tamanho da área impactada
		Tipo de pesca
		Número de pescadores afetados
		Tempo de restrição durante o descomissionamento
	Tempo de restrição após o descomissionamento	
		Tipo de atividade turística



	Restrição a atividades turísticas	Número de trabalhadores afetados diretamente
		Tempo de restrição
	Empregos diretos e indiretos	4.1 Número de empregos gerados
		4.2 Qualificação do emprego
		4.3 Tempo do projeto
		4.4 Número de desligamentos
		4.5 Localização dos empregos gerados

O elemento central do modelo está nas informações extraídas dos dados coletados de acordo com cada alternativa tecnológica a ser adotada e na maneira como os diferentes atores sociais estão alinhados de acordo com o objetivo e o escopo definido. As etapas do modelo proposto foram elaboradas com o objetivo de criar indicadores que possam refletir o contexto a ser estudado.

### Conclusões

O objetivo geral do trabalho foi contribuir, através da modelagem do sistema, da proposição das categorias e subcategorias de impacto, assim como a disposição de um sistema de indicadores para o entendimento dos impactos sociais do fim do ciclo de vida de sistemas submarinos *offshore*. A revisão da literatura mostrou que o descomissionamento

desse tipo de sistemas geram potenciais impactos sociais nas atividades de pesca, nas comunidades locais, seja na forma de geração ou perda de empregos, nas questões dos povos tradicionais e suas respectivas heranças culturais ou nas atividades referentes ao turismo.

Foi identificado a necessidade de articulação entre a sociedade civil organizada, operadoras da área do petróleo, organizações sem fins lucrativos e o governo para que as atividades referentes ao descomissionamento desse tipo de sistema, possa ser efetivamente colocado em prática. Para uma análise completa da sustentabilidade, torna-se necessário estudos de avaliação do ciclo de vida que avaliem a perspectiva ambiental e econômica.

Dado que não foram encontrados estudos na área de ACV-Social na temática referente ao descomissionamento de sistemas submarinos, as informações resultantes deste trabalho podem contribuir para o avanço desta área, uma vez que propõe um modelo que possa auxiliar a construção do Inventário do Ciclo de Vida, assim como a avaliação de impacto desse tipo de sistema.

### Referências

- CNRI. 2013. Murchison Decommissioning - Comparative Assessment Report. Technical Report. CNR International.
- Dunn, Louisa, Chris Wicks, and David Wilson. 2017. East Brae Sub-Structure Comparative Assessment. Technical Report. Marathon Oil.
- Fowler, AM, PI Macreadie, DOB Jones, and DJ Booth. 2014. "A multi-criteria decision approach to decommissioning of offshore oil and gas infrastructure." *Ocean & coastal management* 87: 20{29.

FRANKS, Daniel. Management of the social impacts of mining. In: DARLING, Peter. SME mining engineering handbook. 3rd. ed. New Jersey: SME, 2011. p. 1817-1825

Giovanni, Geraldo Di; Nogueira, Marco Aurélio. Dicionário De Políticas Públicas-2ª Edição. 2015.

Ineos. 2018. Windermere Decommissioning Project Comparative Assessment. Technical Report April. UK: INEOS UK SNS Limited.

Ithaca. 2018. Jacky Decommissioning Pipelines and Power Cable Comparative Assessment. Technical Report February. UK: Ithaca Energy (UK) Limited.

JØRGENSEN, Andreas.; DREYER, L, WANGEL, A. The effects of three diferentes SLCA methods. International Seminar on Social LCA. Montpellier, France, <http://social-lca-2011.cirad.fr/>, 2011.

KRUSE, S. A.; BEIN, B; SCHOLZ, A. J. Considerations in evaluating potential socioeconomic impacts of offshore platform decommissioning in California. *Integrated environmental assessment and management*, v. 11, n. 4, p. 572-583, 2015.

Perenco & Tullow .2014. Thames Area Decommissioning Environmental Impact Assessment. Technical Report. London: Perenco UK Limited & Tullow Oil SK Limited.

PRENZEL, Paula V.; VANCLAY, Frank. How social impact assessment can contribute to conflict management. *Environmental Impact Assessment Review*, New York, v. 45, p. 30-37, Feb. 2014.

PTTEP. PTT Exploration and Production Public Company Limited. Jabiru and Challis Fields (Decommissioned State) Environment Plan Summary. (2014).

Repsol. 2017. Rev UKCS Decommissioning Project. Technical Report. Repsol Norge AS.

Shell. 2017. Brent Field Decommissioning: Comparative Assessment Procedure. Technical Report. Shell U. K. Limited.

Spirit Energy. 2018. Bains Decommissioning Comparative Assessment. Technical Report. Spirit Energy Limited.

UNEP-SETAC. United Nations Environment Programme-Society of Environmental Toxicology and Chemistry. Guidelines for Social Life Cycle Assessment of products. United Nations Environment Programme, Paris. 2009.

Xodus. 2017. Osprey Field Subsea Infrastructure Comparative Assessment. Technical Report. Xodus Group Limited.

ZAVADSKAS, Edmundas Kazimieras; TURSKIS, Zenonas; TAMOŠAITIENE, Jolanta. Risk assessment of construction projects. *Journal of civil engineering and management*, London, v. 16, n. 1, p. 33-46, 2.



## Sessão 10

# Objetivos de Desenvolvimento Sustentável e Gestão do Ciclo de Vida no setor acadêmico



## Disseminação de conhecimento por meio de parceria na disciplina de AICV Avançada

Cássia Maria Lie Ugaya<sup>1</sup>, Maria Clea Figueiredo<sup>2</sup>, José Adolfo de Almeida Neto<sup>3</sup>, Luciano Brito Rodrigues<sup>4</sup>, Ana Laura Raymundo Pavan<sup>5</sup>, Natalia Crespo Mendes<sup>6</sup>, Edilene Pereira Andrade<sup>6</sup>, Henrique Maranduba<sup>7</sup>, Maira Caetano de Andrade<sup>8</sup>, Yara de Souza Tadano<sup>8</sup>

<sup>1</sup>UTFPR, R. Dep. Heitor Alencar Furtado, 5000, Bloco M, sala EM306-Cidade Industrial, Curitiba - PR, 81280-340

<sup>2</sup>Embrapa Agroindústria tropical, Av. dra Sara Mesquita 2270, Pici, 60511-110, Fortaleza, Ceará

<sup>3</sup>Universidade Estadual de Santa Cruz, campus Soane Nazaré de Andrade, Rodovia Jorge Amado, km 16, Ilhéus, 45662-900, Brasil

<sup>4</sup>Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, campus de Itapetinga, Rodovia BR 415, km 03, Itapetinga, Bahia, 45700-000, Brasil

<sup>5</sup>Katholieke Universiteit Leuven, Kasteelpark Arenberg 44, Leuven, 3001, Bélgica

<sup>6</sup>Institute of Agrifood Research and Technology, Torre Marimon, 08140 Caldes de Montbui, Barcelona, Spain/ Departament d'Enginyeria Química, Universitat Rovira i Virgili, Av. Països Catalans, 26, 43007 Tarragona, Spain

<sup>7</sup>Instituto Federal da Bahia - IFBA, Jequié Campus, Rua Jean Torres S/n - Bairro John Kennedy e Loteamento Cidade Nova, 45201-570, Jequié, Bahia, Brazil

<sup>8</sup>Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Rua Dr. Washington Subtin Chueire, 330, Jardim Carvalho, Ponta Grossa, 84017-220, Brasil

cassiaugaya@utfpr.edu.br

### Resumo

A existência de limitação no conhecimento de avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV) no Brasil pode ser constatada pela ausência de modelos de avaliação adequados ao contexto local e pelo número limitado de pesquisas nacionais voltadas ao desenvolvimento e aprimoramento de métodos e modelos de AICV. Modelos e fatores de caracterização regionalizados têm sido desenvolvidos isoladamente em alguns grupos de pesquisa nacionais, no entanto, restringindo-se a temas específicos. Para ampliar a difusão do conhecimento nesta área da ACV, foi realizada uma experiência de ofertar uma disciplina de AICV Avançada em parceria entre três programas de pós-graduação e com a participação de especialistas de diversas instituições

nacionais e internacionais. O material didático utilizado havia sido elaborado, validado e aprimorado pela Rede de Pesquisa em Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (RAICV). As aulas ocorreram simultaneamente e foram conectadas remotamente, por meio de videoconferências organizadas por categoria de impacto, contando com a participação de especialistas temáticos, seguidas por um período de realização de estudos dirigidos, e posterior apresentação e discussão conjunta. Do ponto de vista dos discentes e dos docentes, autores deste artigo, a avaliação da disciplina foi positiva, especialmente quanto ao nível técnico do conteúdo e à profundidade dos temas abordados, no entanto, muito concentrada. Do ponto de vista docente, a experiência mostrou o potencial de acelerar o avanço qualitativo na formação de profissionais especializados e a importância da interação e da cooperação. Em termos de desafios, houve paradas nas aulas devido à baixa qualidade da conexão em alguns locais e pouca interação entre professores e alunos durante as aulas. Neste sentido, recomenda-se para as próximas turmas: i) gravar previamente as aulas ministradas pelos docentes; ii) inserção de exercícios e paradas para questionamentos no meio das aulas, propiciando maior interação entre docentes e alunos; iii) solicitação aos alunos de leitura prévia de documentos antes das aulas, possibilitando maior número de questionamentos. Espera-se que esta iniciativa possa contribuir para a implantação de outras disciplinas, que favoreçam a pesquisa em AICV no país, possibilitando o desenvolvimento e adequação de modelos e fatores de caracterização para aplicação no contexto brasileiro, em alternativa ao uso de modelos internacionais. Além disso, busca-se disseminar conhecimento científico de qualidade que permita aos pesquisadores nacionais discutirem em nível internacional as escolhas realizadas no tema.

**Palavras-chaves:** ODS 4 e 17, ACV, Ensino colaborativo, redes de ensino

### 1. Introdução

A existência de limitação no conhecimento de avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV) no Brasil pode ser constatada pela ausência de modelos adequados ao contexto local e pelo número limitado de pesquisas nacionais voltadas para o aprimoramento e o desenvolvimento dos métodos e modelos de AICV.

Isso tem sido alterado isoladamente em alguns grupos de pesquisa no país, no entanto, restringindo-se a temas específicos, por exemplo aos Recursos Abióticos (Alvarenga et al., 2016), à Pegada Hídrica (Castro et al., 2018; Andrade et al., 2019, Freitas et al., 2020), à Eutrofização (Oliveira e Ugaya, 2020), Recursos Bióticos (Odppes e Ugaya, 2020) e Acidificação (Crespo-Mendes et al., 2019), impulsionados pela Rede de Pesquisa em Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (RAICV).

De fato, desde 2014, a RAICV vem contribuindo com a AICV no Brasil por meio da integração entre grupos de pesquisa, da realização de minicursos em eventos no país e, mais recentemente, com a publicação da recomendação de modelos de caracterização para seis categorias de impacto (Ugaya et al., 2019).

Em relação aos minicursos, a maioria foi ofertada presencialmente, ocasionalmente com participações virtuais dos palestrantes, mas sempre aproveitando a realização de algum

evento (Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida, ACV de A a Z, Fórum BRACV, entre outros). O objetivo desta associação foi aproveitar a maior concentração de público interessado no tema, otimizar o uso de recursos ambientais e financeiros, reduzindo custos e impactos ambientais, uma vez que a rede possui especialistas em diversas regiões do país.

Ressalta-se a experiência mostrada para ofertar a disciplina de Inventário do Ciclo de Vida Avançado (ICV+) em que três programas de pós-graduação (UTFPR, Unicamp e UFRGS) (Ugaya et al., 2020) adotaram uma alternativa na disciplina decorrente da constatação da necessidade de focar em sensibilização e introdução à ACV em detrimento de cursos mais avançados, durante o piloto do programa de sensibilização e capacitação de ACV no projeto ACV de A a Z (Ugaya et al., 2020). O curso é realizado presencialmente de forma simultânea nas diferentes universidades envolvidas, no entanto, sempre acompanhados de pelo menos uma docente em cada local com participação presencial e com apresentações e discussões presenciais e virtuais.

Neste contexto, com o objetivo de ampliar a difusão do conhecimento avançado em AICV, foi ofertada a disciplina de AICV Avançada com parcerias de cursos de pós-graduação no país de docentes da RAICV.

## 2. Método

Primeiramente identificou-se o interesse existente entre os membros docentes da RAICV

para implementação da disciplina. A partir da manifestação de interesse de um grupo de pesquisadores da RAICV, foram identificados temas e especialistas para elaborar uma proposta de disciplina na área de AICV em nível de pós-graduação.

**Tabela 1:** Ementa e responsáveis pelos temas da disciplina de AICV Avançada.

Tópico	Responsáveis
Introdução à AICV	Luciano B. Rodrigues, UESB e Henrique Maranduba, IFBA
Material particulado	Yara de Souza Tadano, UTFPR
Acidificação	Natalia Crespo Mendes, KU Leuven
Eutrofização de água doce	Luciano B. Rodrigues, UESB e Maíra Andrade, UESC
Serviços ecossistêmicos	Ana Laura Raymundo Pavan, KU Leuven
Pegada de Carbono	Maria Cléa Figueiredo, Embrapa
ACV Social	Cássia Ugaya, UTFPR
Pegada Escassez Hídrica	Maria Cléa Figueiredo, Embrapa e UECE
RAM (Resources Accounting Methods) e Recursos	José Adolfo de Almeida Neto, UESC

Após reuniões entre os interessados, definiu-se o número de horas, a ementa (Tabela 1), os

responsáveis pelos temas, as datas e horários das aulas e a forma de condução da disciplina.

Particularmente quanto às datas e horários das aulas, notou-se a dificuldade em conciliar as agendas dos professores e locais para realização das aulas. Assim sendo, foi definida uma semana de aulas, dois dias de acompanhamento de projeto e, por fim, o seminário final realizado pelos alunos.

De forma geral, o plano para a prática da semana concentrada consistiu na exposição e discussão de uma introdução ao tema da disciplina, seguida da exposição de categorias de impacto específicas durante a parte da manhã e uma atividade em grupo orientada por um ou mais docentes na parte da tarde, com apresentação e discussão dos resultados da atividade no final da tarde. A proposta do trabalho final, a ser realizado em equipe, teve como foco a avaliação de um modelo de caracterização não contemplado no primeiro relatório de recomendação de modelos da RAICV (Ugaya et al., 2019).

Parte do material didático já havia sido elaborado e testado em minicursos presenciais ofertados anteriormente pela RAICV. Considerando se tratar de uma disciplina em nível de pós-graduação, foi realizada uma adaptação com base num processo de melhoria contínua, permitindo uma maior interação e participação ativa dos discentes, em detrimento de aulas expositivas.

Como preparação para as aulas foi enviada a bibliografia da disciplina (ISO, 2012; JRC, 2011; SETAC, 2002; UNEP, 2016; Ugaya et al., 2019; Hauschild e Huijbregts, 2015) poucos dias antes das aulas iniciarem.

Após a realização do curso foi enviado um formulário com 18 questões fechadas para avaliação por parte dos discentes em relação aos professores, a infraestrutura e o contexto da disciplina. A avaliação foi realizada com o intuito de identificar a qualidade e aproveitamento da disciplina, considerando uma escala Likert (1932) com níveis de respostas entre 0 (Insatisfatório) e 5 (Totalmente satisfatório). Além disso, foram incluídas três questões abertas, em que os discentes puderam expressar suas maiores dificuldades com a disciplina e fazer sugestões de melhoria para os próximos cursos, e do perfil dos discentes.

Quanto à avaliação dos docentes em relação à disciplina, foram realizadas discussões virtuais visando identificar os pontos positivos, dificuldades e os potenciais de melhoria da disciplina a partir dos resultados obtidos na consulta aos discentes e também da percepção dos próprios docentes. Estas discussões foram organizadas no decorrer da elaboração deste artigo.

### 3. Implementação

As aulas expositivas ocorreram simultaneamente e foram interconectadas remotamente nas Universidades envolvidas UTFPR, UESC, UESB e Embrapa agroindústria

Tropical, que abrigou alunos da Universidade Federal do Ceará (UFC, Programa de Meio Ambiente e Desenvolvimento) e da Universidade Estadual do Ceará (UECE, Programa de Pós-Graduação em Ciências Naturais). Essas aulas contaram com a apresentação por videoconferência de especialistas temáticos.

Participaram 32 discentes em nível de mestrado e doutorado, sendo a maioria graduada em Engenharia Ambiental, os demais possuíam formação bem diversificada, com discentes graduados em Engenharia de Alimentos, Tecnologia de Alimentos, Química e Civil, Gestão Ambiental, Ciências Biológicas, Arquitetura e Administração de Empresas.

Metade dos discentes responderam o questionário, sendo que, em algumas questões foram obtidas 14 respostas, já que nenhuma questão foi considerada obrigatória.

Quanto ao perfil, a maioria (78,6%) dos discentes cursavam o mestrado e os demais, doutorado.

De acordo com as respostas obtidas, 50% dos discentes trabalhavam com ACV há mais de 1 ano e 28,6% nunca trabalharam (Figura 1), o que justifica a dificuldade encontrada por alguns discentes em resolver os exercícios propostos (vide Avaliação discente).

De fato, quanto ao nível de conhecimento sobre ACV, a auto avaliação dos discentes indicou que 50% dos discentes se acham com nível satisfatório e totalmente satisfatório (notas 5 e

4), enquanto 50% entenderam ainda não possuem um conhecimento satisfatório da ACV (nota 3 ou inferior).

A diversidade de nível e de formações e experiências por parte dos discentes demonstram a multidisciplinaridade inerente ao tema, demandando conhecimento diversificado na sua abordagem. Por outro lado, essa diversidade trouxe um desafio extra aos docentes na condução das aulas, considerando a própria formação e a necessidade de comunicação em linguagem acessível a todo o grupo. Esta constatação também resultou em diferentes níveis de profundidade dos projetos apresentados ao final da disciplina.

Outro aspecto relevante na condução do curso foi referente à infraestrutura, especialmente pela dependência de conexão de internet. Apesar de poucas ocorrências, houve problemas de conexão em alguns momentos, prejudicando parcialmente a realização do curso. Mesmo com

**Figura 1:** Conhecimento sobre ACV por parte dos discentes



as interrupções foi possível apresentar todo o conteúdo do curso.

A fim de evitar este tipo de problema, uma alternativa a ser considerada nas próximas

edições, é a gravação antecipada das aulas expositivas. O recurso de gravação pode ser também interessante para registrar as discussões durante as aulas e eventualmente proporcionar a

**Quadro 1:** Resumo das respostas de avaliação da disciplina AICV Avançada.

Sobre os professores	Respostas			
	2	3	4	5
Trabalharam conteúdos que contribuem para o alcance dos objetivos da disciplina?			25%	75%
Demonstraram domínio do conteúdo da disciplina?			25%	75%
Exigiram nos exercícios, conteúdos que correspondem aos que foram apresentados?	6,3%	31,3%	25%	37,5%
Discutiram os conteúdos dos exercícios após a divulgação dos resultados?	6,3%	18,8%	31,3%	43,8%
Desenvolveram o conteúdo e as atividades seguindo uma sequência lógica e de forma organizada?		6,3%	31,3%	62,5%
Propiciaram a participação dos discentes em sala de aula?		6,3%	12,5%	81,3%
Demonstraram civilidade/respeito na sua relação diária?				100%
Tiveram disponibilidade para atendê-lo fora do horário de aula?		12,5	18,8%	68,8%
Contextualizaram e discutiram a importância da disciplina na sua formação acadêmica e profissional?	6,3%	12,5%	25%	56,3%
<b>Infraestrutura Institucional</b>				
Sala de aula		14,3%		85,7%
Material Didático			42,9%	57,1%
Qualidade das apresentações à distância			57,1%	42,9%
<b>Contexto do Curso</b>				
Formação técnica (aprendizado de conhecimentos específicos para a atuação profissional)		14,3%	28,6%	57,1%
Acesso ao conhecimento científico atualizado			14,3%	85,7%
Relação carga horária – conteúdo		35,7%	14,3%	50%
Quantidade de exercícios propostos		28,6%	28,6%	42,9%
Qualidade dos exercícios propostos		21,4%	42,9%	35,7%
Participantes à distância (interferiu na motivação/interesse pela disciplina)	7,1%*	7,1%	21,4%	57,1%

síntese dos principais tópicos discutidos e

questionamentos levantados em um documento complementar (por exemplo um arquivo de Perguntas Frequentes), bem como, como material de estudo para os discentes.

#### 4. Avaliação discente

No Quadro 1, encontram-se as respostas às questões realizadas e as respectivas porcentagens de respostas obtidas.

De um modo geral, o nível de satisfação em relação à disciplina foi elevado por parte da maioria dos respondentes.

O ponto mais crítico foi com relação à quantidade e qualidade dos exercícios propostos. Pelo elevado número de docentes, especificidade do assunto e perfil diversificado, alguns discentes tiveram dificuldade, demandando maior tempo e melhor orientação para a realização das atividades.

De acordo com as respostas dadas às questões abertas e comentários informais com os docentes, foi constatada a dificuldade com relação à forma condensada da disciplina, o que tornou as aulas cansativas e dificuldade na compreensão do conteúdo, especialmente o relacionado aos cálculos dos fatores de caracterização.

Com relação às sugestões de melhoria, foi mencionada a necessidade de um pré-requisito para a disciplina (conhecimento básico de AICV) e do curso ser ofertado de forma não concentrada.

Quanto ao aspecto do curso ser parcialmente à distância, os resultados do questionário mostraram que este não foi um aspecto limitante e que é possível manter esta forma de condução. A opção pelas aulas à distância foi principalmente devido à dificuldade de agenda, custos financeiros e ambientais relativos à reunir todos os especialistas no assunto e discentes em um único local.

Vale destacar a preocupação a priori de um dos discentes quanto ao funcionamento do curso em diversas Universidades e parcialmente à distância que, felizmente, foi superada, conforme comentário: “A princípio, achei que a logística da disciplina não iria funcionar, por conta dos horários e das atividades propostas, mas a ementa foi cumprida da maneira como foi organizada e foi bastante proveitosa com muitas discussões interessantes.”

## 5. Avaliação docente

Em relação à percepção dos docentes, os seguintes aspectos foram destacados quanto à organização da disciplina:

- a) houve dificuldade de conexão por alguns participantes em alguns momentos, com sugestão para gravação das aulas e de vídeos para as próximas edições;
- b) a realização da disciplina em rede permite a disseminação mais aprofundada do conhecimento, tendo em vista a complexidade envolvida no

modelo de caracterização de cada categoria de impacto;

- c) uma vez que a disciplina é avançada e condensada em uma semana, é importante que os discentes tenham acesso ao material a ser discutido com antecedência, uma prática que normalmente não ocorre nas disciplinas ofertadas no país.

## 6. Conclusões

A experiência de ofertar a disciplina de AICV avançada multi-universidades pode ser considerada satisfatória, tendo em vista que proporcionou a disseminação da AICV de forma mais ampla no Brasil, possibilitando uma multiplicação e descentralização na difusão do conhecimento nesse tema.

A discussão entre docentes e o questionário aos discentes possibilitaram indicar os pontos positivos e identificar aspectos que podem ser melhorados nas próximas edições da disciplina.

Tanto do ponto de vista dos docentes autores deste artigo, como discente, a avaliação da disciplina foi majoritariamente positiva, especialmente quanto ao nível técnico do conteúdo e à profundidade dos temas abordados.

Os principais aspectos que necessitam de melhorias foram relacionados à agenda concentrada, conexão via internet e nivelamento do conhecimento em AICV.

A fim de permitir que os discentes tenham o mínimo de conhecimento para acompanhar a disciplina e tempo para consolidar os temas abordados na disciplina, recomenda-se o envio de bibliografia específica acerca de AICV e modelos de caracterização com maior antecedência às datas de aulas, com recomendação de leitura prévia para cada aula e fornecimento de maior detalhamento acerca dos exercícios. Adicionalmente, sugere-se que, para as próximas edições, a disciplina seja ofertada com espaço de uma semana entre as aulas.

Por fim, para solucionar o problema de conexão da internet, é recomendado que seja realizada gravação prévia da parte expositiva e das discussões realizadas ao longo da disciplina.

Espera-se que a partir desta experiência, a disciplina de AICV Avançada possa ser aprimorada, e contribua com a pesquisa em AICV no país. Espera-se ainda que essa disciplina aumente o interesse dos alunos na regionalização de modelos para o contexto brasileiro e na proposição de novos modelos para categorias de impacto ainda em discussão. Com isso, os estudos de AICV no Brasil poderão discutir de forma mais aprofundada as escolhas dos modelos de caracterização adotados, assim como irem além da aplicação de modelos internacionais, gerando conhecimento na área de AICV.

## Agradecimentos

Agradecemos à RAICV que permitiu unir os docentes e a todos os discentes que gentilmente responderam ao questionário.

## 7. Referências

- Andrade E.P., Nunes A.B.N., Alves K.F. et al. *Int J Life Cycle Assess* (2019). <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01643-5x>
- Alvarenga, R.A.F., Lins, I.O., Almeida Neto, J.A. Evaluation of Abiotic Resource LCIA Methods. *Resources*, v. 5, p. 13, 2016. <https://doi.org/10.3390/resources5010013>
- Andrade, E.P., de Araújo Nunes, A.B., Freitas Alves, K. *et al.* Water scarcity in Brazil: part 1—regionalization of the AWARE model characterization factors. *Int J Life Cycle Assess* 2019. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01643-5>
- Castro, A. L. A. ; Andrade, E. P. ; Costa, M. A. *et al.* Applicability and relevance of water scarcity models at local management scales: Review of models and recommendations for Brazil. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 72, p. 126-136, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2018.05.004>
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14040 Gestão ambiental - Avaliação do Ciclo de Vida: princípios e estrutura. Rio de Janeiro: ABNT, 2014a.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14044 Gestão ambiental - Avaliação do Ciclo de Vida: requisitos e orientações. Rio de Janeiro: ABNT, 2009.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO-TR 14049. Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida — Exemplos ilustrativos de como aplicar a ABNT NBR ISO 14044 à definição de objetivo e escopo e à análise de inventário. Rio de Janeiro: ABNT, 2014b.
- Crespo-Mendes, N., Laurent, A., Hauschild, M.Z. Effect factors of terrestrial acidification in Brazil for use in Life Cycle Impact Assessment. *Int J Life Cycle Assess* , 2019.
- Freitas, K, Andrade, E.P., Pastor, A. *et al.* Water scarcity in Brazil Part 2: Evaluation of uncertainties in regionalized characterization factors. *Int J Life Cycle Assess* 202?. DOI: 10.1007/s11367-020-01739-3
- Hauschild M, Huijbregts M. Life Cycle Impact Assessment, LCA Compendium - The Complete World of Life Cycle Assessment. Dordrecht (Germany): Springer, 2015, 339p.
- ISO Environmental management – Life Cycle Assessment – Illustrative examples on how to apply ISO 14044 to impact assessment situations. ISO/TR 14047 2012. 92p.
- JRC – Joint Research Centre (2011) EUROPEAN COMMISSION-JOINT RESEARCH CENTRE - Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook- Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. First Edition, Luxemburg: Publications Office of the European Union. 145 p.
- Likert, R. A technique for the measurement of attitudes. *Archives of Psychology*, v. 22 140, p. 55–55, 1932.
- Odppes G F, Bulle C, Ugaya CML Wood forest resource consumption impact assessment based on a scarcity index accounting for wood functionality and substitutability (WoodSI) 2020 (aceito).
- Oliveira, J. e Ugaya, C.M.L. Evaluation of irrigation and its impacts on water scarcity for economic relevant crops on Brazil: A regionalization work. LALCA 2020 (aceito),
- SETAC - Life-Cycle Impact Assessment: Striving Towards Best Practice. ISBN: 978-1-880611-54-8. 2002. 272p.
- Ugaya, C.M.L., Almeida Neto, J.A., Figueiredo, M.C.B. Recomendação de Modelos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida para o Contexto Brasileiro. Relatório da RAICV. Brasília:IBICT/MCT, 2019.
- Ugaya, C.M.L., Passuello, A. Saade, M. *et al.* Spin off de ACV de A a Z: disciplina de ICV Avançado. GCV2020 (aceito).
- UNEP - Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators. Paris: UNEP/SETAC Life Cycle Initiative, 2016. cap. 5, p. 116-124. v. 1.
- UNEP e SETAC (2011). Global Guidance Principles for Life Cycle Assessment Databases - a basis for greener processes and products. 156p.



## Spin off de ACV de A a Z: disciplina de ICV Avançado

Cassia Maria Lie Ugaya<sup>1</sup>  
Vanessa Gomes<sup>2</sup>  
Ana Carolina Badalotti Passuello<sup>3</sup>  
Marcella R. Saade<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Technology Federal University of Parana – UTFPR.  
cassiaugaya@utfpr.edu.br

<sup>2</sup> School of Civil Engineering, Architecture and Urban Design,  
University of Campinas - UNICAMP

<sup>3</sup> Building Innovation Research Unit, Federal University of Rio Grande  
do Sul - UFRGS

<sup>4</sup> Université de Sherbrooke

### Resumo

O projeto ACV de A a Z, inserido no projeto de Indústrias de Reciclagem Sustentável (Sustainable Recycling Industries, SRI) capacitou mais de 600 pessoas em diferentes partes do país. O módulo de 'Inventário do Ciclo de Vida Avançado' foi reformatado para ser ofertado como disciplina no nível de pós-graduação (mestrado e doutorado) colaborativamente na UTFPR, UNICAMP e UFRGS. Este artigo apresenta o desenho e resultados da pesquisa-ação realizada, abrangendo as duas primeiras edições da disciplina ICV+ e discute melhorias vislumbradas para as próximas ofertas. Do ponto de vista docente, o ensino de conceitos mais aprofundados permitiu a validação do material didático no piloto, por meio da identificação de aspectos críticos para o entendimento dos alunos, além de estimular perguntas de pesquisa mais ambiciosas nos projetos de mestrado e doutorado em diferentes estágios de desenvolvimento. Do ponto de vista discente, em geral, o conteúdo é importante e ensejou participação. Entretanto, ainda existem pontos de melhoria. Consensualmente, constatou-se que a simultaneidade enriqueceu a experiência e estimulou novas edições do curso, aprimoradas pelos resultados da pesquisa-ação. Espera-se que essa experiência contribua para a seleção e uso adequados de abordagens para problemas de multifuncionalidade e bases de dados, para a inclusão de

análise de incertezas nos estudos, e para que o desenvolvimento e aplicação de ICV social prosperem no país.

**Palavras-chaves:** Pesquisa ação, modelos de sistema, abordagem atribucional, abordagem consequencial, ICV-S.

### Introdução

O projeto ACV de A a Z, inserido no projeto de Indústrias de Reciclagem Sustentável (Sustainable Recycling Industries, SRI), foi financiado pela Secretaria de Assuntos Econômicos da Suíça via ecoinvent, e executado segundo um modelo que possibilitou a colaboração de diversas organizações (empresas, setor público e universidades) para a capacitação de mais de 600 pessoas em diferentes partes do país (ACV de A a Z, 2020). A execução do projeto permitiu a elaboração de material didático em diversos níveis, parte dos quais foram restritos a alguns eventos, face à decisão de priorizar atividades de sensibilização em detrimento de cursos de maior complexidade.

Este foi o caso do módulo de Inventário do Ciclo de Vida Avançado (ICV+), que foi ministrado durante a edição-piloto do treinamento ACV de A a Z (Curitiba, 2017) e posteriormente, no VI Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida (Brasília, 2018).

Figura 1 – Ciclos de pesquisa-ação



Apesar da restrição de recursos para continuidade do projeto, as autoras do módulo ICV+ decidiram formatar o material elaborado para oferta de disciplina no nível de pós-graduação (mestrado e doutorado) colaborativamente na UTFPR, UNICAMP e UFRGS. As aulas ocorrem simultaneamente nas Universidades envolvidas. A ministração de aulas - distribuída entre as instituições e transmitida por videoconferência às demais turmas - foi sempre seguida por um período de realização de atividades e consolidada em discussão conjunta.

O objetivo deste artigo é apresentar o desenho e resultados da pesquisa-ação realizada, abrangendo as duas primeiras edições da disciplina ICV+, e discutir melhorias vislumbradas para as próximas ofertas.

Neste sentido, foi adotada a pesquisa-ação (AR, do acrônimo em inglês Action Research), que é um método interativo e cíclico de coleta de informação (Figura 1). “Ação” refere-se à intervenção numa prática existente em contextos sociais específicos (por exemplo, uma oferta de disciplina) para promover a mudança e a melhoria. A “Pesquisa”, por sua vez, envolve a observação e análise sistemática das mudanças devidas a intervenções específicas. Este ciclo oferece oportunidades para explorar práticas de ensino, desenvolvimento curricular e comportamento dos estudantes num ambiente real de ensino-aprendizagem, com reflexão contínua para melhorar os processos (Kowaltowski et al., 2019).

As seguintes perguntas conduziram nossa investigação:

- Qual a carga horária e dinâmicas de ensino-aprendizagem mais adequadas para transferência/apreensão de conhecimento em modelagem avançada de inventários?
- Como facilitar a familiarização inicial dos discentes com os temas da disciplina e a transição de formação básica para capacitação em modelagem avançada de inventários?

- O formato de aulas teóricas concentradas seria suficiente e adequado para transmissão da base teórica necessária para embasar o desenvolvimento dos projetos finais?
- A introdução de seminário parcial para a explanação do problema facilitaria efetivamente o entendimento das potencialidades e limitações de cada estudo de caso?

Para identificar dinamicamente as lacunas e responder aos pontos fortes e fracos das soluções propostas, aplicamos a Pesquisa-Ação (AR) como um estudo formativo do progresso. Por ser amplamente percebida como uma abordagem viável para ajudar os instrutores a desenvolver sua prática de ensino enquanto aprimora sua competência profissional, a AR tem sido cada vez mais aplicada em instituições de ensino superior (Zuber-Skerritt, 1992; Kember & Kelly, 1993; Adamson, 2010), incluindo temas relacionados a sustentabilidade (Johnston, 2007; Kowaltowski et al., 2019).

## 2. A disciplina ICV Avançado (ICV+)

O objetivo da disciplina de ICV Avançado (ICV+) é aprofundar o conhecimento acerca de abordagens de inventário do ciclo de vida dos discentes do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil - Construção e Infraestrutura (PPGCI), da UFRGS; em Arquitetura, Tecnologia e Cidade (PPGATC) e em Engenharia Civil (PPGEC), da Unicamp; e do

Programa de Pós Graduação em Engenharia Mecânica e de Materiais (PPGEM), da UTFPR.

As aulas ocorrem simultaneamente nas Universidades envolvidas, e contaram com a apresentação por videoconferência dos docentes especialistas de cada tema seguida por um período de realização de atividades local e posterior discussão conjunta.

Por ser uma disciplina colaborativa, o coletivo de alunos apresenta formações e experiências prévias variadas. Por um lado, isso permite a realização de exercícios de diversas temáticas, reforçando o caráter interdisciplinar da disciplina. Por outro, juntamente com a elevada exigência de conhecimento de ACV e modelagem de sistemas, torna necessária a comprovação de conhecimento prévio em modelagem, indicado pela realização de disciplina básica de ACV na pós-graduação, presente nos três programas envolvidos. Casos específicos são avaliados pelas docentes.

Todas as aulas teóricas são presenciais, realizadas em salas com equipamento de videoconferência. A estratégia adotada para contornar o desalinhamento de calendários institucionais é a oferta em período especial, segundo o formato de ministração teórica condensada, seguida de um período de assessoramento individualizado às equipes para desenvolvimento do projeto final, e concluída pela reunião do grupo completo para realização das apresentações.

Os conteúdos da disciplina (Tabela 1) são baseados em Weidema et al. (2013) e Wernet et al. (2016), e em exemplos práticos elaborados pelas docentes. Indica-se, ainda, como bibliografia complementar, as normas NBR ISO 14040 (ABNT, 2014a), 14044 (ABNT, 2009), e ISO-TR 14049 (ABNT, 2009), e o Guia UNEP e SETAC (2011) para bases de dados de ACV. Os discentes são estimulados a buscarem referências adicionais para discussão.

**Tabela 1: Ementa da disciplina ICV+**

Conceitos básicos: Processo unitário, tipos de fluxos, problema multifuncional. Tipos de conjuntos de dados: Distinção entre tipos de atividades

Modelagem de sistemas: Agregação de processos

Modelagem de sistemas: Abordagens atribucional e consequencial

Incertezas: Tipos de incertezas, métodos de propagação de incertezas

Inventário social\*

\* Tópico incluído na segunda oferta (2019)

Além da carga horária teórica, a disciplina compreende um projeto final, desenvolvido em equipes de 2 a 4 alunos. O projeto é composto por manuscrito científico com aproximadamente 6000 palavras, e apresentação de resultados com duração de 15 minutos, seguida de arguição e discussão com a banca formada por todas as docentes.

Um dos pontos-chaves da disciplina é exatamente a identificação de problema para o projeto. O desafio consiste em selecionar e avaliar um processo multifuncional, através de pelo menos um dos modelos de sistema abordados em aula. Dada a complexidade envolvida nessa seleção de temática, e ao entendimento ainda limitado dos discentes, o projeto e demais instrumentos de avaliação da disciplina são explanados já no primeiro dia de aula.

### 3. Método

A pesquisa-ação é, basicamente, um processo em espiral, com etapas variáveis que normalmente começam com a identificação de um problema (1), seguido pela postulação de soluções potenciais, a partir das quais um plano de ação é elaborado (2) e implementado (3). A etapa de observação compreende a coleta de dados e a análise de resultados (4). Depois disso, todo o processo de AR é refletido em (5): o problema é reavaliado e os resultados são interpretados para verificar o sucesso da intervenção (Figura 1). Um novo ciclo pode então começar, até que o problema seja resolvido, permitindo que os pesquisadores sejam parte ativa de uma experiência (Kowaltowski et al., 2019).

Para uma pesquisa-ação sólida, é desejável a realização de pelo menos 3 a 5 ciclos, para permitir uma análise aprofundada e consolidação de melhorias. Este artigo refere-se

apenas às duas primeiras edições realizadas: o teste piloto conduzido entre maio e junho de 2018, e a oferta de 2019, já incorporando as lições aprendidas no ciclo anterior (Figura 2). Ao todo, 29 alunos foram alcançados.

Os instrumentos de avaliação utilizados na pesquisa-ação englobaram a avaliação cruzada de docentes e discentes. A avaliação pelas docentes ocorreu ao longo e logo após as duas ofertas. A avaliação discente consistiu na discussão informal e feedback em sala de aula no encerramento do curso, além de convite para preenchimento de questionários de avaliação online enviados para alunos das duas turmas.

#### 3.1. A ação: Oferta piloto (2018)

Durante a realização do curso ACV de A a Z, observou-se que aproximadamente 12 horas são suficientes para a abordagem e explanação dos conteúdos e realização de exercícios práticos individuais ou em grupo, acompanhados pelas professoras. Assim, no teste piloto, as aulas teóricas foram condensadas em quatro turnos de aulas teóricas, e um turno de seminários, totalizando 15 horas-aula (1 crédito) na UTFPR e na UFRGS. O período de desenvolvimento do projeto (vetor de orientação) foi contabilizado apenas na oferta pela UNICAMP, que totalizou 45 horas-aula (3 créditos).

O projeto em grupo foi entregue 30 dias após a finalização das aulas teóricas, com atendimento por parte do docente responsável de cada

universidade em horário extraclasse.

A Figura 2 ilustra os ciclos da pesquisa-ação implementada para a disciplina ICV+ entre 2018 e 2019.

### 3.2. A pesquisa: Avaliação e Plano de ação

Os discentes que cursaram a disciplina em 2018 indicaram que utilizaram os conceitos abordados no desenvolvimento do trabalho acadêmico (tese ou dissertação, 3 respondentes) e também no ensino (1 respondente) e nas atividades profissionais (1 respondente). Ainda como feedback, os discentes apreciaram a oportunidade para aprofundamento teórico e exposição de discentes de pós-graduação a problemas reais de modelagem complexa.

#### Figura 2 – Ciclos da pesquisa-ação implementada para a disciplina ICV+

O material elaborado foi considerado de alta complexidade para iniciantes. Mesmo o estabelecimento do pré-requisito de conhecimento anterior de modelagem em ACV mostrou-se insuficiente para permitir ascensão direta ao conteúdo da disciplina.

Dada a carga de conteúdos abordada e sua complexidade, a modalidade concentrada mostrou-se bastante exaustiva para docentes e discentes, dificultando a fixação de alguns conteúdos. De fato, os resultados da avaliação da primeira edição confirmaram a necessidade

de ampliação de carga horária (para a UTFPR e a UFRGS).

A forma como a base de dados Ecoinvent define os modelos de sistema comportados (cutoff, APOS e consequencial) mostrou-se excessivamente abstrata para os discentes, havendo necessidade de esclarecimentos adicionais sobre os algoritmos utilizados em cada um deles.

### 3.3 Implementação: oferta edição 2019

À luz da avaliação recebida, na segunda edição (setembro a novembro de 2019), o desenvolvimento da disciplina foi revisto, segundo três aspectos principais:

- Revisão da carga horária;
- Adaptação e detalhamento de conteúdo; e
- Alteração da dinâmica e ritmo da disciplina

As docentes incluíram uma discussão para apreensão inicial das expectativas quanto ao conhecimento a ser adquirido com o curso, e revisaram a estratégia de avaliação e o alinhamento pedagógico.

Em atenção ao feedback recebido quanto à primeira oferta, optou-se por flexibilizar o formato condensado, e espaçar e ampliar a carga teórica. A disciplina foi, então, reofertada com 44 horas-aula, sendo 20 horas de aulas

teóricas, 8 horas de seminário, 12 horas de assessoramento. Foram mantidas as 4 horas para apresentação do projeto final.

A solicitação de leitura prévia dos trabalhos de Ekvall e Finnveden (2001) e Wernet et al. (2016) foi introduzida para ativar a discussão com os discentes já a partir do primeiro dia de aula.

Para evitar colisão com outras disciplinas de pós-graduação, os conteúdos teóricos originais foram ministrados em 5 aulas, desta vez realizadas ao longo de 3 semanas, sendo 3 aulas concentradas na primeira semana, somando aproximadamente 10 horas-aula, seguidas de aulas semanais de 3-4h nas duas semanas seguintes. Com a ampliação da carga horária da disciplina, acrescentou-se uma sexta aula teórica na temática ‘ICV social’

Os exercícios realizados em sala de aula foram ampliados. Os assessoramentos foram realizados em horário de aula, o que permitiu discussões mais amplas acerca do tema, dado que o espaço era aberto para a participação simultânea de todas as equipes, das diferentes instituições.

Finalmente, foi inserido um seminário para a explanação do problema, ao final do primeiro mês do curso. Nos seminários, cada equipe apresenta um projeto de artigo para a disciplina, e discute-se as potencialidades e limitações de cada estudo de caso com o grupo de alunos.

### 3.4. Resultados: Observação e reflexão

Em 2019, 100% dos discentes responderam à avaliação da disciplina, sendo 50% mestrandos e 50% doutorandos. Quatro aspectos principais foram apontados para melhoria: a qualidade da conexão; a disponibilidade de tempo dos discentes para leitura e aprofundamento; a disponibilidade dos docentes para tirar dúvidas acerca do trabalho; e adição de exemplos com uso de softwares para ACV consequencial.

Apesar das docentes corroborarem com os discentes quanto aos dois primeiros pontos, a visão em relação aos dois últimos pontos é um pouco diferenciada. Quanto ao apoio para realização do trabalho, houve diversas aulas para acompanhamento e discussão após as aulas teóricas, entretanto, notou-se que após estas interações ainda havia falta de tempo para que os alunos pudessem corrigir e rerepresentar o trabalho. Na UTFPR, adicionou-se uma aula para discutir os conceitos após o seminário.

Em relação aos exemplos práticos, as docentes entendem que se trata de uma disciplina avançada de pós graduação e, portanto, os discentes precisam consolidar os conhecimentos (por exemplo, por meio de leituras de literatura recomendada com discussão em sala de aula e realização de exercícios que possibilitem diferenciar as diferenças entre modelos atribucional e consequencial).

Adicionalmente, apesar do entendimento que a oferta conjunta da disciplina favorece a discussão entre equipes das três Universidades, outros aspectos foram levantados pelas docentes. Alguma experiência ou prática mínima é necessária, não sendo pedagogicamente adequado saltar de cursos básicos de ACV para a disciplina de modelagem avançada de inventário.

Outro ponto é a necessidade da consolidação adequada do conhecimento. As aulas teóricas carregam conteúdo profundo. O mais apropriado, portanto, seria que não fossem concentradas, concedendo tempo para os alunos assimilarem e estudarem conceitos, e os implementarem por meio de exercícios. Apesar de desonerar as docentes durante o semestre, as aulas intensivas foram mais exaustivas que as tradicionais. Mesmo com a divisão das ministrações de conteúdos, o conteúdo global é extenso e é necessária muita atenção e concentração para acompanhar e discutir os assuntos, particularmente pelas dificuldades intrínsecas à colaboração remota.

Finalmente, deve ficar claro nos vetores – e explicitado aos discentes – que, idealmente, para cada hora de aula, são necessárias pelo menos 3 horas de dedicação extraclasse. Essa situação ideal é particularmente pressionada diante do quadro atual de dedicação parcial, devido à ausência de bolsas. O tempo para dedicação à disciplina torna-se limitado,

dificultando a consolidação de um conhecimento que demanda compreensão de conceitos multidisciplinares.

As principais ações tomadas para a segunda oferta da disciplina (leitura prévia para familiarização inicial; aumento de carga horária, com teoria menos concentrada e mais exercícios para fixação em sala de aula; e adição de seminário parcial) foram bem-sucedidas. A estratégia de inserção de seminário para a explanação do problema a ser modelado mostrou-se positiva, porém mais produtiva para as equipes que já possuíam estudo de caso mais desenvolvido, podendo ser ampliada na próxima edição, conforme sugestão dos discentes.

A apresentação final mostrou que houve dificuldade dos alunos em realizar o projeto. Por outro lado, a realização do projeto resultou na discussão de conceitos e questões que não haviam sido levantadas nas aulas teóricas.

Pela combinação entre complexidade e tempo consumido no desenvolvimento do projeto final com a dedicação limitada dos discentes, não houve espaço para prática e consolidação de conhecimento acerca de incertezas e ICV social, mesmo com a ampliação da carga horária.

### 4. Considerações finais

Os resultados indicaram que a disciplina foi positiva, especialmente quanto ao conteúdo apresentado e à profundidade dos temas.

Definitivamente, não basta o conhecimento anterior de ACV. Para as próximas edições de ICV+, sugere-se:

- Solicitação prévia das propostas de projetos, a serem listados no primeiro dia de aula, estimulando estudos incertezas e ICV social;
- Abandonar o formato concentrado e realizar aulas semanais; para conceder mais tempo para realização de leituras, facilitar a decantação de conceitos e sua internalização pelos discentes;
- Dividir o conteúdo em dois módulos, sendo o primeiro focado nos conceitos, e o segundo, na execução prática;
- Ofertar a disciplina a cada dois anos, para conceder aos potenciais discentes tempo para prática prévia ao ingresso no curso; e
- Sugerir leitura e realizar a discussão de um caso prático de ACV consequencial.

Espera-se, com isso, realizar uma transferência de conhecimento clara e capacitar analistas proficientes em seleção de abordagens para problemas de multifuncionalidade, o uso adequado de bases de dados, a inclusão de análise de incertezas, e o desenvolvimento e utilização de ICV social, para que pesquisas e aplicações nesses temas prosperem no país.

### Agradecimentos

Agradecemos aecoinvent e à SECO pelo financiamento para o desenvolvimento de

material didático e realização da primeira edição do módulo de treinamento em ICV Avançado.

### Referências

ACV de A a Z (2020) Disponível em [www.acvdeaz.org](http://www.acvdeaz.org)

ADAMSON, L. S. (2010). Action Research: A Protocol to Improve Student Learning. *New Horizons for Learning*, 8(1). Disponível em <https://jhepp.library.jhu.edu/ojs/index.php/newhorizons/article/view/54>

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14040 Gestão ambiental - Avaliação do Ciclo de Vida: princípios e estrutura. Rio de Janeiro: ABNT, 2014a.

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

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO-TR 14049. Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida — Exemplos ilustrativos de como aplicar a ABNT NBR ISO 14044 à definição de objetivo e escopo e à análise de inventário. Rio de Janeiro: ABNT, 2014b.

EKVALL, T.; FINNVEDEN, G. Allocation in ISO 14041—a critical review. *Journal of Cleaner Production*, v. 9, n. 3, p. 197–208, 2001.

JOHNSTON, L. F. (Ed.). (2012). *Higher Education for Sustainability* (1 edition). New York, NY: Routledge.

KEMBER, D., & KELLY, M. (1993). *Improving Teaching Through Action Research*. Disponível em <https://www.amazon.co.uk/Improving-Teaching-Through-Action-Research/dp/0908557221>

KOWALTOWSKI, D.C.C.K., GOMES DA SILVA, V., de O. NEVES, L. et al. (2019). Action research and architectural sustainable design education: a case study in Brazil. *International Journal of Technology and Design Education*, 2019. <https://doi.org/10.1007/s10798-019-09525-5>

UNEP e SETAC (2011). *Global Guidance Principles for Life Cycle Assessment Databases - a basis for greener processes and products*. 156p.

WEIDEMA B P, BAUER C, HISCHIER R, MUTEL C, NEMECEK T, REINHARD J, VADENBO C O, WERNET G. (2013). Overview and methodology. Data quality guideline for the ecoinvent database version 3. *Ecoinvent Report 1(v3)*. St. Gallen: The ecoinvent Centre.

WERNET G, BAUER C, STEUBING B, REINHARD J, MORENO-RUIZ E, WEIDEMA B (2016) The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *International Journal of Life Cycle Assessment* 21:1218–1230

ZUBER-SKERRITT, O. (1992). *Action Research in Higher Education: Examples and Reflections*. Disponível em <https://eric.ed.gov/?id=ED351928>

## Relações entre a Avaliação do Ciclo de Vida e o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo

Júlia França Alvarenga<sup>1</sup>  
Henrique Rogerio Antunes de Souza Junior<sup>1,2,3</sup>  
Roni Matheus Severis<sup>1</sup>  
Thales Eduardo Tavares Dantas<sup>1</sup>  
Sebastião Roberto Soares<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) – Grupo de Pesquisa em Avaliação de Ciclo de Vida (CICLOG)

<sup>2</sup>Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC)

<sup>3</sup>EnCiclo Soluções Sustentáveis

juliafalvarenga@gmail.com

### Resumo

Um dos reflexos da crescente preocupação com o aquecimento global é evidenciado no Objetivo de Desenvolvimento Sustentável 13, referente à ação climática. O Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) estimula a diminuição ou a compensação de emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) por meio do comércio de créditos de carbono. Paralelamente, outra forma de contabilizar emissões de GEE é analisar a categoria de impacto “Aquecimento Global/Mudanças Climáticas”, fornecida por uma Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). De modo geral, o MDL é mais específico que a ACV em termos de definição do processo ou serviço analisado, porém mais superficial em termos das variáveis consideradas nos modelos. Essa situação pode resultar em divergências no cálculo de GEE de um mesmo sistema produtivo. Neste contexto, o objetivo deste estudo é compreender, por meio de revisão da literatura, as relações entre MDL e ACV. A busca por publicações considerou os termos “Life Cycle Assessment” e “Clean Development Mechanism”, bem como suas principais siglas e sinônimos em inglês, português e espanhol. As bases de dados escolhidas foram: Scopus, Compendex, Abstracts in New Technology and Engineering e Web of Science, totalizando 30 artigos. Como resultado, identificou-se a existência de uma lacuna de conhecimento, uma vez que há poucos estudos que tentam relacionar esses temas. Os principais trabalhos avaliados

ressaltam que, além dos créditos de carbono, o MDL traz outros benefícios que podem ser avaliados por uma ACV. Além disso, um dos estudos analisados aponta que a ACV pode ser usada para fornecer uma avaliação adicional do impacto ambiental da implementação do MDL. A partir deste trabalho, espera-se subsidiar pesquisas futuras no desenvolvimento de projetos de MDL em paralelo com estudos de ACV. Em especial, recomenda-se pesquisas acerca de possíveis trade-offs entre categorias de impacto quando implantado um projeto de MDL e possíveis complementariedades metodológicas e de resultados entre ACV e MDL.

**Palavras-chave:** Aquecimento Global, Gases de Efeito Estufa, Mecanismo de Desenvolvimento Limpo, Avaliação do Ciclo de Vida, Revisão da literatura.

### Introdução

O Protocolo de Quioto (ONU, 1997), proposto na Conferência das Partes (COP) de 1997, estabeleceu o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) como uma medida para mitigar o aquecimento global. Esse mecanismo estabelece o comércio de emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) de forma que países industrializados possam financiar projetos de mitigação de GEE em países em desenvolvimento, gerando créditos de carbono como contrapartida pelo lançamento de gases na atmosfera (ONU, 1997). O Acordo de Paris, posterior ao Protocolo de Quioto, estabeleceu que todos os países signatários deveriam ter metas de redução de emissões de GEE e manteve o MDL como forma de mitigação dessas emissões (ONU, 2015a).

Paralelamente, Byer *et al.* (2018) apontam que a avaliação de impacto tem muito a contribuir para auxiliar os governos a cumprirem seus compromissos internacionais de enfrentar as mudanças climáticas induzidas pelo homem. Conforme a NBR ISO 14040 (ABNT, 2009), a abordagem, os princípios e o pensamento de ciclo de vida podem ser aplicados à uma ampla gama de técnicas e métodos, inclusive à avaliação de impacto ambiental.

Neste sentido, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) consiste em uma metodologia de compilação e quantificação, de forma sistemática, das entradas, saídas e dos impactos ambientais potenciais de um sistema de produto ao longo do seu ciclo de vida. Uma vez que permite identificar as etapas e processos mais impactantes do ciclo de vida de um produto que necessitem de melhorias do ponto de vista ambiental, a ACV pode contribuir para o desenvolvimento sustentável. Em 2015, foram acordados, por todos os países, 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), que devem ser cumpridos até dezembro de 2030 (ONU, 2015b). Em especial, o ODS 13, que se refere a tomar medidas urgentes para combater a mudança climática e seus impactos, está diretamente relacionado à redução de emissões de GEE, de forma que o MDL pode contribuir para o desenvolvimento sustentável.

Para além do MDL, outra forma de contabilizar a poluição por GEE, entre outros aspectos ambientais, é realizar uma ACV do produto, processo ou serviço em análise. De modo geral,

o MDL é mais específico que a ACV em termos de definição do processo ou serviço analisado. A implantação de um projeto de MDL deve seguir metodologias específicas de acordo com o projeto em análise. A UNFCCC (2018) oferece mais de 200 metodologias detalhadas que devem ser aplicadas conforme o projeto a ser implantado. Porém, o MDL é mais superficial que a ACV em termos das variáveis consideradas nos modelos, pois não avalia entradas e saídas a montante e a jusante do projeto em análise. Esta situação provavelmente resulta em divergências no cálculo de GEE de um mesmo sistema produtivo por meio do MDL e da ACV.

Neste contexto, o objetivo deste trabalho é realizar uma revisão bibliográfica de artigos que abordam MDL e ACV simultaneamente, a fim de melhor elucidar as relações entre os temas.

### Metodologia

Este trabalho foi realizado em duas etapas: 1) definição de bases de dados e de palavras-chave a serem utilizadas, e 2) análise dos artigos científicos.

A pesquisa foi realizada nas bases de dados *Scopus*, *Compendex*, *Abstracts in New Technology and Engineering (ANTE)* e *Web of Science*, por serem amplamente conhecidas e por agregarem muitos trabalhos.

As palavras-chave utilizadas nas buscas foram: ("MDL" OR "Mecanismo de Desenvolvimento Limpo" OR "CDM" OR "Clean Development Mechanism" OR "Mecanismo de Desarrollo

Limpio") AND ("Avaliação de Ciclo de Vida" OR "Análise de Ciclo de Vida" OR "ACV" OR "LCA" OR "Life Cycle Assessment" OR "Life Cycle Analysis" OR "Análisis del Ciclo de Vida" OR "Evaluación del Ciclo de Vida" OR "ECV"). Esses termos foram utilizados nas pesquisas em conjunto e com o filtro para título, resumo e palavras-chave, com exceção da base ANTE, cujo filtro foi restrito ao resumo por não possuir um filtro equivalente à demais bases.

Foram considerados somente artigos científicos nas línguas inglesa, portuguesa e espanhola. Além disso, não foi especificado um período para as buscas, de forma que todo o horizonte temporal foi contemplado.

Após a pesquisa inicial, foram excluídas as duplicatas e artigos que não se enquadraram nos critérios de inclusão selecionados. Na sequência, os artigos foram agrupados por ano, país e número de citações. Como nem todas as bases informam o número de citações, para padronizar essa informação, esses dados foram retirados do Google Acadêmico, que fornece a quantidade de vezes que um trabalho foi citado. Ademais, artigos elaborados por autores de diferentes países em cooperação foram representados mais de uma vez para contemplar todos os países que já estudam os temas aqui abordados em conjunto.

Após a coleta e agrupamento dos artigos, procedeu-se à leitura dos resumos dos trabalhos para verificar quais abordam os temas MDL e ACV de forma conjunta. Com base nessas leituras, a escolha dos trabalhos mais relevantes

se deu de forma qualitativa. Na leitura, buscou-se pesquisas que haviam feito um projeto de MDL e um estudo de ACV para um mesmo empreendimento ou que buscassem complementariedade entre as metodologias. Assim, por exemplo, o trabalho de Kadam (2002) bem como o de Stichnothe e Schuchardt (2010) realizaram ACV, mas o MDL foi mencionado apenas como possibilidade, sem maior aprofundamento, sendo, portanto, desconsiderados. Da mesma forma, Bogner *et al.* (2008) realizaram um trabalho que abordou estratégias, custos e potenciais para mitigação de GEE de resíduos, incluindo MDL, porém não realizaram ACV, limitando-se a recomendar esta metodologia para, junto com outras técnicas, reduzir incertezas atuais acerca das emissões e potenciais de mitigação, bem como para a consideração dos impactos diretos e indiretos das tecnologias e políticas de gestão de resíduos. Assim, esse trabalho tampouco foi avaliado na íntegra.

Por outro lado, Chuen e Yusoff (2012) realizaram ACV e MDL para uma mesma indústria, enquanto Gentil *et al.* (2009) analisaram e compararam quatro formas de contabilizar GEE de resíduos sólidos, incluindo ACV e MDL, e, portanto, esses trabalhos foram considerados relevantes nesta pesquisa.

Assim, procedeu-se à leitura na íntegra dos trabalhos selecionados e, na sequência, foram apresentadas as principais ideias de cada um para avaliar a situação atual dos trabalhos na área e as oportunidades de novas pesquisas.

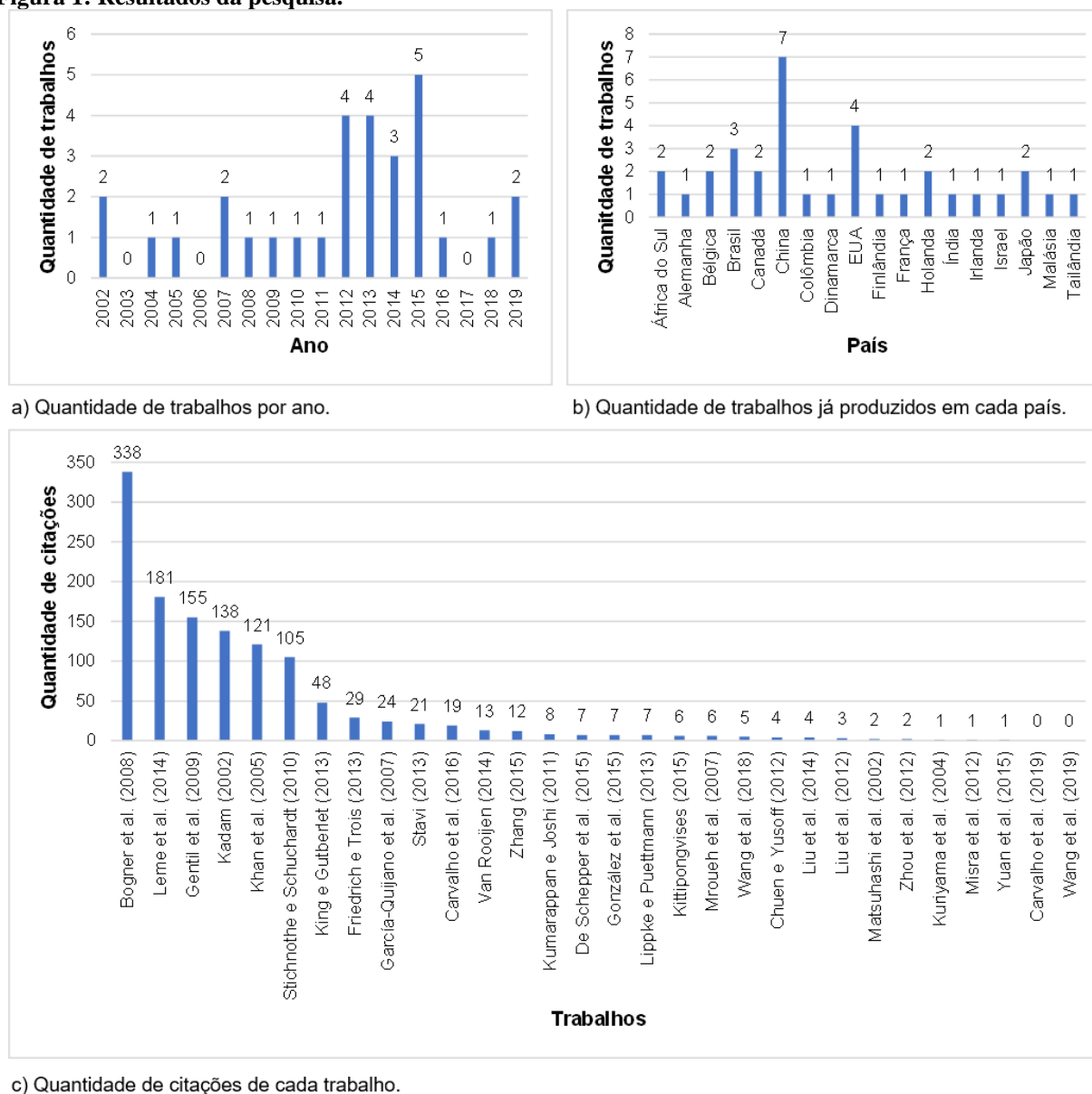


## Resultados e Discussão

Inicialmente, as buscas retornaram 90 trabalhos. No entanto, entre os resultados havia capítulos de livros ou outros trabalhos que não são artigos científicos, bem como trabalhos de outras áreas de conhecimento. Notou-se, ainda, que muitos artigos estavam presentes em diversas bases de dados, tendo sido identificadas 33 duplicatas. Além disso, muitos deles não abordavam os temas de forma conjunta, sendo estudos específicos de ACV com recomendação ou menção ao MDL e vice-versa. Dessa forma, foram analisados os resumos de 30 artigos.

A distribuição anual dos artigos selecionados é apresentada na Figura 1(a). O ano com maior número de publicações foi 2015, contando com 5 artigos. Não houve publicações em 2003, 2006, e 2017 que contemplassem os critérios abordados por este trabalho. Ainda, o período entre 2012 e 2015 foi o que apresentou o maior número de trabalhos publicados (16 publicações). Embora não se saiba com exatidão as razões para este aumento de publicações nesse período, ressalta-se que o primeiro período de compromisso do Protocolo de Quioto ocorreu entre 2008 e 2012, e que, nesse período inicial, o mercado de carbono estava desaquecido. O segundo período de compromisso (2013 a 2020), contou com metas mais robustas de redução (18%) (BRASIL, 2020), e, além disso, o Acordo de Paris foi proposto em 2015, que foi justamente o ano de maior quantidade de trabalhos publicados.

Figura 1: Resultados da pesquisa.



Já a Figura 1(b) apresenta a quantidade de publicações por país. A China apresentou mais trabalhos relacionando os termos pesquisados, com 7 artigos, seguida pelos EUA (4 trabalhos) e Brasil (3 artigos). Cabe ressaltar que a China e o Brasil estão entre os principais desenvolvedores de projetos de MDL no mundo.

No que se refere ao número de citações, a Figura 1(c) apresenta a quantidade de vezes que cada trabalho foi citado. Os trabalhos seminais, ou seja, aqueles que mais são citados, são os que foram produzidos por Bogner *et al.* (2008), Leme *et al.* (2014), Gentil *et al.* (2009), Kadam (2002), Khan *et al.* (2005) e Stichnothe e Schuchardt (2010), com 338, 181, 155, 138, 121 e 105 citações, respectivamente.

Quanto aos trabalhos que tratam, simultaneamente, de ACV e MDL, vale a pena pontuar algumas das informações mais relevantes. Kumarappan e Joshi (2011) realizaram um estudo relacionado ao uso de biocombustível em transportes nos Estados Unidos (EUA). Os autores analisaram os principais desafios no desenvolvimento de estruturas de comércio de carbono do setor no país e delinearam uma proposta de mercado de carbono para os biocombustíveis. A proposta incluiu ACV dos benefícios do uso de combustíveis mais limpos no que se refere a GEE, uma combinação de medidas de desempenho padrão e específicas de projetos e a atribuição de direitos de propriedade de comércio de GEE a produtores de biocombustíveis.

Os EUA não ratificaram o Protocolo de Quioto, não tendo assumido compromisso internacional de redução de emissões. Ainda assim, os autores acreditavam que no futuro os mercados de carbono seriam globais, então era importante propor um modelo que se integrasse o MDL.

De acordo com os autores, quantidades significativas de emissões de GEE de fontes fósseis ocorrem durante as várias etapas do ciclo de vida dos biocombustíveis, de forma que é necessário quantificar as emissões de GEE usando uma abordagem de ciclo de vida para comparar gasolina e biocombustíveis.

A realização de ACV específicas de cada projeto para quantificar os benefícios de GEE pode ser complicada, sendo necessárias algumas simplificações. Assim, Kumarappan e Joshi (2011) propõem que uma combinação de padrões de desempenho específicos do projeto e do setor seja usada em projetos de biocombustíveis. Mais especificamente, a proposta inclui o uso de médias da região para o uso de matéria prima; dados específicos de projeto para quantificar emissões durante a produção de biocombustível, mistura e transporte; e uso de padrões de desempenho médios e mix de frotas de veículos para estimar as emissões. Os autores recomendam o uso de dados específicos dos projetos para a produção de biocombustíveis e os estágios de transporte e distribuição.

Kumarappan e Joshi (2011) ainda ressaltam que o uso de biocombustíveis afeta outras emissões de gases além dos GEE, como monóxido de

carbono (CO), óxidos nítricos (NO<sub>x</sub>), compostos orgânicos voláteis (COV) e materiais particulados (PM<sub>10</sub> e PM<sub>2.5</sub>), que afetam a saúde e o meio ambiente e podem ser avaliados fora do escopo dos mercados de carbono. Um estudo de ACV pode contribuir para este tipo de avaliação.

Matsushashi *et al.* (2002) avaliaram um projeto de MDL utilizando sistemas fotovoltaicos. Primeiramente, os autores estimaram as emissões de CO<sub>2</sub> do ciclo de vida de sistemas fotovoltaicos e de outras tecnologias de geração de energia a partir de combustíveis fósseis. Os resultados indicaram que o CO<sub>2</sub> do ciclo de vida dos sistemas fotovoltaicos é muito menor que o das gerações de energia movidas a combustíveis fósseis. Em seguida, os autores investigaram aspectos econômicos do MDL, juntamente com estratégias domésticas de disseminação para sistemas fotovoltaicos. Nesse artigo, o MDL se refere à distribuição e disseminação do sistema fotovoltaico na China, sendo que o referido sistema foi produzido no Japão. As emissões de CO<sub>2</sub> da produção do sistema fotovoltaico foram avaliadas do ponto de vista do ciclo de vida.

Assim como Kumarappan e Joshi (2011), Matsushashi *et al.* (2002) ressaltam que o MDL traz outros benefícios além dos créditos derivados da redução de CO<sub>2</sub>, como a mitigação da poluição do ar, que pode até melhorar a aceitabilidade de projetos de MDL.

De Schepper *et al.* (2015) também realizaram um estudo envolvendo projetos solares. Os autores apontam que, apesar de contribuírem para o

desenvolvimento sustentável, os projetos solares desempenhavam, na época do trabalho, um papel insignificante no âmbito do MDL. Neste contexto, foi avaliado o desempenho econômico e ambiental do ponto de vista da mitigação de GEE de projetos solares fotovoltaicos de pequena escala em zonas rurais.

Em particular, De Schepper *et al.* (2015) compararam o uso de custos absolutos e relativos de mitigação para avaliar a atratividade desses projetos no âmbito do MDL. A redução de emissões foi calculada por meio de uma ACV utilizando o banco de dados Ecoinvent.

Os resultados apontaram que os projetos solares avaliados não são atraentes para investidores quando são considerados custos absolutos de mitigação. Assim, De Schepper *et al.* (2015) incentivam o uso de custos de mitigação relativos para avaliar a atratividade dos projetos de MDL, porém, ressaltam que os resultados dessa análise dependem da linha de base utilizada. Para superar essa dificuldade, os autores complementaram a análise de custos de mitigação de GEE com uma abordagem de otimização multiobjetivo na qual os objetivos econômicos e ambientais são otimizados simultaneamente, ressaltando, no entanto, que não existe uma solução única que otimize todos os objetivos ao mesmo tempo.

Quanto à temática de resíduos sólidos, Gentil *et al.* (2009), um dos trabalhos seminais encontrados, apontam que a quantificação de GEE é um dos principais focos na gestão de

resíduos. Em seu artigo, os autores analisam quatro formas de contabilizar esses gases na gestão de resíduos, a saber: a nível nacional de acordo com o Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC); a nível corporativo, como parte do relatório anual sobre questões ambientais e responsabilidade social; ACV, como base ambiental para avaliar sistemas e tecnologias de gerenciamento de resíduos; e MDL. Esses tipos de contabilidade estão bem estabelecidos, porém, por natureza, cada um tem seu próprio escopo e métodos, gerando resultados diferentes. O MDL, por exemplo, estima os GEE estabelecidos pelo Protocolo de Quioto, enquanto a ACV tem potencial para incluir todas as emissões conhecidas.

No que se refere às emissões relacionadas a resíduos sólidos, é importante indicar o tipo e a composição dos resíduos no nível da instalação, os GEE contabilizados, o potencial de aquecimento global (GWP) atribuído à cada GEE, as fronteiras com outros setores, entre outras especificações. Gentil *et al.* (2009) ressaltam a importância da transparência e consistência dos dados utilizados, inclusive fatores de emissão, GWP, entre outros.

Os autores propõem então uma estrutura *upstream-operating-downstream* (UOD) para contabilizar dados básicos referentes a tecnologias relacionadas a questões de GEE, incluindo uma distinção clara entre emissões diretas de tecnologias de gerenciamento de resíduos, atividades indiretas a montante (uso de energia e materiais) e atividades indiretas a

jusante (produção de energia, entrega de materiais secundários).

A UOD visa aumentar o nível de transparência, precisão e robustez nos relatórios de dados do nível operacional na gestão de resíduos. Essa estrutura não compromete os mecanismos de relatório e contabilidade existentes, mas visa consolidá-los, garantindo uma base transparente e rastreabilidade para os dados de tecnologia.

No último trabalho analisado na íntegra, Chuen e Yusoff (2012) estudaram os benefícios da implementação do MDL para o desenvolvimento sustentável usando a perspectiva da ACV a partir de um estudo de caso da indústria de óleo de palma na Malásia. Segundo os autores, como o MDL se concentra apenas na redução de emissões de GEE, a ACV pode ser usada para fornecer uma avaliação adicional do impacto ambiental da implementação do MDL. Portanto, a ACV poderia ser usada para avaliar os impactos ambientais associados à obtenção de Reduções Certificadas de Carbono (RCE), complementando, assim, a avaliação do MDL.

Os autores ainda utilizaram o indicador de redução de emissão de GEE obtido pela metodologia do MDL para estimar os impactos ambientais com base em várias consequências e avaliações ambientais, classificadas por categorias de impacto, tais como efeito carcinogênico, mudanças climáticas, camada de ozônio, depleção de combustíveis fósseis, entre outros. Como resultado, Chuen e Yusoff (2012) verificaram que a implantação de um projeto de

MDL na indústria de óleo de palma estudada contribui para melhorar o tratamento de suas águas residuais e é importante para reduzir o impacto ambiental total gerado pelo óleo de palma na indústria.

Os autores afirmam que a caracterização de GEE de acordo com seus GWP normalmente considera fatores de emissão desenvolvidos pelo IPCC, sendo que países também desenvolvem seus próprios fatores individuais, os quais são utilizados com certa frequência. Embora conveniente, a prática de aplicar os fatores de emissão do IPCC tem sido criticada por ser muito genérica e não abarcar todo o ciclo de vida do projeto. Para reduzir essas fragilidades, a ACV tem sido usada nos últimos anos para avaliar as emissões de GEE específicas de projetos (DONG *et al.*, 2019).

Por fim, Byer *et al.* (2018) afirmam que a avaliação de impacto pode contribuir para a formulação de medidas de mitigação e adaptação às mudanças climáticas. As ferramentas e metodologias de avaliação de impacto podem auxiliar a reduzir emissões de GEE, reduzir e gerenciar efeitos adversos, e, ainda, contribuir para aumentar potenciais benefícios para as políticas, programas e projetos propostos.

## Conclusões

A busca por trabalhos que relacionem a elaboração de estudos de ACV e projetos de MDL não resultou em um grande número de trabalhos publicados no meio acadêmico, o que

indica que esta área de integração de conhecimentos ainda carece de mais pesquisa.

No que tange exclusivamente aos aspectos ambientais do MDL, é fundamental avaliar se sua implantação não transfere impactos da categoria Aquecimento Global para outras categorias de impacto, e isso pode ser feito por meio de uma ACV. A transferência de impactos para outras etapas do ciclo de vida poderia tornar o MDL irrelevante ou até danoso para o meio ambiente. Assim, acredita-se que a ACV pode trazer mais conhecimento acerca do processo produtivo quando utilizada em conjunto com o MDL.

Dessa forma, recomenda-se o desenvolvimento de pesquisas futuras acerca de:

- possíveis *trade-offs* entre categorias de impacto quando implantado um projeto de MDL; e,
- possíveis complementariedades metodológicas e de resultados entre ACV e MDL.

## Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer à Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) e à organização do GCV 2020. O presente trabalho foi realizado com apoio do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

## Referências bibliográficas

ABNT. NBR ISO 14040. 2009.

BOGNER *et al.* Waste Management & Research (2008). <http://dx.doi.org/10.1177/0734242x07088433>.

BRASIL. Ministério do meio ambiente. Protocolo de Quioto. 2020. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/clima/convencao-das-nacoes-unidas/protocolo-de-quioto.html>

BYER, P. *et al.* (2018) Climate Change in Impact Assessment: International Best Practice Principles. Fargo: International Association For Impact Assessment.

CHUEN, O. C.; YUSOFF, S. Journal Of The Air & Waste Management Association (2012). <http://dx.doi.org/10.1080/10473289.2011.649822>.

DE SCHEPPER *et al.* Energies (2015). <http://dx.doi.org/10.3390/en8099892>.

DONG, Y. *et al.* Journal of Cleaner Production (2019). <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.205>.

GENTIL *et al.* Waste Management & Research (2009). <http://dx.doi.org/10.1177/0734242x09346702>.

KADAM, Kiran L. Energy Policy (2002). [http://dx.doi.org/10.1016/s0301-4215\(01\)00104-5](http://dx.doi.org/10.1016/s0301-4215(01)00104-5).

KHAN *et al.* Renewable Energy (2005). <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2004.05.009>.

KUMARAPPAN, S.; JOSHI, S. Biomass And Bioenergy (2011). <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.09.018>.

LEME *et al.* Resources, Conservation And Recycling (2014). <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.03.003>. Kadam (2002)

MATSUHASHI *at al.* Environmental Economics And Policy Studies, (2002). <http://dx.doi.org/10.1007/bf03354025>.

ONU. Acordo de Paris. 2015a.

ONU. Protocolo de Quioto. 1997.

ONU. Transformando Nosso Mundo: A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável. 2015b. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/wp-content/uploads/2015/10/agenda2030-pt-br.pdf>.

STICHNOTHE, H.; SCHUCHARDT, F. The International Journal Of Life Cycle Assessment (2010). <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-010-0223-0>.

UNFCCC. CDM Methodology Booklet. 2018. [https://cdm.unfccc.int/methodologies/documentation/1903/CDM-Methodology-Booklet\\_fullversion](https://cdm.unfccc.int/methodologies/documentation/1903/CDM-Methodology-Booklet_fullversion).

## **Projeto de Extensão de Resíduos Sólidos com ênfase em Resíduos de Equipamentos Eletrônicos (REEs) no campus da UNESP de São João da Boa Vista**

Ana Letícia Coradi<sup>1</sup>

Amanda Belchior Pereira<sup>1</sup>

Amanda Chenu Romano<sup>1</sup>

André Alves Ferreira<sup>1</sup>

Beatriz de Oliveira Pereira<sup>1</sup>

Carolina Magda Bassoto Ronchini<sup>1</sup>

Crystopher Cardoso Brito<sup>1</sup>

Elmer Mateus Genaro<sup>1</sup>

Gabrielle Marcansola<sup>1</sup>

Ingrid Vitória de Oliveira Ferreira<sup>1</sup>

Ivan Aritz Aldaya Garde<sup>1</sup>

Jozue Vieira Filho<sup>1</sup>

Julia Danielli Duarte<sup>1</sup>

Julian Arnaldo Avila Diaz<sup>1</sup>

Larissa Araujo Passos<sup>1</sup>

Letícia Barbosa Fidanza<sup>1</sup>

Letícia Dal Picolo Dal Secco de Oliveira<sup>1,2</sup>

Letícia Gabrielle Borges Santos<sup>1</sup>

Lygia Graboschii Whittaker Franco<sup>1</sup>

Lício Cardoso Filho<sup>1,2</sup>

Marcelo Pereira Nogueira<sup>1</sup>

Maria Carolina Najjar Nicolas<sup>1</sup>

Matheus Damacena<sup>1</sup>

Mirian Paula Santos<sup>1</sup>

Murilo Sartorato<sup>1</sup>

Rafael Abrantes Penchel<sup>1</sup>

José Augusto de Oliveira<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Universidade Estadual Paulista (UNESP), Campus de São João da Boa Vista, Grupo de Extensão RETEC Unesp – Reciclando Tecnologia, São João da Boa Vista/SP

<sup>2</sup> Centro Universitário Fundação de Ensino Octávio Bastos (UNIFEOB), São João da Boa Vista/SP

[alcoradi@gmail.com](mailto:alcoradi@gmail.com)

### **Resumo**

*Este trabalho tem como objetivo apresentar o projeto de implementação de um programa de gerenciamento de resíduos sólidos no campus da UNESP de São João da Boa Vista articulado ao Plano Municipal de Gestão, Integrada de Resíduos Sólidos do município e em parceria com a população sanjoanense. O projeto teve início com o estabelecimento de parcerias junto à Prefeitura Municipal, à Cooperativa de Prestação de Serviços e Produção de Materiais Recicláveis, a empresas especializadas em coleta de Resíduos de Equipamentos Eletrônicos (REEs), e às escolas públicas e particulares de ensino fundamental do município, para realização de processos educativos e ações junto à comunidade. As ações externas para com a comunidade foram realizadas de forma satisfatória. A principal dificuldade identificada foi a implementação de um Eco ponto para a coleta de REEs do município e da região, uma vez que essa estratégia de Logística Reversa demanda requisitos específicos, tanto para o armazenamento, quanto para a sua coleta e encaminhamento adequados à legislação. As parcerias antes estabelecidas se mantêm, porém há o intuito de aderir a novas, para aquisição de estruturas, equipamentos e materiais a fim de garantir a sustentabilidade das ações em desenvolvimento e futuras. Enquanto perspectivas futuras, aponta-se a recepção de estudantes do ensino fundamental e médio no campus para elucidar processos de educação ambiental com destaque aos impactos ambientais derivados de produtos tecnológicos. Para isto, está em planejamento a criação de um centro tecnológico no campus para a promoção do conceito de Educação Ambiental Tecnológica, visando a criação e disseminação de soluções e tecnologias sustentáveis. Pretende-se ainda desenvolver mais projetos de extensão, de iniciação científica e de pós-graduação associados à temática.*

**Palavras-chaves:** RETEC Unesp - Reciclando Tecnologia, Resíduos de Equipamentos Eletrônicos,

*Educação Ambiental Tecnológica, Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos.*

### **Introdução**

A perspectiva global no que se refere à aceleração na produção e ao consumo tecnológico, tem proporcionado um aumento constante na quantidade de resíduos e impactos ambientais (Figueiredo, 1994).

Dessa maneira, faz-se necessária, cada vez mais, a conscientização das pessoas no que se refere à produção de resíduos e a uma educação ambiental fundamentada em mudança de atitudes e busca de alternativas ambientais adequadas (Sato, 2003). Ao mesmo tempo, para que o Brasil possa ter uma contribuição significativa na cadeia de impacto social mundial, são necessários requisitos como a formação de jovens empreendedores inovadores e o fortalecimento científico e tecnológico.

O grupo de extensão RETEC Unesp – Reciclando Tecnologia, busca contribuir socialmente e ambientalmente para articular ações de gerenciamento de resíduos sólidos no campus da UNESP de São João da Boa Vista, promovendo a conscientização tanto da comunidade interna quanto externa sobre a importância da coleta seletiva e das estratégias de Fim de Vida (do inglês *End of Life* – EoL) do Produto (Braga, 2002), como o processamento adequado dos produtos, além da elaboração de materiais didáticos e de

divulgação para realização de processos educativos.

Estes processos são embasados no Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS) de São João da Boa Vista (São João, 2014), na Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (Brasil, 2010), nos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da Organização das Nações Unidas (ONU, 2015) e em outras diretrizes internacionais, nacionais, estaduais e municipais.

Destaca-se na PNRS as questões de Logística Reversa e Responsabilidade Compartilhada, além da priorização das Cooperativas de Catadores de Materiais Recicláveis. Em relação aos ODS, o RETEC Unesp se alinha aos objetivos: Saúde e Bem-Estar; Educação de Qualidade; Água Potável e Saneamento; Cidades e Comunidades Sustentáveis; Consumo e Produção Sustentáveis; Ação Contra a Mudança Global do Clima; Parcerias e Meios de Implementação.

Ainda sobre os ODS, o RETEC Unesp, por meio de seus objetivos específicos, promove a conscientização e incentiva a eliminação dos impactos nos ecossistemas oceânicos e terrestres causados pelo descarte incorreto dos Resíduos de Equipamentos Eletrônicos (REEs), preservando a vida terrestre e aquática; suscita padrões de consumo e produção consciente; e desencadeia ações sustentáveis nas comunidades.

Uma problemática que envolve a iniciativa do projeto é a deficiência de uma educação ambiental e tecnológica no Brasil (Beraldo, 2015), o que destaca a necessidade de uma maior problematização sobre temas ambientais e de conceitos como *Ecodesign*, Ciclo de Vida do Produto (ACV), Produção Mais Limpa (P+L), remanufatura, reutilização, reciclagem e remontagem, dentre outras EoL. Acredita-se na potencialidade de desenvolvimento de uma visão tecnológica sustentável, de fortalecimento da importância e possibilidades da reinserção dos produtos na cadeia produtiva, e de uma consequente mudança de hábitos.

Deve-se destacar que a Universidade é uma instituição que desempenha papéis significativos para o desenvolvimento humano, regional e sustentável na sociedade. Assim, ela não tem apenas a função de possibilitar a graduação de novos profissionais, mas também deve ser capaz de produzir conhecimentos aplicáveis à realidade social e compartilháveis com a população. De acordo com o Fórum de Pró-Reitores de Extensão das Instituições de Educação Superior Públicas Brasileiras Plano Nacional de Extensão Universitária (FORPROEX, 2012), neste cenário os projetos de extensão possuem grande importância.

Pelo desenvolvimento de tecnologias sustentáveis e processos educativos ambientais e tecnológicos, o RETEC Unesp contribui para a Gestão do Ciclo de Vida (GCV), considerando a constatação do *United Nations Environment Programme* (UNEP, 2007), de que a GCV tem o

objetivo de minimizar os danos ambientais, sociais ou econômicos de um produto, bem ou serviço de determinada organização durante todo o seu ciclo de vida.

Este trabalho tem como objetivo apresentar o projeto de implementação de um programa de gerenciamento de resíduos sólidos no campus da UNESP de São João da Boa Vista articulado ao PMGIRS do município e em parceria com a população sanjoanense.

### Metodologia

As ações do RETEC Unesp foram realizadas conjuntamente pelos membros do grupo, envolvendo ações de estudo do atual sistema de coleta e descarte de resíduos recicláveis no campus e no município, contatos periódicos junto à Cooperativa de Prestação de Serviços e Produção de Materiais Recicláveis de São João da Boa Vista (COOPERMAX) e à empresa LED Reciclagem Tecnológica, reuniões, processos de educação ambiental, eventos no campus, em escolas e em um Centro de Assistência Social, além da elaboração de estratégias e instrumentos de apoio à divulgação.

Os procedimentos metodológicos estão sistematizados no Quadro 1 e relacionados a cada etapa específica almejada. Ressalta-se que as etapas dispostas aconteceram e acontecem concomitantemente, não estando necessariamente organizadas em ordem cronológica de execução.

## Quadro 1 - Procedimentos metodológicos por etapa de desenvolvimento

### 1 - Articular ações com órgãos da administração municipal, empresas e cooperativas, dentre outras instituições do município

- Previamente ao início das atividades, no ano de 2017, foi realizada uma verificação exploratória a fim de evidenciar as instituições e interesses em comum para fundamentação do projeto;
- Foi feito um levantamento de potenciais empresas parceiras no município e na região;
- Foram realizados contatos telefônicos, via e-mail, visitas e reuniões junto a várias instituições.

### 2 - Conscientizar as comunidades interna e externa sobre a importância de uma gestão adequada dos resíduos sólidos.

- Criação de mídias sociais para divulgação de conteúdos técnicos e ações do RETEC Unesp;
- Participação em eventos diversos com atividades de conscientização;
- As atividades de incentivo para a redução do consumo de copos plásticos no campus por meio de:
  - Distribuição de canecas plásticas reutilizáveis para a comunidade interna;
  - Distribuição de copos plásticos reutilizáveis em eventos da Associação Atlética do Campus;
  - Parceria com a cantina onde ao levar seu recipiente reutilizável para o consumo de bebidas, o cliente ganhava um carimbo em uma cartela e ao completar a cartela com dez carimbos, ganharia um café;
- Elaboração de uma logomarca.

### 3 - Elaborar e ministrar atividades educativas para as comunidades interna e externa.

- Realização de pesquisas de opinião junto aos membros do campus sobre temas e ações relacionados ao RETEC Unesp;
- Preparação de materiais para realização de processos educativos em escolas e outras instituições;
- Contato com escolas e outras instituições para oferta dos processos educativos.

### 4 - Capacitar tecnicamente membros da comunidade do campus e externa para a gestão adequada de seus resíduos sólidos e sobre a GCV.

- Elaboração de projetos de iniciação científica e de extensão para discentes do campus (graduação) e estudantes de instituições educativas do município, bem como pesquisas e desenvolvimento tecnológico no âmbito da pós-graduação.

### 5 - Adequar a estrutura do campus para a coleta dos resíduos sólidos, com ênfase aos eletrônicos.

- Levantamento da cultura interna do campus, identificando as demandas estruturais para uma gestão adequada, além da conscientização de discentes e funcionários do campus.

### 6 - Envolver a comunidade interna na elaboração de ações referentes ao projeto e propor novas pesquisas e ações práticas relacionadas aos resultados alcançados.

- Esta etapa ocorre concomitantemente a todas as outras, já que preconizamos uma relação dialógica que nos auxilia a construir nossos materiais e aprimorar nossas ofertas;
- Averiguação constante dos resultados alcançados e das novas demandas apresentadas.

## Resultados

O RETEC Unesp se consolidou enquanto um grupo de extensão heterogêneo, composto por discentes e docentes dos cursos de graduação em Engenharia Eletrônica e de Telecomunicações e Engenharia Aeronáutica, de pós-graduação em Engenharia Elétrica, de técnicos do campus da UNESP de São João da Boa Vista, bem como por membros externos de diversas áreas de formação e atuação, que possuem histórico de atuação na temática.

Podemos destacar que o processo de elaboração de materiais didáticos e o aprimoramento de processos educativos possibilitaram o estabelecimento de parceria interinstitucional com o Centro Universitário Fundação de Ensino Octávio Bastos (UNIFEOP) de São João da Boa Vista, por meio do Curso de Graduação em Psicologia da instituição, prevendo a adequação dos materiais e processos desenvolvidos às diversas faixas etárias e populações atendidas.

Também foi possível constatar que o estabelecimento de uma identidade visual foi primordial para a difusão de conceitos e conscientização em relação à temática.

Os resultados foram organizados no Quadro 2, conforme as etapas de desenvolvimento.

## Quadro 2 - Resultados por etapa de desenvolvimento do projeto

1	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Foram estabelecidas parcerias entre o campus da UNESP e:             <ul style="list-style-type: none"> <li>➢ A <b>Prefeitura Municipal de São João da Boa Vista</b> pelo Departamento de Meio Ambiente, Agricultura e Abastecimento e pela Agência de Desenvolvimento de São João da Boa Vista;</li> <li>➢ A <b>COOPERMAX</b>;</li> <li>➢ A empresa <b>LED Reciclagem Tecnológica</b>, responsável pela coleta e a destinação correta de resíduos eletrônicos;</li> <li>➢ Escolas públicas e particulares de ensino fundamental do município e um Centro de Assistência Social.</li> </ul> </li> </ul>
2	<ul style="list-style-type: none"> <li>• O uso das mídias sociais (página de Facebook e Instagram) despertou um maior envolvimento e interação das comunidades interna e externa com as iniciativas do RETEC Unesp, abarcando diversos públicos. São 334 seguidores no Facebook e 207 seguidores no Instagram, tendo um alcance de 5718 visualizações;             <ul style="list-style-type: none"> <li>➢ Esta divulgação resultou em um convite para a participação em matéria da Revista Atua da Associação Comercial e Empresarial de São João da Boa Vista (ACE) (Prado, 2019);</li> </ul> </li> <li>• Foi criada uma logomarca (Figura 1) cujo conceito envolve a associação entre as cores da coleta seletiva e a construção de um “novo sentido” sobre a reciclagem junto à sociedade (inversão do símbolo da reciclagem convencionalmente representado em sentido horário). Uma alusão ao descarte dos eletrônicos aparece representada como uma árvore de circuitos eletrônicos, que é o foco das ações do grupo;</li> <li>• A participação em eventos possibilitou a coleta de resíduos eletrônicos para destinação correta realizada pela empresa LED Reciclagem Tecnológica (Figura 2);</li> <li>• Com a distribuição das canecas reutilizáveis, <b>deixamos de consumir aproximadamente 316.800 copos/ano no campus</b>;</li> <li>• A distribuição de copos reutilizáveis durante o Encontro Sanjoanense de Engenharia e Tecnologia (ENSET) da UNESP, em eventos da Associação Atlética do Campus e a parceria com a cantina, propiciaram a <b>economia de cerca de 5000 copos plásticos durante os eventos</b>.</li> </ul>
3	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Foram realizadas palestras para as comunidades: interna durante a recepção aos calouros em 2018, 2019 e 2020; e externa: em um Centro de Assistência Social, em duas escolas estaduais e em uma escola particular do município (Figuras 3 e 4);</li> <li>• A elaboração de materiais didáticos e o aprimoramento de processos educativos possibilitou o estabelecimento de parceria interinstitucional com a colaboração o Centro Universitário Fundação de Ensino Octávio Bastos (UNIFEOB), de São João da Boa Vista, por meio do Curso de Graduação em Psicologia da instituição, prevendo a adequação dos materiais e processos desenvolvidos às diversas faixas etárias e populações atendidas.</li> </ul>
4	<ul style="list-style-type: none"> <li>• O RETEC Unesp elaborou projetos de iniciação científica para estudantes do ensino médio de escolas do município e aguarda parecer do edital do PIBIC Ensino Médio ao qual foram submetidos;</li> <li>• Existe também informalmente, um grupo de estudos sobre Avaliação do Ciclo de Vida voltado para a comunidade interna do campus e que conta com vários membros do RETEC Unesp.</li> <li>• O grupo de extensão utiliza de pesquisas para ratificar a GCV, operando com os resíduos eletrônicos recolhidos no ecoponto da comunidade interna juntamente com a COOPERMAX, o que tornou possível a realização de processos previstos na PNRS, tais como a Logística Reversa e a Responsabilidade Compartilhada;</li> <li>• Desde o início das atividades um projeto foi contemplado com uma bolsa cedida pela PROEX e uma integrante do grupo RETEC Unesp foi contemplada com bolsa atribuída pelo PIBIC para desenvolvimento de projeto relacionado ao eixo temático do grupo.</li> </ul>
5	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Instalação de lixeiras seletivas;</li> <li>• Disposição de caixas de coleta de papel na sala dos docentes;</li> <li>• Distribuição de adesivos do RETEC Unesp;</li> <li>• Dois coletores de resíduos eletrônicos foram cedidos pela Prefeitura Municipal, um para coleta de resíduos eletrônicos e outro para a coleta seletiva das demais categorias. Etapa em desenvolvimento (fase de de cotação orçamentária para confecção dos coletores).</li> </ul>



Figura 1: Identidade visual associada ao grupo RETEC Unesp.



Figura 2: Ação interna durante 2ª Volta UNESP - Coleta de resíduos eletrônicos pela empresa LED Reciclagem Tecnológica.



Figura 3: Processo educativo em um Centro de Assistência Social.



Figura 4: Palestra durante recepção aos calouros.



### Conclusões

Apesar das limitações, foi possível que atingíssemos muitos dos objetivos traçados inicialmente.

Contudo, é de fundamental importância

conscientizar constantemente tanto a comunidade do campus quanto a comunidade externa sobre a importância dos impactos ambientais, sociais e econômicos dos resíduos sólidos, com ênfase nos eletrônicos e nos REEs, foco do RETEC Unesp, sem esquecer as responsabilidades da população para com sua gestão adequada, aliando objetivos do PNRS e PMGIRS, cabendo destacar os seguintes:

- integrar catadores de materiais recicláveis nas ações que envolvam a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos;
- incentivar o reaproveitamento dos resíduos sólidos, incluindo a recuperação e o aproveitamento energético;
- evidenciar o potencial dos desperdícios e impactos ambientais quando as ferramentas da GCV não são colocadas em prática.

Em continuidade ao projeto, o RETEC Unesp tem como objetivo futuro ser um ecoponto de eletrônicos para toda a comunidade sanjoanense e região, já havendo iniciativas para garantir essa implementação. Ademais, é um anseio essencial ao RETEC Unesp criar um Centro de Educação em Tecnologias Sustentáveis (CETeS) para tornar possível a recepção de estudantes do ensino fundamental e médio no campus, estimulando a busca por soluções para o projeto,

o desenvolvimento e a produção de tecnologias sustentáveis, estimulando o desenvolvimento e o acesso à universidade pública e gratuita na formação de profissionais e cidadãos.

Acredita-se que essas ações trouxeram, trazem e trarão contribuições para a GCV e para a efetivação das diretrizes da PNRs, do PMGIRS de São João da Boa Vista e outras leis de diversas instâncias, incluindo os ODS, ainda que inicialmente no âmbito local e regional.

### Agradecimentos

Agradecemos aos(às) revisores(as) dos artigos do GCV 2020; à (Proex) da UNESP pelo fomento à realização desse projeto, por meio de recursos financeiros e bolsa de extensão; à FAPESP, processo 2017/0653-4; ao apoio institucional concedido pela UNESP, Campus de São João da Boa Vista; e às parcerias públicas e privadas estabelecidas.

### Referências bibliográficas

BERALDO, I. A **compreensão de alunos do ensino médio sobre as relações CTSA e a preservação de um ecossistema terrestre a partir de uma aprendizagem centrada em eventos**. 2015. 79 f. Dissertação (Mestrado em Educação para Ciência), Faculdade de Ciências, UNESP, Bauru, SP, 2015. <https://bit.ly/3garLSz>.

BRAGA, B. et al. **Introdução à Engenharia Ambiental**. São Paulo: Prentice Hall, 2002, 305p. Capítulo 14.

BRASIL. **Lei 12.305, de 02 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, 2010. <https://bit.ly/336rWdC>.

FIGUEIREDO, P. J. M. **A sociedade do lixo: os resíduos, a questão energética e a crise ambiental**. Piracicaba: UNIMEP, 1994.

FORPROEX - Fórum de Pró-Reitores de Extensão das Instituições de Educação Superior Públicas Brasileiras Plano Nacional de Extensão

Universitária. **Política Nacional de Extensão Universitária**, 2012. <https://bit.ly/2CYa0aB>.

MENEZES, C. M. L. **A questão ambiental e a universidade: uma proposta metodológica**, 2002. <https://bit.ly/2X1SCZp>.

ONU. Organização das Nações Unidas. **Transformando Nosso Mundo: A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável**, 2015. <https://bit.ly/2P7Wgwh>.

PRADO, D. Reciclagem em São João, Revista Atua, 2019. <https://bit.ly/3few8dH>.

SÃO JOÃO. Prefeitura Municipal de São João da Boa Vista. **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos: Relatório Final**, 2014. <https://bit.ly/2P7MvhS>.

SATO, M. **Educação Ambiental**. São Carlos: Editora Rima Artes e Textos, 2003.

UNEP. United Nations Environment Programme. **Life Cycle Management: A Business Guide to Sustainability**, 2007. <https://bit.ly/307peCM>.

## ***Integração dos ODS nas esferas de ensino, pesquisa e extensão de uma instituição de Educação Superior do Estado de São Paulo***

Yovana María Barrera Saavedra<sup>1,2</sup>

Roberta Sanches<sup>3</sup>

<sup>1</sup>UFSCar campus -Lagoa do Sino-Centro de Ciências da Natureza (CCN)

<sup>2</sup>UFSCar Campus de Sorocaba – Programa de pós-graduação em Engenharia de Produção

<sup>3</sup>UFSCar campus -São Carlos/ Secretaria Geral de Gestão Ambiental e Sustentabilidade (SGAS)

yovana.saavedra@ufscar.br

### **Resumo**

Com a inserção em 2015 da Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável que veio como um plano de ação para as pessoas, o planeta e a prosperidade, espera-se que todos os países em nível nacional, regional e local integrem os 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) com o cumprimento das 169 metas estabelecidas até 2030. Neste sentido, as Instituições de Educação Superior (IES) têm um papel fundamental para integrar os ODS em todas as suas esferas. O objetivo deste artigo é apresentar os resultados iniciais das ações realizadas em uma IES do estado de São Paulo para integrar o Pensamento do Ciclo de Vida (PCV) e os ODS nas esferas de ensino, pesquisa e extensão. A metodologia usada foi baseada em pesquisa exploratória, aulas teóricas sobre ODS, PCV, debates, aulas práticas e aplicação em campo por meio de atividades de extensão com as escolas de um município localizado no sudoeste paulista. Os resultados iniciais na esfera de ensino mostraram que ainda os estudantes têm dificuldade em entender como os ODS podem ser integrados em empresas e em municípios de pequeno porte que carecem de recursos financeiros para implementação de medidas que demandem maiores investimentos. Já na esfera de extensão, foi possível perceber o alto nível de conscientização por parte dos diretores e professores das escolas com a temática de ODS e da importância que tem as parcerias destes dois tipos de

instituições. Na parte de pesquisa foi observado que no âmbito de alguns ODS tais como o ODS6-de água potável e saneamento foi possível identificar que o município estudado possui uma falta de adequação na gestão de resíduos sólidos o que pode acarretar na falta de cumprimento de outros ODS tais como; ODS14- vida na água e ODS15- vida terrestre por causa dos impactos ambientais causados pelos resíduos quando tem uma disposição final adequada. Por fim, foi possível identificar novas ações de extensão para inserir o PCV dentro da comunidade onde está inserida a universidade.

**Palavras-chaves:** Sustentabilidade; ODS; Instituições de Educação Superior; Impactos ambientais; Resíduos Sólidos.

### **Introdução**

A partir da criação da agenda 2030 onde foram traçados os 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) com as suas 169 metas. Os ODS são considerados mais amplos e inclusivos que os Objetivos de Desenvolvimento do Milênio (ODM) e tem como desafio e requisito global a erradicação da pobreza para alcançar o Desenvolvimento Sustentável.

Segundo a Organização das Nações Unidas de Brasil (ONU-Brasil), os ODS são indivisíveis, integrados e equilibram os pilares da sustentabilidade (ambiental, econômico e social). Entre suas frentes podem ser destacadas as pessoas, o planeta, a prosperidade, a paz e a parceria (ONU-Brasil, 2020). Milovantseva, Earle; Heymann (2018) citam que nos ODS enfatiza-se a importância da educação antes da escola primária. Neste sentido, o movimento internacional rumo ao Desenvolvimento

Sustentável em coordenação com o Pacto Global definiu em 2007 os seis Princípios para a Educação em gestão Responsável (PEGR). Estes princípios foram estabelecidos com o objetivo de guiar os gestores das Instituições de Educação Superior (IES) e educadores no avanço de soluções para ambientes complexos e desafiadores para uma futura gestão responsável. Além disso, os princípios também buscam garantir que os estudantes e futuros profissionais adquiram por meio da educação os conhecimentos e habilidades necessárias para promover a sustentabilidade e desenvolvimento de estilo de vida sustentáveis (BORGES et al., 2017).

Perante esses princípios as IES possuem o papel social de disseminar conhecimento, desenvolver metodologias, incorporar técnicas inovadoras ao cotidiano coletivo e formar opiniões, buscando, assim, a evolução da sociedade (LEF, 2009). Nos últimos anos observa-se o aumento do número de Universidades que buscam, dentro de suas possibilidades, promover a sustentabilidade dentro de seus campi, assumindo um compromisso que as colocam como agentes disseminadores de práticas ambientalmente adequadas, refletindo tais ações nas comunidades a elas vinculadas. Assim, as IES tornam-se não apenas disseminadoras de informações associadas a variável ambiental, mas sim um modelo de práticas sustentáveis ao incorporar ações efetivas em seus processos de planejamento e gestão. Hourneaux e Caldana, 2017; Waltner, Rieß e Brock, 2018) acrescentam

que os educadores e líderes empresariais estão em posições para influenciar a mentalidade e as ações dos futuros líderes e é por isso que a educação pode ser caracterizada como uma jornada que deve basear-se nos ODS. Para Avelar, Oliveira e Pereira (2019) é necessário que as IES abordem a sustentabilidade em seu ensino, pesquisa e extensão com práticas pedagógicas e propostas centradas que permitam a mudança de comportamento e atitude dos estudantes. Além disso, é importante que estas práticas sejam feitas de uma forma interdisciplinar, a fim de estimular a interação e interdependência entre as disciplinas e as pessoas para o desenvolvimento de metodologias iterativas.

Outro ponto importante a ser destacado na integração dos ODS nas IES e suas esferas de ensino, pesquisa e extensão é a integração do Pensamento do Ciclo de Vida (PCV) com a finalidade de que gestores, professores, estudantes e a comunidade entendam como as atividades e os processos de fabricação de produtos e serviços tem impactos ambientais, sociais e econômicos em todas as fases do ciclo de vida e que dependendo da sua gestão estes impactos podem ser positivos e negativos, e no caso de negativos como devem ser criadas estratégias e aplicadas práticas (ferramentas, técnicas e metodologias) que permitam a sua diminuição. Neste sentido, este artigo tem por objetivo apresentar os resultados iniciais das ações realizadas em uma IES do estado de São

Paulo nas esferas de ensino, pesquisa e extensão para integrar os ODS junto com o PCV.

### **Metodologia**

A metodologia usada neste artigo foi baseada inicialmente em uma revisão exploratória sobre os ODS e suas 169 metas e sua inserção nas IES. Na sequência foram identificadas algumas ações da secretária de Gestão Ambiental e de Sustentabilidade da IES estudada, neste caso a Universidade Federal de São Carlos- UFSCar. Paralelamente foram realizadas algumas atividades e práticas no campus UFSCar-Lagoa do Sino durante o ano 2019 nas esferas de ensino, pesquisa e extensão.

### **Resultados**

#### **ODS, PCV e IES**

Dentro dos 17 ODS promovidos na agenda 2030, encontramos um específico direcionado à parte de educação correspondente ao ODS4-Educação de qualidade. O ODS4 tem por objetivo providenciar uma educação inclusiva e equitativa e promover oportunidades de aprendizado. Entende-se que isto é uma prioridade pois é considerado que o Desenvolvimento Sustentável ocorre em ambientes onde há educação. Dentro deste ODS4 encontramos algumas metas específicas que garantam que todos estejam alfabetizados, que tenham acesso à educação, adquiram conhecimento em habilidades para promover o Desenvolvimento Sustentável e tenham

melhores infraestruturas. Por fim, entre as metas também pode ser destacado a necessidade de aumentar o número de professores qualificados por meio de cooperação internacional entre países desenvolvidos com países menos desenvolvidos.

Segundo Avelar, Oliveira e Pereira (2019) o ODS4 tem impacto direto em outros ODS tais como: ODS8- trabalho decente e desenvolvimento econômico; ODS9- indústria, inovação e infraestrutura; ODS12-consumo e produção responsáveis e ODS17- parcerias e meios de implementação. Além disso, a partir do ODS9 que insere a inovação podem ser promovidos outros ODS tais como: ODS6- Água potável e saneamento; ODS7-Energia Limpa e Acessível; ODS14-Vida na água e ODS15-Vida terrestre e com o cumprimento destes poderão ser alcançados os ODS1-Erradicação da pobreza; ODS2-Fome zero e agricultura sustentável; ODS3-Saúde e bem-estar; ODS5-igualdade de gênero; ODS10-redução das desigualdades; ODS11-cidades e comunidades sustentáveis; ODS13-ação contra a mudança global do clima e ODS16-paz, justiça e instituições eficazes.

No caso da integração do PCV foi identificado que entre os ODS diretamente relacionados com o conceito podem ser destacados o ODS12, ODS7 que estão relacionados com o desenvolvimento de produtos mais sustentáveis e energias limpas. No entanto, para que isto seja realizado dentro de uma perspectiva mais consciente e eficaz o ODS4 de educação entra como primordial para que os gestores, professores e estudantes em todas as esferas de

ensino entendam e consigam implementar ações que insiram o PCV em todas as suas atividades e com isto se tornem multiplicadores do conceito, apliquem suas práticas e desenvolvam alternativas de melhoria contínua usando como apoio o uso dos outros ODS.

### **UFSCar e a sustentabilidade**

A UFSCar, por meio da sua Secretaria Geral de Gestão Ambiental e Sustentabilidade (SGAS), vem desenvolvendo ações voltadas à promoção de práticas ambientalmente adequadas em seus campi. A SGAS possui como principal diretriz estabelecer metas e critérios que constituem procedimentos que levem a sustentabilidade ambiental nas diferentes esferas administrativas da Instituição. Para tanto, conta com uma estrutura constituída pelo Secretário Geral da unidade, pelo Coordenador de Gestão Ambiental e Sustentabilidade e pelos seguintes departamentos: Gestão de Áreas Verdes, Biodiversidade e Agroambientes, Apoio à Educação Ambiental, Gestão de Resíduos e Multicampi de Meio Ambiente.

Ao Coordenador de Gestão Ambiental e Sustentabilidade cabe planejar o Sistema de Gestão Ambiental (SGA) e promover a articulação e suporte aos departamentos e demais unidades, órgãos e setores dos Campi UFSCar para a sua implementação e monitoramento, além de coordenar a elaboração de cronogramas de metas de implantação dos planos de ação ambiental específicos, entre outros.

Cabe ao Departamento de Gestão de Áreas Verdes, Biodiversidade e Agroambientes (DeGABA) a manutenção das áreas verdes, envolvendo vistorias, orientações e emissão de autorizações para plantios, cortes, podas, transplantes e demais tratos culturais das áreas verdes do campus da UFSCar em São Carlos. Além disso, é de responsabilidade do DeGABA o acompanhamento das compensações ambientais realizadas na UFSCar, campus de São Carlos, e aos processos ambientais juntos aos órgãos competentes, tais como, CETESB.

O Departamento de Apoio à Educação Ambiental (DeAEA) tem como atribuições: planejar e coordenar atividades voltadas à sensibilização da comunidade universitária para questões ambientais; promover o uso de espaços educadores internos e externos à UFSCar para a difusão da Educação Ambiental (EA); apoiar atividades formativas de estudantes com vistas à EA; difundir informação e conhecimentos relacionados à EA; atender solicitações da administração superior para fortalecer a EA e a Sustentabilidade na Instituição.

São competências do Departamento de Gestão de Resíduos (DeGR) promover o planejamento e execução de atividades relativas ao gerenciamento e a gestão integrada dos resíduos sólidos na UFSCar, observando a seguinte hierarquia de ações: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos contaminados e disposição final ambientalmente adequada.

Ao Departamento Multicampi de Meio Ambiente compete trazer as questões ambientais

específicas dos campi, auxiliar no planejamento e desenvolvimento de atividades da SGAS, atuar como braço de implantação do SGA (Sistema de Gestão Ambiental), dar apoio técnico as ações, projetos e programas ambientais, elaborar relatórios e demais atividades relacionadas ao meio ambiente.

As ações da UFSCar, focadas na temática ambiental, caminham para a incorporação efetiva de práticas ambientais em suas atividades, sendo essas desenvolvidas pelos departamentos da SGAS em parceria com toda a comunidade acadêmica e externas relacionadas.

### **UFSCar-Campos Lagoa do Sino**

O campus UFSCar-Lagoa do Sino tem 6 anos de funcionamento e está localizado no município de Buri-SP em uma área de 643 hectares produtivas (UFSCar-Lagoa do Sino, 2020). Esta área foi doada pelo escritor Raduan Nassar para que fosse construída uma universidade pública com o objetivo de melhorar a qualidade de vida das pessoas dos 40 municípios que tem o menor Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) do estado de São Paulo. Atualmente o Centro de Ciências da Natureza (CCN) da UFSCar-Lagoa do Sino tem cinco cursos com calendário anual: Administração, Ciências biológicas, Engenharia Ambiental, Engenharia Agrônoma e Engenharia de Alimentos e recebe estudantes do país inteiro. O projeto foi estruturado dentro de três eixos principais: Desenvolvimento Sustentável Territorial, Soberania e Segurança Alimentar e Agricultura Familiar. Os projetos

pedagógicos foram organizados por eixos que seriam as grandes áreas e dentro desses eixos estariam os mesoconteúdos ou as disciplinas. Além disso, o estudante desde o primeiro ano deve trabalhar em grupo em uma prova integradora que tem por objetivo o desenvolvimento de trabalhos que integrem os temas dos eixos cursados durante o ano. No final do ano os alunos apresentam estes trabalhos os quais são avaliados pelos docentes em formato oral e em alguns casos escrito. Com isso, o estudante desde o começo do seu curso tem facilidade para relacionar os temas vistos nas aulas dentro de um contexto real e prático.

Os docentes do campus sempre estão trabalhando na inserção de temas atuais e relevantes que ajudem ao estudante a se tornar um futuro profissional mais consciente dos problemas atuais e das necessidades futuras. Neste sentido, foram desenvolvidas algumas ações com o objetivo de integrar os ODS e o PCV nas esferas de ensino, pesquisa e extensão.

Na esfera de **ensino** foram realizadas aulas teóricas-práticas sobre os ODS no segundo ano do curso de Engenharia de Alimentos dentro do mesonconteúdo de Gestão agroindustrial, onde os estudantes conheceram o histórico da Agenda 2030 com seus 17 ODS e suas 169 metas. Além disso, os estudantes realizaram uma prática por grupos onde deviam identificar o símbolo do ODS com seu significado. No final da aula os alunos conseguiram ter uma ideia mais clara da importância dos ODS dentro do seu curso e como ele podiam ser inseridos diretamente e

indiretamente dentro de suas atividades. Na parte do PCV dentro do mesoconteúdo os alunos tiveram três aulas teóricas sobre o conceito de PCV e sua importância dentro da gestão agroindustrial e as generalidades da técnica mais usada dentro do PCV como é a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Além disso, os alunos criaram um fluxograma sobre o ciclo de vida do produto selecionado dentro da Avaliação Integradora que foi apresentado junto com as melhorias da embalagem do produto, integrando os princípios de ecodesign, junto com os resultados da aplicação de matrizes qualitativas e semiquantitativas. Identificou-se que os alunos têm dificuldade em entender a técnica de ACV e como cada etapa deve ser previamente mapeada com suas entradas e saídas quantificadas para poder avaliar os impactos ambientais.

Já no curso de Administração os ODS e o PCV foram trabalhados no primeiro e segundo ano dentro de três mesoconteúdos: Abordagem da Sustentabilidade, Gestão da Sustentabilidade e Gestão Ambiental. Para o primeiro ano foram realizadas aulas teóricas sobre os conceitos fundamentais usados dentro da sustentabilidade e suas esferas de aplicação. Referente aos ODS os alunos tiveram 6 aulas teóricas e práticas onde foi apresentado o histórico dos ODS, sua importância e apresentado e discutido cada um dos ODS com suas respectivas metas. Para maior fixação das informações os alunos fizeram práticas com jogos sobre os ODS realizadas de forma individual e em grupos de trabalho. Além disso, como forma de multiplicar os

conhecimentos com a comunidade os alunos realizaram uma atividade prática por grupo com os alunos das escolas da cidade de Campina de Monte Alegre na faixa etária de 6-40 anos. Esta atividade teve uma duração de 1h 40 minutos e foi acompanhada pelos professores responsáveis da aula na escola. No início da atividade os alunos apresentavam os principais conceitos que incluía o PCV e os 17 ODS e na sequência realizavam a dinâmica com os alunos. Os resultados demonstraram que os alunos tiveram uma melhor fixação dos ODS com a prática realizada nas escolas e puderam identificar algumas ações que podem ser desenvolvidas nas próximas versões. De outra parte, os diretores e professores das escolas, demonstraram grande interesse pelo tema e pela parceria criada entre a universidade e as escolas para o desenvolvimento desse tipo de atividades. A figura 1 apresenta um dos grupos realizando a dinâmica de ODS em uma das escolas da cidade.

Figura 1-Prática realizada nas escolas de Campina do Monte Alegre-SP



Já no segundo ano de administração dentro do mesoconteúdo de Gestão Ambiental foram

trabalhados diversos temas relacionados indiretamente com os ODS tais como a gestão dos resíduos sólidos que entram dentro do ODS4-água potável e saneamento. Neste tema além das aulas teóricas os alunos realizaram uma atividade prática onde realizaram a gravimetria dos resíduos sólidos do campus para identificar os diferentes tipos de resíduos gerados e identificar as possíveis ações para melhorar a sua gestão. Entre as principais dificuldades encontradas na prática foi a falta de conhecimento dos alunos sobre a disposição adequada de alguns resíduos identificados dentro dos resíduos do campus. Para isso, como os alunos deviam entregar por grupo como trabalho final ações que pudessem melhorar a gestão de uma lista de resíduos selecionadas previamente pela docente. A figura 2 representa o local onde foi realizada a prática.

Figura 2-Local de destinação dos resíduos sólidos do campus Lagoa do Sino



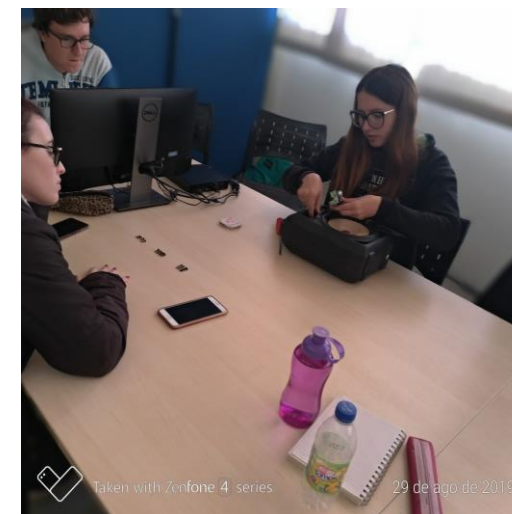
Na parte de PCV os alunos realizaram práticas relacionadas com aplicação de matrizes qualitativas de ecodesign, criação de fluxogramas de alguns produtos para entender o

conceito de ciclo de vida e as generalidades da ACV. Além disso, os alunos também realizaram uma prática sobre remanufatura onde deviam desmontar um produto específico e aplicar uma matriz para ver a facilidade que tinha o produto para ser remanufaturado. Entre os principais resultados foi possível observar por parte dos alunos a dificuldade em desmontar os produtos e identificar como as empresas fabricam produtos inviabilizando a sua recuperação na fase de pós-consumo. Todas estas atividades podem ajudar a cumprir o ODS 12- consumo e produção responsáveis.

Por fim, no ano de 2019 foi ofertada por primeira vez a atividade curricular optativa intitulada: Gestão e Engenharia do Ciclo de Vida- EGCV com uma duração de 30 horas, onde os estudantes trabalharam diversas práticas usadas dentro deste conceito tais como: PCV, ACV, Sistema Produto-Serviço, Ecodesign, Estratégias de fim-de-vida; EcoInovação, ODS entre outros. Todas as aulas foram teórico práticas e os alunos tinham que aplicar os conceitos dentro de casos reais. Entre os principais resultados foi identificado os alunos não tinham uma definição clara sobre o conceito de PCV e suas principais práticas. Além disso, com os novos conceitos e práticas usados os alunos conseguiram entender a significância de melhorar a gestão do ciclo de vida de produtos e serviços e como eles impactam direta ou indiretamente nos pilares da sustentabilidade. Além disso, as oportunidades que podem ser desenvolvidas e que podem ser integradas dentro da sua profissão. Com esta

atividade curricular é possível a inserção de alguns ODS tais como: ODS12, ODS 7, ODS11, ODS9 e ODS13. A figura 3 apresenta um dos grupos que realizou a prática de remanufatura com um caixa de som.

Figura 3- Prática de Remanufatura



Na parte de **pesquisa** no ano de 2019 foram realizados junto com os alunos de Iniciação Científica dois trabalhos: o primeiro sobre o diagnóstico da gestão dos resíduos sólidos do município de Campina de Monte Alegre, onde foi possível levantar os principais dados do município e realizar a análise gravimétrica dos resíduos destinados ao aterro controlado da cidade. Além disso, foi possível identificar algumas ações que podem ser inseridas para melhorar a sua gestão (FUTENMA, 2019). Já no segundo trabalho foi realizado uma revisão bibliográfica sistemática sobre as principais práticas de sustentabilidade usada na indústria de

alimentos, onde foi possível determinar como a ACV é uma das técnicas mais usadas, principalmente nos países europeus (MONTEIRO, 2019).

Já na parte de **extensão** no 2019 foi criada por primeira vez a sala de ODS dentro do evento de Porteiras Abertas que tem por objetivo apresentar a universidade às escolas da região. Neste evento foram realizadas algumas dinâmicas com as escolas sobre os 17 ODS e o PCV identificando alguns impactos ocasionados pelos produtos, serviços e resíduos. A figura 4 representa um grupo de visitantes na sala de ODS de Porteiras Abertas e para 2020 se terá um projeto de extensão que tem por objetivo integrar o pensamento do ciclo de vida dentro das escolas de Campina do Monte Alegre. Este projeto será realizado pelos alunos da UFSCar-Lagoa do Sino.

Figura 4-ODS no evento de Porteiras Abertas



Por fim, foi criada no município de Campina do Monte Alegre a primeira Gincana de Coleta de Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos (REEE) junto com a empresa Sintronics de Sorocaba e a secretária de meio ambiente do município. O objetivo desta gincana foi conscientizar os alunos das escolas sobre este tipo de resíduos e poder realizar a coleta para a sua disposição adequada para uma posterior recuperação.

### Conclusões

Este artigo trouxe algumas ações que estão sendo implementadas dentro de uma IES relacionadas com os ODS e o PCV. Foi observado a importância de inserir o conceito de PCV nas esferas de ensino, pesquisa e extensão de forma a preparar os gestores, docentes e futuros profissionais para desenvolver e aplicar práticas que possam ajudar a alcançar melhores resultados dentro do contexto de Desenvolvimento Sustentável. De outra parte, as parcerias e atividades realizadas com a comunidade do município de Campina do Monte Alegre ajudaram a identificar novos campos de atuação nestes dois temas fundamentais e possibilidades na criação de novas parcerias para a inserção do PCV e dos ODS, assim como a identificação de novas ações que podem ser aplicadas no município estudando para melhorar seu contexto atual.

Na parte de ensino é necessário a integração de mais aulas práticas para a fixação e o melhor

entendimento dos conceitos sobre PCV e ODS e sua forma de aplicação no contexto real.

### Referências bibliográficas

- Avelar, A.B.A.; Oliveira, K.D.S.; Pereira, R.S. (2019) Education for advancing the implementation of the Sustainable Development Goals: A systematic approach. *The International Journal of Management Education*. v.17.100322.
- Borges, J. C., Cezarino, L. O., Ferreira, T. C., Sala, O. T. M., Unglaub, D. L., Caldana, A. C. F. (2017). Student organizations and communities of practice: Actions for the 2030 agenda for sustainable development. *International Journal of Management in Education*, 15(2), 172–182. <https://doi.org/10.1016/j.ijme.2017.02.011>.
- Futenma, K.R. Diagnóstico da Gestão dos Resíduos Sólidos em um município do sudoeste paulista. Relatório de Iniciação científica Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico CNPq. PIBIC. 2019.
- Hourneaux, F., Jr., Caldana, A. C. F. (2017). Gestão responsável: Responsabilidade, ética e sustentabilidade a partir do Principles for Responsible Management Education (PRME). *The Organ*, 14(27), 166–180. <https://doi.org/10.11606/issn.2238-2593.organicom.2017.144120>.
- Leff, E. *Ecologia, Capital e Cultura: a territorialização da racionalidade ambiental*. Editora Vozes: Petrópolis - RJ, 2009. 440p;
- Milovantseva, N., Earle, A., & Heymann, J. (2018). Monitoring progress toward meeting the United Nations SDG on pre-primary education: An important step towards more equitable and sustainable economies. *Vestnik Mezhdunarodnykh Organizatsii—International Organisations Research Journal*, 13(4), 137–158. <https://doi.org/10.17323/1996-7845-2018-04-06>.
- Monteiro, R.J. Identificação das iniciativas de sustentabilidade e propostas de melhoria em empresas do setor alimentício no sudoeste paulista. Relatório de Iniciação Científica. Relatório de Iniciação científica Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico CNPq. PIBIC. 2019.
- ONU-Brasil. Transformando o nosso mundo: A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/pos2015/agenda2030/>. Acesso em: 20 de fevereiro de 2020.
- UFSCar-Lagoa do Sino. O campus. Disponível em: <https://www.lagoadosino.ufscar.br/o-campus>. Acesso em: Fevereiro 20 de 2020.



## Articulação interinstitucional e interdisciplinar em processos de educação ambiental: experiências do RETEC UNESP – Reciclando Tecnologia

Letícia Dal Picolo Dal Secco de Oliveira<sup>1,2</sup>

José Augusto de Oliveira<sup>2</sup>

Ana Letícia Coradi<sup>2</sup>

Amanda Belchior Pereira<sup>2</sup>

Carolina Magda Ronchini<sup>2</sup>

Maria Carolina Najar Nicolas<sup>2</sup>

Letícia Barbosa Fidanza<sup>2</sup>

Mirian Paula dos Santos<sup>2</sup>

Mariana Lopes Maurício<sup>1</sup>

Fabiana Bozelli Alves Ferreira<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Centro Universitário Fundação de Ensino Octávio Bastos (UNIFEOB), Curso de Graduação em Psicologia, São João da Boa Vista/SP

<sup>2</sup>Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP), Grupo de Extensão RETEC UNESP – Reciclando Tecnologia, São João da Boa Vista/SP

[le.dalpicolo@gmail.com](mailto:le.dalpicolo@gmail.com)

### Resumo

O grupo de extensão RETEC UNESP – Reciclando Tecnologia, da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP), campus de São João da Boa Vista/SP desenvolve diversas atividades de ensino, pesquisa e extensão. Dentre elas, este grupo realiza processos de educação ambiental como estratégia para o gerenciamento de resíduos sólidos, considerando-a importante para uma efetiva Gestão do Ciclo de Vida (GCV). Para isso, articula os setores público e privado e as comunidades interna e externa do campus, partindo de legislações e diretrizes de vários níveis governamentais e internacionais, como a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS); a Política Nacional de Educação Ambiental; as Diretrizes Curriculares Nacionais para a Educação Ambiental; o Plano Municipal de Gestão

Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS) do município; o Plano Estratégico São João 2050; os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS); o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA); e o Programa Internacional de Educação Ambiental. Visando atender públicos de diversos estágios de desenvolvimento humano com os processos de educação ambiental, para uma mudança cultural de hábitos mais efetiva e de longo prazo, este trabalho tem por objetivo discorrer sobre a parceria interinstitucional estabelecida entre RETEC UNESP e o curso de Graduação em Psicologia do Centro Universitário da Fundação de Ensino Octávio Bastos (UNIFEOB) para elaboração de materiais didáticos e processos educativos tecnicamente adequados em conteúdo e linguagem. Dentre os temas abordados estão: preservação de recursos naturais; água; políticas públicas; logística reversa e responsabilidade compartilhada; cidadania; coleta seletiva; catadores de materiais recicláveis; resíduos de equipamentos eletrônicos; ciclo de vida de produtos; e impactos ambientais. Como resultados parciais, foram elaborados escopos de temas para apostilas e apresentações e para um método de trabalho de desenvolvimento e revisão dos conteúdos. Acredita-se que este processo contribuirá, nos âmbitos municipal e regional para: potencialização dos resultados de execução de políticas públicas; articulação os setores públicos e privados para a GCV de produtos; e contribuição para os ODS: Saúde e Bem-Estar; Educação de Qualidade; Cidades e Comunidades Sustentáveis; Consumo e Produção Responsáveis; e Parcerias e Meios de Implementação.

**Palavras-chaves:** Educação ambiental, Resíduos eletrônicos, Resíduos sólidos, Interdisciplinaridade, Estágios de desenvolvimento humano.

### Introdução

A educação ambiental tem sido considerada uma importante estratégia de gestão ambiental (Deus, Battistelle, Silva, 2015), por possibilitar

mudanças de hábito e cultura de sujeitos e comunidades em relação ao meio ambiente (Guimarães, 1995).

No município de São João da Boa Vista/SP, existe o Grupo de Extensão RETEC UNESP – Reciclando Tecnologia, vinculado à Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP). Esse grupo se ocupa, dentre diversas ações, com o desenvolvimento de materiais e processos de educação ambiental para a população do município e região, além da comunidade interna da UNESP.

O grupo possui uma composição multidisciplinar, envolvendo docentes e discentes dos cursos de graduação em Engenharia Eletrônica e de Telecomunicações e em Engenharia Aeronáutica, de pós-graduação em Engenharia Elétrica, além de membros externos de diversas áreas, considerando-se a atuação interdisciplinar importante para ações que dependem de diversos conhecimentos.

Dessa forma, este trabalho tem o objetivo de discorrer sobre o desenvolvimento de uma parceria interinstitucional, entre UNESP, via RETEC UNESP, e Centro Universitário Fundação de Ensino Octávio Bastos (UNIFEOB), via Curso de Graduação em Psicologia, para a elaboração de materiais e processos educativos. Como materiais, podemos mencionar apostilas, folhetos, vídeos e apresentações, enquanto os processos educativos abarcam a execução de palestras, oficinas e cursos de diversas naturezas.

Conforme esses materiais e processos estão em desenvolvimento pela equipe do RETEC UNESP, direcionados por faixa etária, torna-se essencial a revisão desses materiais para garantir que linguagem, ilustrações e comunicação estejam adequadas aos respectivos estágios de desenvolvimento do público alvo.

### ***O contexto dos resíduos sólidos no Brasil e em São João da Boa Vista/SP***

O Brasil possui a Lei nº 12.305/10 que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), pela qual se formalizou uma articulação entre União, Estados, Municípios, setor produtivo e sociedade civil, em busca de soluções para os problemas gerados pelo descarte inadequado dos resíduos, que compromete a qualidade de vida da população. A educação ambiental é indicada como uma das estratégias para solução desses problemas (Brasil, 2010a).

Segundo a PNRS (Brasil, 2010), é obrigação dos municípios elaborar Planos Municipais de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS), essenciais para que eles consigam acessar recursos públicos para ações relacionadas à temática. No município de São João da Boa Vista, existe um PMGIRS elaborado com a colaboração da população (São João, 2014). Houve uma consulta pública articulada em parceria com escolas do município, que gerou o relatório “A cidade que queremos”. Seus resultados, além de contribuírem com a reformulação do Plano Diretor (São João, 2015), também foram utilizados para elaborar o Plano

Estratégico São João 2050, que visa estabelecer metas a longo prazo para o desenvolvimento do município (São João, [2017]). Na proposta “2.3.4 - Minimizar a geração de resíduos e melhorar sua gestão”, vislumbram-se ações de coleta seletiva e educação socioambiental da população, com estratégias articuladas entre setor público, empresarial e sociedade civil, para uma gestão de resíduos sólidos eficiente, o que vai ao encontro do conteúdo do seu PMGIRS e da PNRS.

Nesse âmbito, surgiu em 2017, o Grupo de Extensão RETEC UNESP, atuando em parceria com a Prefeitura Municipal de São João da Boa Vista e instituições públicas e privadas.

### ***Gestão do Ciclo de Vida e Educação Ambiental***

A Gestão do Ciclo de Vida (GCV) tem o objetivo de minimizar os danos ambientais, sociais ou econômicos de um produto, bem ou serviço de determinada organização durante todo o seu ciclo de vida (UNEP [United Nations Environment Programme], 2007). Entende-se que em ‘todo o ciclo’, também estão englobadas as fases que envolvem direta ou indiretamente o consumidor, o que o torna, tanto quanto os trabalhadores diretamente envolvidos na produção, um importante ator para uma gestão eficiente, com resultados sustentáveis.

Baseado em Ferraz (2007) e World Bank (2013), Paes (2018, p. 32, grifos nossos) discorre que:

Para uma boa compreensão do funcionamento de um SGRSU [Sistema de Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos] é necessário visualizar e

entender **todas as etapas do sistema e como elas interagem**. Este entendimento se inicia pela dimensão estratégica, com a elaboração dos planos de gestão de resíduos, de **políticas de educação ambiental**, inclusão social dos catadores por meio de cooperativas, ações, planejamento, capacitação, entre outras. A segunda etapa está relacionada aos sistemas de armazenamento, coleta e transporte dos resíduos; a terceira etapa está ligada à triagem e processamento e, por fim, a última etapa do SGRSU compreende ações de tratamento, destinação e disposição final.

Algumas estratégias hierarquicamente estabelecidas para a GCV são: a prevenção, a redução, a reutilização, a reciclagem, o tratamento e a disposição final (Brasil, 2010b; EPA [United States Environmental Protection Agency], 2016; Europe, 2008).

[...] Contudo, com qualquer dessas medidas adotadas, **há a necessidade eminente de projetos e ações de conscientização e educação ambiental da população para a devida segregação dos resíduos na fonte geradora e consumo mais consciente** (Paes, 2018, p. 96, grifos nossos).

A conscientização em processos de educação ambiental também é importante para exercício da cidadania, com a cobrança de responsabilidade dos setores envolvidos durante o ciclo de vida do produto, e denúncia de eventuais infrações. Estas questões são importantes para efetivar as estratégias da PNRS, tanto relativas à logística reversa, quanto à responsabilidade

compartilhada, tendo a educação ambiental:

[...] um importante papel de fomentar a percepção da necessária integração do ser humano com o meio ambiente. Uma relação harmoniosa, consciente do equilíbrio dinâmico da natureza, possibilitando, por meio de novos conhecimentos, valores e atitudes, a inserção do educando e educador como cidadão no processo de transformação do atual quadro ambiental do nosso planeta (Guimarães, 1995, p.15).

A Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (UNESCO, 1978) defende que a educação ambiental convoca as pessoas a pensar os problemas concretos da relação pessoa-ambiente, contribuindo para o bem-estar geral e para a sobrevivência da espécie humana.

Tanto a educação ambiental é importante que a Lei nº 9795 de 27 de abril de 1999, que “Estabelece as Diretrizes Curriculares Nacionais para a Educação Ambiental” (Brasil, 1999) e a Resolução CNE/CP nº 02 de 15 de junho de 2012, que “Dispõe sobre a educação ambiental, institui a Política Nacional de Educação Ambiental e dá outras providências” (Brasil, 2012), indicam a obrigatoriedade da educação ambiental em todos os níveis e em todas as modalidades educativas. Um dos focos dessas legislações está na transformação de hábitos e cultura da relação do homem com o ambiente.

Ampliando a importância da educação ambiental, internacionalmente, podemos ainda mencionar o Programa das Nações Unidas para o

Meio Ambiente (PNUMA), estabelecido em 1972 enquanto agência do sistema da Organização das Nações Unidas (ONU) (Brasil, [2004]), além do Programa Internacional de Educação Ambiental (PIEA), criado durante um Encontro Internacional em Educação Ambiental promovido pela UNESCO em Belgrado, Iugoslávia, “[...] que formulou os seguintes princípios orientadores: a Educação Ambiental deve ser continuada, multidisciplinar, integrada às diferenças regionais e voltada para os interesses nacionais” (Brasil, [1999]).

O PNUMA tem entre seus principais objetivos manter o estado do meio ambiente global sob contínuo monitoramento; alertar povos e nações sobre problemas e ameaças ao meio ambiente e recomendar medidas para melhorar a qualidade de vida da população sem comprometer os recursos e serviços ambientais das gerações futuras (Brasil, [2004]).

Sendo a educação ambiental importante para a GCV, este projeto, ainda que diretamente em nível local e regional, contribui para alguns Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da Agenda 2030 (ONU, 2015), como: Saúde e Bem-Estar; Educação de Qualidade; Cidades e Comunidades Sustentáveis; Consumo e Produção Responsáveis; e Parcerias e Meios de Implementação.

Reigota (2000) explica que não existe apenas uma interpretação sobre o que seja a educação ambiental, o que possibilita a existência de práticas educativas diversas em contextos

diferentes, desde relativas à destinação do lixo, quanto aos problemas climáticos.

Conforme a aprendizagem, a construção de conhecimentos e o potencial transformador da educação só podem ocorrer quando o sujeito apreende e se apropria de algo passível de ser vivenciado concretamente, e não contrariamente às suas experiências e contexto (Freire, 1983). Então, a compreensão de Reigota (2000) sobre os variados sentidos produzidos sobre a educação ambiental toma sentido, quando pensamos na educação enquanto transformadora.

[...] conhecer não é o ato através do qual um sujeito transformado em objeto, recebe dócil e passivamente os conteúdos que outro lhe dá ou lhe impõe. O conhecimento pelo contrário, exige uma presença curiosa do sujeito em face ao mundo. Requer sua ação transformadora sobre a realidade. Demanda uma busca constante. Implica invenção e reinvenção. Reclama a reflexão crítica de cada um sobre o ato mesmo de conhecer, pelo qual se reconhece conhecendo e, ao reconhecer-se assim, percebe o “como” de seu conhecer e os condicionamentos a que está submetido seu ato. Conhecer é tarefa de sujeitos, não de objetos (Freire, 1983, p. 27).

O estudo dessa intersubjetividade contida na dialogicidade presumida nos processos educativos de objetivo transformador, tanto é campo de estudo da psicologia sociointeracionista, quanto essa transformação pressupõe mudanças na relação do sujeito com o ambiente. Nesse sentido, a psicologia ambiental contribui com a compreensão dos processos

psicológicos envolvidos nas atividades educativas, auxiliando a orientar as ações em gestão ambiental. Esta contribuição ocorre em interface com outras áreas da psicologia, como a social e a educação, ao estudar a interação do ser humano com o ambiente, seja ele natural ou construído (Fisher, Bell, Baum, 2005).

### ***Interdisciplinaridade: Contribuições da Psicologia para a GCV***

A teoria sócio-histórica de Vygotsky contribui para a investigação a respeito do processo de desenvolvimento e aprendizagem humano, sendo que para o autor, o:

[...] aprendizado adequadamente organizado desperta vários processos internos de desenvolvimento, que são capazes de operar somente quando a criança interage com pessoas em seu ambiente e quando em cooperação com seus companheiros (Vygotsky, 2007, p. 103).

Para ele, as funções biológicas não são determinantes do desenvolvimento, mas sim a interação social. Nesse sentido, Vygotsky tem na linguagem um papel fundamental no processo de desenvolvimento. Ela possibilita tanto a criação quanto a imaginação da criança, fazendo com que ela consiga internalizar conceitos, sem a presença imediata dos objetos. É a linguagem que possibilita a troca com o outro e permite que cada indivíduo se constitua na interação. Por essa concepção, Vygotsky desenvolveu o conceito de Zona de Desenvolvimento Proximal (ZDP):

[...] a distância entre o nível de desenvolvimento

real, que se costuma determinar através da solução independente de problemas, e o nível de desenvolvimento potencial, determinado através da solução de problemas sob a orientação de um adulto ou em colaboração com companheiros mais capazes (Vygotsky, 2007, p. 97).

A ZDP possibilita entender em qual nível real de desenvolvimento o ser humano se encontra, e qual a potencialidade de ele ainda se desenvolver, auxiliando os educadores em sua atuação. Assim, a palavra assume uma função importante no processo de desenvolvimento humano, direcionando a construção das interpretações no pensamento infantil, uma vez que estão estreitamente ligados.

A relação entre o pensamento e a palavra é um processo vivo: o pensamento nasce através das palavras. Uma palavra desprovida de pensamento é uma coisa morta, e um pensamento não expresso por palavras permanece uma sombra (Vygotsky, 1993, p. 131).

Acredita-se que a teoria vygotskyana contribui para os processos educativos realizados em educação ambiental, pois o reconhecimento das características da população participante possibilita um direcionamento adequado da proposta educativa e da postura do educador.

O desenvolvimento infantil para Piaget (1975) tem um enfoque diferente, voltado para a maturação cognitiva do sujeito, o que contribuirá para a elaboração dos materiais didáticos “estáticos”. O autor, apresenta quatro estágios de

desenvolvimento cognitivo, cada um com características próprias (Piaget, 1975):

1) **Sensório-motor (0 a 2 anos):** Iniciam-se os reflexos neurológicos básicos; o bebê começa a criar formas de agir para entender mentalmente esse novo ambiente em que está inserido; ocorre a construção prática, pela ação, das noções de objeto, espaço, causalidade e tempo.

2) **Pré-operatório (2 a 7 anos):** Desenvolve-se a capacidade de substituir um objeto ou acontecimento por uma representação, caracterizando a função simbólica; a atividade do sensório-motor fica mais refinada e sofisticada; ocorre a melhoria na sua aprendizagem, permitindo melhor exploração do ambiente, com utilização de movimentos e percepções mais sofisticados; a criança é egocêntrica, centrada em si mesma, pela ausência de possibilidade de se colocar no lugar do outro; também não aceita a ideia do acaso e tudo deve ter uma explicação (fase dos “por quês”), pois possui percepção global sem discriminar detalhes.

3) **Operatório-concreto (8 a 11/12 anos):** A criança desenvolve noções de tempo, espaço, velocidade, ordem, casualidade, sendo capaz de relacionar diferentes aspectos e abstrair dados da realidade; há o desenvolvimento da reversibilidade (a capacidade da representação de uma ação no sentido inverso de uma anterior, anulando a transformação observada).

4) **Operatório-formal (11/12 anos em diante):** As estruturas cognitivas da criança alcançam seu

nível mais elevado de desenvolvimento; a representação permite à criança uma abstração total, não se limitando à representação imediata e nem às relações previamente existentes; a criança é capaz de pensar logicamente, formular hipóteses e buscar soluções, sem depender mais só da observação da realidade.

Os materiais didáticos, por hora, abarcarão o final do período pré-operatório (por volta dos seis anos) até o operatório formal.

Outra concepção de Piaget, é de que o desenvolvimento intelectual é similar ao biológico, em um processo no qual ocorre uma adaptação do organismo ao ambiente, quando uma criança em processo de assimilação de novas experiências, tenta adaptar essas novidades às estruturas cognitivas já existentes.

### Método

O modo de intervenção está seguindo os pressupostos de uma pesquisa-ação, que segundo Craighead e Meredith (2008), pode ser empregado para que o pesquisador aprofunde seus conhecimentos acerca de um fenômeno e estabeleça questões de pesquisa mais pertinentes. Para isso, foram planejados os seguintes passos:

1) Uma estudante da UNIFEOP, bolsista institucional de extensão, com a colaboração do “Núcleo de Estudos, Pesquisa e Extensão Sociedade, Ambiente e Educação” dessa instituição, realizará reuniões periódicas com membros do RETEC UNESP, para entender as propostas do grupo e os materiais e

processos de educação ambiental produzidos.

- Situação: realizado parcialmente, junto à membra voluntária e fundadora do RETEC UNESP, também docente de psicologia da UNIFEOP; em processo de agendamento com o grupo em geral.
- 2) Os materiais serão analisados com base nos estágios de desenvolvimento de Piaget para adequação da linguagem e ilustrações.
- Situação: em desenvolvimento, conforme os materiais são entregues pela equipe.
- 3) Serão realizados processos de psicoeducação aos membros do RETEC UNESP, envolvendo as teorias de Piaget e Vygotsky, para compreensão das abordagens cognitiva e sociointeracionistas da aprendizagem e do desenvolvimento.
- Situação: em processo de agendamento.
- 4) Será realizada uma devolutiva ao RETEC UNESP sobre as adaptações sugeridas no material para discussão com a equipe, a partir da entrega de um relatório técnico explicativo.
- Situação: será agendado ao final do projeto.

### Resultados Parciais

A estudante de Psicologia bolsista da UNIFEOP já iniciou a revisão de uma parte do material elaborado por membros do RETEC UNESP, relativo ao tema “Água”, de acordo com os seguintes procedimentos:

- Estudo das teorias de Vygotsky e Piaget;
- Revisão do texto e imagens sugeridas pela equipe do RETEC UNESP a partir dessas teorias;
- Elaboração de relatório para devolutiva e discussão das sugestões junto ao RETEC UNESP, explicando todas as sugestões elaboradas a partir das teorias.

As próximas etapas serão: 1) reuniões periódicas da estudante bolsista com a equipe do RETEC UNESP; 2) devolutiva e discussão das sugestões; 3) psicoeducação para que membros do RETEC UNESP se apropriem desses conhecimentos e aprimorem suas práticas educativas.

### Considerações Finais

Como esses resultados são parciais, a confirmação das expectativas sobre suas potencialidades ainda está em desenvolvimento. Porém, considerando o alinhamento deste projeto às propostas do município e diretrizes estaduais, nacionais e internacionais, acredita-se na sua contribuição para uma formação socioambiental responsável de cidadãos do município e região, bem como a participação ativa de todos na elaboração de propostas que contribuam com o cumprimento do PMGIRS, propiciando uma melhor qualidade de vida à população. Acredita-se também no desenvolvimento de habilidades técnicas dos estudantes e profissionais envolvidos, no que concerte às estratégias e práticas de ensino.

Os processos de educação ambiental devem se atentar tanto aos aspectos de maturação cognitiva e biológica do sujeito elaborados por Piaget, quando pensamos nos materiais didáticos, quanto aos aspectos sociais e ambientais que envolvem o processo de interação, nas ações de ensino-aprendizagem, observando o nível de desenvolvimento real e potencial do público atendido, conforme Vygotsky.

Com base nessas teorias, no âmbito da educação ambiental enquanto estratégia de potencialização dos resultados positivos da GCV, a Psicologia tem a contribuir para o campo pela possibilidade de atingir públicos de variados grupos etários, sociais e profissionais, pelo estabelecimento de processos educativos dialógicos embasados em linguagem e comunicação adequadas.

Acredita-se que essa atuação cidadã potencializada ao longo do tempo por processos educativos realizados para diferentes faixas etárias e grupos sociais e profissionais, contribuirá diretamente para que a GCV de diversos setores seja eficiente, bem como os ODS atingidos.

### Agradecimentos

Agradecemos: os(as) revisores(as) dos artigos do GCV 2020; o apoio financeiro da UNIFEOB pela concessão de bolsa de iniciação científica (Edital 2/2019 do Programa Institucional de Iniciação Científica); o apoio financeiro da Pró-Reitoria de Extensão Universitária e Cultura (PROEX) da UNESP aos projetos do RETEC

UNESP; e o apoio institucional do campus da UNESP de São João da Boa Vista.

### Referências bibliográficas

- BRASIL. **Lei 9795, de 27 de abril de 1999**. <https://bit.ly/1RHhEjX>.  
 \_\_\_\_\_. Ministério da Educação. **Um pouco da História da Educação Ambiental**, [1999]. <https://bit.ly/2wJbMsK>.  
 \_\_\_\_\_. Ministério da Educação. **Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente**, [2004]. <https://bit.ly/2w43gnz>.  
 \_\_\_\_\_. **Lei 12.305, de 02 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Diário oficial da União: Brasília, 2010a. <https://bit.ly/1b4nb2s>.  
 \_\_\_\_\_. Conselho Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial [CONMETRO]. **Resolução n° 04, de 15 de dezembro de 2010**, Brasília, 2010b.  
 \_\_\_\_\_. Ministério da Educação. **Resolução CNE/CP n° 02 de 15 de junho de 2012**. <https://bit.ly/30zDXDR>.  
 CRAIGHEAD, C. W.; MEREDITH, J. Operations management research: evolution and alternative future paths. <http://dx.doi.org/10.1108/01443570810888625>  
 DEUS, R. M.; BATTISTELLE, R. A. G.; SILVA, G. H. R. Resíduos sólidos no Brasil: contexto, lacunas e tendências. **Eng. Sanit. Ambient**, v. 20, n° 4, p. 685-698, 2015. <https://bit.ly/2BfrjzC>.  
 EPA. United States Environmental Protection Agency. **Advancing Sustainable Materials Management: Assessing Trends in Material Generation, Recycling and Disposal in the United States**, 2016. <https://bit.ly/39WdoNQ>.  
 EUROPE-Lex. Acesso ao direito da União Europeia. Directiva 2008/98/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 19 de novembro de 2008, relativa aos resíduos e que revoga certas diretivas. <https://bit.ly/2PKfl8P>.  
 FERRAZ, J. L. **Modelo para avaliação da gestão municipal integrada de resíduos sólidos urbanos**. Tese (Doutorado), UNICAMP, Campinas, 2007.  
 FISHER, J. D.; BELL, P. A.; BAUM, A. **Environmental psychology**, United Kingdom: Psychology Press, 2005.  
 FREIRE, P. **Extensão ou comunicação?** Rio de Janeiro: Paz e Terra, 1983.  
 GANDIN, R. V. A construção dos significados na teoria de vygotsky: possibilidades cognitivas para a realização da leitura, **Revista CRIAR EDUCAÇÃO**, v. 2, n. 1, 2013. <https://bit.ly/2MNjeHu>.  
 GUIMARÃES, M. **A dimensão ambiental na educação**. Campinas: Papirus, 1995.  
 IBAM. Instituto Brasileiro de Administração Municipal. **Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos**. Rio de Janeiro: IBAM, 2001.  
 ONU. Organização das Nações Unidas. **Transformando Nosso Mundo: A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável**, 2015. <https://bit.ly/2TdW7Oi>.  
 PAES, M. X. **Gestão de resíduos sólidos urbanos: integração de indicadores ambientais e econômicos por meio da avaliação do ciclo de vida**. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais), UNESP, Sorocaba, 2018.  
 PIAGET, J. **Cómo se desarrolla la mente del niño**. In: PIAGET, J. **Los años postergados: la Primera infancia**. Paris: UNICEF; 1975.  
 \_\_\_\_\_. **Biologia e Conhecimento**. Vozes: Petrópolis, 1996.  
 RABELLO, E; PASSOS, J. S. Vygotsky e o desenvolvimento humano. Rio de Janeiro, 2006.  
 REIGOTA, M. Educação ambiental: fragmentos de sua história no Brasil. In: F.O. Noal et al. (Eds.). **Tendências da educação ambiental brasileira**. P. 263. Santa Cruz do Sul: EDUNISC, 2000.  
 SÃO JOÃO. Prefeitura Municipal de São João da Boa Vista. Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos: Relatório Final. São João da Boa Vista: REUSA, 2014.  
 \_\_\_\_\_. **A cidade que queremos**. São João da Boa Vista: Agência de Desenvolvimento de São João da Boa Vista. 2015.  
 \_\_\_\_\_. Plano São João 2050. São João da Boa Vista: USP Cidades/FDTE, [2017].  
 SHAFFER, D. R. KIPP, K. **Psicologia do desenvolvimento: infância e adolescência**. São Paulo: Cengage Learning, 2012.  
 UNEP. United Nations Environment Programme. **Life Cycle Management: A Business Guide to Sustainability**, 2007. <https://bit.ly/2T3Cwg3>.  
 UNESCO. Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura. **Conferência intergovernamental sobre Educação Ambiental**. Tbilisi, (URSS), 1978.  
 VYGOTSKY, L. **Pensamento e linguagem**. São Paulo: Martins Fontes, 2008.  
 \_\_\_\_\_. **A formação social da mente**. São Paulo: Martins Fontes, 2007.  
 WORLD BANK. **What a Waste: A Global Review of Solid Waste Management**, 2013. <https://bit.ly/37J8OMB>.

## Analysis of Sustainable Development Goals in Universities and Life Cycle Thinking

Cássia Maria Lie Ugaya<sup>1</sup>, Renzo Mori<sup>2</sup>, Malaquias Tsambé<sup>3</sup>

<sup>1</sup>UTFPR, R. Dep. Heitor Alencar Furtado, 5000, Bloco M, sala EM306-Cidade Industrial, Curitiba - PR, 81280-340

<sup>2</sup>Royal Melbourne Institute of Technology, Melbourne, Austrália

<sup>3</sup>Universidade Pedagógica de Moçambique, Maputo, Moçambique

cassiaugaya@utfpr.edu.br

### Resumo

To identify the achievement of the goals, countries were scored using the sustainable development goals (SDGs) Global Rank. Among 156 countries, the country with the maximum score was Sweden. Australia, Brazil and Mozambique occupied respectively the 37, 56 and 138 positions. Universities worldwide can contribute to achieve the SDGs in all activities: learning and teaching; research; organisational governance, culture and operations; and external leadership according to SDSN Australia/Pacific, nevertheless very few publish their own sustainability reports. The current study aims to evaluate the possibilities of partnership among Brazil, Mozambique and Australia to reach the Goals through the support of the Universities. In order to achieve this result a review of publications and activities will be developed. A first glance has shown that in Australia, a more centralised approach was employed, with 11 Universities voluntarily becoming signatories of the Sustainable Development Solutions Network's "University Commitment to the SDGs Initiative". In Brazil, the Brazilian Universities SDG Network, linked to UNDP, was launched in 2017 aiming to promote the insertion of the SDGs into the teaching, research, extension and management activities of Brazilian Higher Education Institutions. Very few information is so far available in Mozambique. Then, a preliminary evaluation showed that Life Cycle Thinking / Life Cycle Assessment in universities in the three countries. We expect that the

results of this paper highlight the main contributions of the universities of each country to achieve the SDGs

**Palavras-chaves:** Sustainable Development Goals, Academia, South-South Countries Partnership, Life Cycle Thinking

### 1. Introduction

The Brundtland Commission defined sustainable development to ensure that the needs of the present population is attended without compromising the ability of future generations to meet their own needs (World Commission on Environment and Development, 1987).

Almost 30 years later, a bottom up approach resulted in the publication of seventeen sustainable development goals (SDGs) by the United Nations (2015) related to economic, environmental and social aspects (see Figure 1). The SDGs were agreed by all country-members of the United Nations in September 2015 and came into effect in January 2016. The 17 goals, 169 targets and 232 indicators are part of an ambitious agenda that provides a set of clear measurable targets and improve sustainability performance globally. these goals were developed based on the pillar of protecting our natural resources and climate for future generations, promoting partnerships, fostering peace and inclusive societies and ensuring dignity, equality and prosperity.

SDGs can provide us with a roadmap to improve our sustainability performance and tackle the biggest social, economic and

environmental problems our society faces. However, to succeed it is important to adopt an innovative and ambitious approach that goes beyond the traditional business as usual approach.

Figure 1: The 17 Sustainable Development Goals



Source: UN, 2017

Organisational high level commitment to adopt collaborative-ethical innovative approaches for more sustainable practices, as well as bottom up force from different stakeholders to pressure organisations to adopt these approaches are fundamental for the success. Without this collaborative-ethical innovative approach for sustainability we will not be able to guarantee and meet the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs.

Universities worldwide can contribute to achieve the SDGs in all activities: learning and teaching; research; organisational governance, culture and operations; and external leadership (SDSN Australia/Pacific, 2017). Examples of the actions of Universities to contribute to the SDGs for each activity are shown in Figure 2.

**Figure 2: Contribution of the Universities for the SDGs**



Source: SDSN Australia/Pacific, 2017

The current study aims to evaluate the possibilities of partnership among Brazil, Mozambique and Australia to reach the SDGs through the support of the Universities.

**2. Method**

At first, an overall evaluation of the SDG in each country was performed using data from the 2017 SDG Global Rank (SDSN, 2018).

Then, a review of publications and activities was performed using Scopus database using the words *SDG* and *Universit\** and the name of each country evaluated separately (Brazil, Australia, Mozambique) in the title, abstract and keywords.

Furthermore, a desktop screening was performed to identify Universities activities related to SDGs. Individual activities as well as

activities with no stated connection to the SDG were not included.

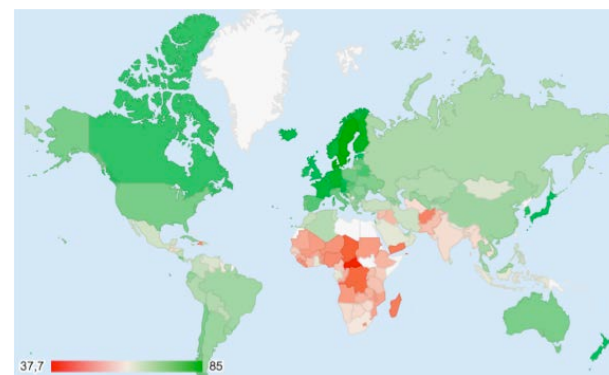
At last, the papers published using the words LCT or LCA or Life Cycle Thinking or Life Cycle Assessment and SDG were also searched in the Scopus database on Nov. 6, 2019 (considering those published from 1996 on).

**3. Results and discussion**

*SDG in Brazil, Australia and Mozambique*

To identify the achievement of the goals, there are several indicators. In Figure 3, it is shown the country scores in 2017 SDG Global Rank (SDSN, 2018).

**Figure 3: Country SDG Scores (2018)**



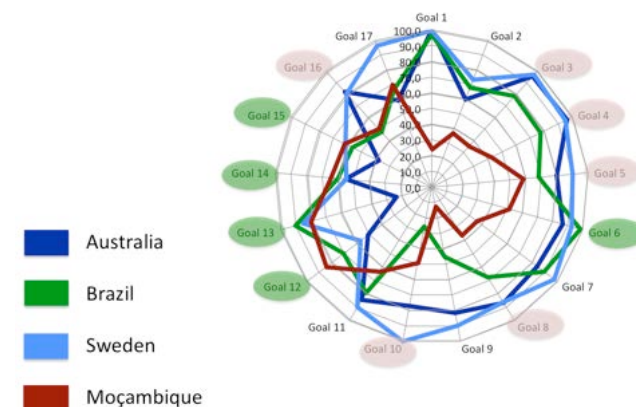
Source: Data from SDSN (2018)

The Sustainable Development Reports are annually prepared by teams of independent experts at the SDSN and the Bertelsmann Stiftung. This report combines data and analyses produced by international organisations, civil society organisations, and

research centres. Among 156 countries, the country with the maximum score (85) was Sweden. Australia (72,9), Brazil (69,7) and Mozambique occupied respectively the 37, 56 and 138 position.

In Figure 4, a comparison of each of the 17 goals of these countries are shown.

**Figure 4: Comparison of Australia, Brazil, Mozambique and Sweden SDGs**



Source: Data from SDSN, 2018 (Global Index Data)

While the data from the report shows that Australia scored better than Brazil for social aspects (SDGs 3, 4, 5, 8, 10 and 16), Brazil scored better than Australia in environmental issues (SDGs 6, 12, 13, 14 and 15) and both had similar results in Goals 2, 7, 9, 11 and 17. Mozambique had the highest score in Goals 12 and 15 among the countries evaluated, nevertheless performed the worst in Goals 1 to 8.



The worst Brazilian goal was the reduction of inequalities (Goal 10) and to obtain peace, justice and strong institutions (Goal 16). In Australia, the goals with lowest scores were 13 (Climate Action) and 15 (Life on Land) whereas in Mozambique the goals were 9 (Industry, Innovation and Infrastructure) and 1 (No poverty).

The differences of the best and worst scores among the scores show that a partnership would be interesting for all countries.

One possibility of knowledge sharing of these topics can be achieved through University partners. In this regard, an evaluation of current activities of the Universities in the three countries was performed.

#### *SDG in Universities in Brazil, Australia and Mozambique*

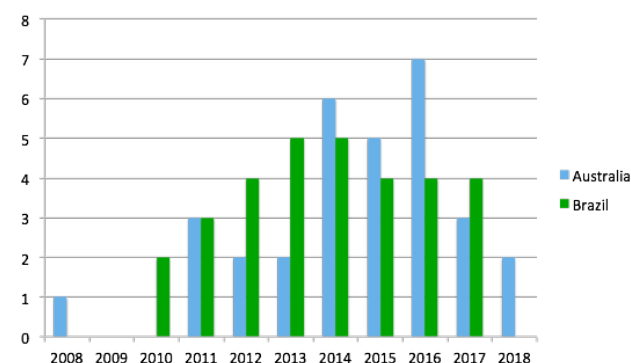
The search results using Scopus database resulted in solely 11 publications in Brazil, 7 of them were considered to be relevant (the rest referred to other themes or to other countries) and only 2 were published in journals, both from University of Passo Fundo.

As for Australia, the total number of publications were 6, however only 50% were relevant (1 directly related to the core of the current paper and the others were research individual actions contributing to one of the SDGs).

At last, in Mozambique, the two publications that popped up were not related at all to the theme.

To perform the desktop screening, it was verified the publication of sustainability reports by the Universities in these countries. The results showed that although Universities can contribute significantly to achieve the SDGs, still very few publish sustainability reports in Australian and Brazilian Universities as shown in Figure 5. Historically, there were some years with peaks showing that some of them stop publishing the sustainability reports.

**Figure 5: Sustainability Reports in Australian and Brazilian Universities**



In Australia, since 2016 the Universities are signing the University Commitment to the SDGs. In 2017, it was launched the Brazilian Universities SDG Network linked to UNDP aiming to promote the insertion of the SDGs into the teaching, research, extension and management activities of the Brazilian Higher Education Institutions.

The history of SDGs in Mozambique began with the establishment of the Research Center on Sustainable Development and Technologies in one of the Mozambican Universities. In this scenario, several other universities began to associate SDGs in their teaching, research and extension plans issues related to SDGs. The Mozambique location, political and economic situation make it one of the countries where achieving the SDG is the biggest challenge.

Mozambican universities have not yet formed a network to contribute to the SDGs achieve. In relation to Brazil and Australia, Mozambique is in a delicate position, with the need to learn from them the best measures and strategies in the research and university extension in order to reach the SDGs.

All in all, the preliminary evaluation showed that there are very few Universities with sustainability reports and it is not clear that the number will increase significantly in the short term. On the other hand, it is important to highlight that Universities activities have been contributed to the development of concepts, methods, models, applications, analysis, dissemination and solutions, among others, to a more sustainable future in all areas. That is, there might be a high contribution to the SDGs, however it is not formalized to provide the sustainability report.

#### *LCT/A publications in Brazil, Australia and Mozambique*

Life Cycle Thinking (LCT) provides a systemic view, avoiding trade offs among potential environmental, social and economic impacts. LCT can be based on Life Cycle Assessment (LCA) and be applied in several situations, from products to countries (Hellweg and Milà-i-Canals, 2014).

From 1996 on, the results of Scopus on November 6, 2019, related to LCA papers published in Brazil, Australia and Mozambique are shown in Table 1, where it is noted that Australia and Brazil present a much higher number of publications than Mozambique. If we consider the number of papers related to the population of each country, Brazil accounts for less than 10% of the LCA publication per capita of Australia.

**Table 1: SDG in Brazil, Australia and Mozambique**

<i>Data</i>	<i>Australia</i>	<i>Brazil</i>	<i>Mozambique</i>
SDG position*	37	56	138
SDG and University **	6 (3)	11 (7)	2 (0)
LCA papers #	3576	2495	7
Population in 2018 ##	24.992.37	209.469.33	29.495.96
LCA papers/capita	1,43E-03	1,19E-04	2,37E-06

Source: \*SDSN (2018); \*\*Results of Scopus (relevant results); # Results of Scopus; ## World Bank Data (2019)

A more recent search (March 6) using the words (LCA or LCT) and SDG showed that there are only 13 papers published worldwide. Nevertheless, in order to “think globally, act locally, due to the systemic view of LCT and

LCA, its contribution to the SDGs could be highlighted.

#### 4. Conclusions

According to what has been presented, Brazil, Australia and Mozambique complement themselves in several SDG indicators and the knowledge sharing among them can contribute to accelerate the implementation in all countries and the surrounding regions.

Although Universities can have a main role to achieve the SDGs, however, there are very few institutional activities which was shown by the lack of sustainability reports published and even fewer or none regarding LCA / LCT and SDGs. It is relevant, nevertheless, to highlight that the SDGs are quite recent and there are many papers on the topic.

In addition, Universities have been contributing to the development of concepts, methods, models, data, dissemination and analysing and proposing solutions, among others, that contribute to all SDGs. It is recommended that these activities are registered properly to formalized the contribution to Universities to the SDGs.

#### References

GRI (2018) <http://database.globalreporting.org/search/> . Pesquisa realizada em 3/1/2019.

Hellweg, S and Milà-i-Canals, L (2014) Emerging approaches, challenges and opportunities in life cycle assessment. Science. DOI: 10.1126/science.1248361

SDSN (2018) SDG Index And Dashboards Report 2018 - Global Responsibilities Implementing The Goals - Country Profiles Edition. 390p.

SDSN Australia/Pacific Getting Started With The Sdgs In Universities.

United Nations (2015) The 2030 Agenda for Sustainable Development.

World Commission on Environment and Development (1987) Brundtland Report (Our Common Future).

## Experiências da aplicação do Pensamento do Ciclo de Vida no ensino

Anárya Teresa de Freitas Rocha<sup>1</sup>

Elaine Aparecida da Silva<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal do Piauí.

<sup>2</sup>Departamento de Recursos Hídricos, Geotecnia e Saneamento Ambiental. Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal do Piauí. anaryarocha1@hotmail.com

### Resumo

*O Pensamento do Ciclo de Vida (PCV) é uma abordagem sistêmica, pois envolve os fatores relacionados as questões ambientais, sociais e econômicas. A implementação dessa abordagem instiga o pensamento crítico dos sujeitos de forma interdisciplinar sobre determinado fenômeno. Esta pesquisa tem como objetivo conhecer as experiências de utilização do Pensamento do Ciclo de Vida no ensino. O estudo foi realizado a partir de uma revisão sistemática da literatura, com o auxílio da ferramenta StArt. A busca dos artigos foi realizada nas bases de dados Science Direct, Scopus e Web of Science, por meio da submissão das strings de busca: "life cycle thinking" AND teaching, "life cycle thinking" AND education, "life cycle thinking" AND "environmental education", "life cycle thinking" AND "pro-environmental behavior". Dos 42 trabalhos analisados integralmente, 18 apresentam conexões com os objetivos da pesquisa e 24 abordam temas relacionados ao pensamento do ciclo de vida, mas não tratam de aplicações práticas dessa abordagem no ensino. De maneira geral, as principais abordagens dos trabalhos recuperados são: avaliação do ciclo de vida, utilizada em projetos para avaliar os impactos ambientais, usada como recurso metodológico no ensino e com os dados contextualizados em jogos; sustentabilidade; projeto de design sustentável, custeio do ciclo de vida, avaliação do inventário do ciclo de vida e gestão responsável. Esses trabalhos foram desenvolvidos no ensino médio, cursos de graduação e*

*pós-graduação, principalmente, para alunos de engenharia. Os principais países em que os trabalhos foram desenvolvidos são os Estados Unidos e o Reino Unido. Não foram encontrados trabalhos relacionados ao tema no Brasil. Portanto, nota-se a necessidade de desenvolver estudos científicos com enfoque no país.*

**Palavras-chaves:** *educação ambiental formal, ensino, pensamento do ciclo de vida, sustentabilidade.*

### Introdução

A realidade da sociedade contemporânea exige uma autonomia e liberdade para lidar com as questões ambientais, a fim de construir uma sociedade humanista e sustentável (Ratto, Henning e Andreola, 2017), pois as questões ambientais devem ser entendidas através das relações existentes entre a sociedade e a natureza. Assim, também deve ser levado em conta as questões econômicas e sociais.

Nesse âmbito, o Pensamento do Ciclo de Vida (PCV) pode auxiliar um novo modo de pensar do cidadão, pois é uma abordagem sistêmica que envolve os fatores relacionados as questões ambientais, sociais e econômicas, a fim de melhorar o desempenho das ações e decisões de organizações públicas e privadas (Unep, 2012).

No âmbito da educação formal, para que os estudantes desenvolvam um pensamento crítico com uma visão sistêmica de determinado tema, primeiramente, é necessário que os conceitos básicos estejam bem consolidados, para que depois sejam instigados a fazerem associações

com outros temas (Roure et al., 2018). Por isso, o PCV é uma abordagem que deve permear o ensino formal.

Desse modo, o PCV deve ser fortalecido durante todo o processo formativo em todo o currículo, e o currículo dos cursos devem passar por adaptações (Ortegon, 2019). Além disso, as aulas também devem ser ajustadas para que o processo de ensino e aprendizagem atenda a complexidade dessa abordagem.

Nesse sentido, as aulas baseadas em metodologias ativas, como, a aprendizagem baseada em problemas, estudo de caso e aprendizagem baseada em projeto (Quirino, 2019; Segura e Kalhil, 2015), podem ser usadas como suporte para a abordagem do PCV. Utilizar abordagens diferenciadas em sala de aula pode melhorar o envolvimento dos estudantes e proporcionar uma aprendizagem significativa.

Esta pesquisa tem como objetivo conhecer as experiências de utilização do Pensamento do Ciclo de Vida no ensino formal.

### Metodologia

Para a realização da pesquisa, foi utilizada uma revisão sistemática da literatura, com o auxílio da ferramenta StArt (*State of the Art through Systematic Review*) que ajuda a gerenciar o levantamento bibliográfico de trabalhos científicos e de pesquisas em geral.

As fases desse processo de revisão sistemática são: planejamento, execução e sumarização dos resultados. A fase de planejamento consiste na delimitação do protocolo que será seguido durante a revisão sistemática. Nessa fase são definidas a questão norteadora da pesquisa, as *strings* de busca, as fontes de pesquisa e os critérios de inclusão e exclusão.

A questão norteadora da pesquisa foi a seguinte: “Como o pensamento do ciclo de vida está sendo implementado no ensino formal?”

A busca dos artigos foi realizada nas bases de dados *Science Direct*, *Scopus* e *Web of Science*, por meio da submissão das *strings* de busca (Quadro 1). Utilizou-se a busca “avançada” para a pesquisa dos artigos nas bases, e refinou-se a busca selecionando os artigos nos idiomas inglês e português, publicados entre os anos de 2015 e 2020.

#### Quadro 1: *Strings* de busca da pesquisa

("life cycle thinking" AND teaching), ("life cycle thinking" AND education), ("life cycle thinking" AND "environmental education"), ("life cycle thinking" AND "pro-environmental behavior").

Após aplicação das *strings* de busca, os artigos recuperados foram exportados no formato Bibtext e importados na ferramenta *StaArt*. Na fase de identificação de artigos, foram encontrados 537 trabalhos, 202 (37,6%) na

*Science Direct*, 305 (56,8%) na *Scopus* e 30 (5,6%) na *Web of Science*.

Foram adotados como critérios de inclusão: artigos que abordam a implementação do pensamento do ciclo de vida no ensino formal; os critérios de exclusão foram: artigos repetidos nas bases e artigos que, embora contenham as expressões dos *strings* de busca utilizados nessa pesquisa, não tratam da vinculação do PCV e ensino formal.

Os artigos repetidos (constantes concomitantemente nas três bases pesquisadas) foram excluídos da amostra, tendo sido mantido apenas um de cada. Enquadram-se nessa situação 169 artigos recuperados na busca, restando 368 artigos para análise. Esses artigos foram selecionados para leitura dos títulos e resumos, para excluir os que não descrevem experiências de aplicação do PCV ensino formal. Após essa etapa, foram selecionados 42 artigos para serem lidos integralmente e incluídos na etapa de sumarização.

#### Resultados e Discussão

Dos 42 artigos analisados, 18 fazem conexões com os objetivos da pesquisa e abordam aplicações práticas para o ensino formal, 19 abordam temas relacionados ao pensamento do ciclo de vida no ensino, mas não abordam aplicações práticas e 5 não possuem relação com o objetivo da pesquisa. Esses últimos cinco

artigos são estudos de revisão sobre grupos de pesquisa sobre avaliação do ciclo de vida no Brasil (Souza, Barbastefano e Teixeira, 2017), implementação do ecodesign e valor sustentável baseado em sistemas de serviços de produto para empresas (Marconi e Favi, 2020; Favi, Marconi e Germani, 2019; Kristensen e Remmen, 2019), abordagem metodológica para uso em campanhas de comunicação ambiental (Feo et al., 2019).

Os 19 artigos que não apontam aplicações práticas para a implementação do pensamento do ciclo de vida ensino, incluem artigos de percepção e comportamento de alunos e professores sobre temas relacionados à sustentabilidade, aplicado a universidades sobre a gestão do campus e descrição de temas a serem implementados em sala de aula, e indicação de recursos metodológicos.

Dos 19 trabalhos, quatro incluem estudos de percepção e comportamento de alunos e professores, baseado em entrevistas, como, percepção dos alunos sobre questões de design sustentável no contexto de um programa de design de interiores (Stark e Park, 2016), comportamento sobre civilização ecológica de estudantes universitários chineses (Wang et al., 2020), percepção dos professores sobre o ecodesign (Perpignan et al., 2020), comportamento pró-ambiental para as mudanças climáticas de estudantes universitários (Yu et al., 2019). Observa-se a importância de entender como os conteúdo

relacionados à sustentabilidade estão sendo apreendidos tanto por alunos quanto por professores dentro do contexto escolar.

Dez artigos descrevem a importância das universidades para a implementação de temas relacionados à sustentabilidade em diferentes segmentos do Campus, como: para melhorar a eficiência dos recursos desenvolvendo estratégias de economia circular (Mendoza, Gallego-Schmid e Azapagic, 2019), por meio de contratos públicos ecológicos (Pacheco-Blanco e Bastante-Ceca, 2016); em sala de aula enfatizando a importância da gestão sustentável em projetos de pesquisa (Chofreh et al., 2019), responsabilidade ambiental (Faludi e Gilbert, 2019), da avaliação do ciclo de vida (Hunter e Helling, 2015) e Cocriação de valor (Monavvarifard, Baradaran e Khosravipour, 2019); análise de conceitos como o de convivência para designers (Lizarralde e Tyl, 2018) e de sustentabilidade para design e engenharia (Seay, 2015), sobre o papel das universidades na promoção do desenvolvimento sustentável (Paletta et al., 2019) e os desafios para os futuros profissionais de engenharia (Felgueiras, Rocha e Caetano, 2017). Desse modo, as universidades possuem papel importante na adoção de práticas para promover o desenvolvimento sustentável.

Cinco artigos indicam recursos metodológicos para serem usados em sala de aula, como: uso de um sistema de aquaponia para avaliar o impacto ambiental através da ACV (Maucieri et

al., 2018), incorporação de ambientes de aprendizagens interativos baseado em sistemas dinâmicos facilitado por humanos (Quadrat-Ullah e Kayal, 2018), uso de jogos para estimular a criatividade dos estudantes (Cascini et al., 2015), uso de fotografias para contextualizar dados da ACV referenciando a escala do corpo humano (Eckelman e Laboy, 2020), uso de planilhas baseadas em educação para o desenvolvimento sustentável (Wilujeng, Dwandaru e Binti, 2019).

Os 18 artigos que abordam experiências do pensamento do ciclo de vida no ensino com aplicações práticas estão descritos no Quadro 3. Esses trabalhos relatam sobre a descrição das adaptações realizadas no currículo, a implementação de cursos, estudos de casos e elaboração de projetos. De maneira geral, as principais abordagens dos trabalhos são sobre: avaliação do ciclo de vida, utilizada em projetos para avaliar os impactos ambientais, usada como recurso metodológico no ensino e com os dados contextualizados em jogos; sustentabilidade; projeto de designs sustentável, custeio do ciclo de vida, avaliação do inventário do ciclo de vida e gestão responsável.

Apesar da ACV ser a principal ferramenta abordada para o ensino, a fim de auxiliar tanto os alunos para o desenvolvimento de projetos quanto os professores como recurso didático, o seu uso ainda é considerado um pouco complicado, pela pouca habilidade dos estudantes no manuseio do software e

interpretação dos resultados (Burnley, Wagland e Longhurst, 2019).

Gallego-Schmid, Rivera e Stamford, (2018) descrevem a implementação de um curso sobre Avaliação do Ciclo de Vida e Pegada de carbono, os alunos tinham que aprender a aplicar o pensamento do ciclo de vida e se familiarizar com a ACV, e aprender a calcular os impactos ambientais, em particular a pegada de carbono, utilizando o software da ACV.

Seis pesquisas foram realizadas nos Estados Unidos, três no Reino Unido, e uma no Emirados Árabes Unidos, Dinamarca, Suíça, Colômbia, Noruega, Finlândia, Canadá e França.

De acordo com o nível de ensino, as pesquisas foram realizadas tanto na Educação básica quanto na Educação Superior. Na Educação básica, três pesquisas foram desenvolvidas para alunos do Ensino Médio, nas disciplinas de Artes e trabalhos manuais, ciências e química.

Um dos trabalhos executados no Ensino Médio foi desenvolvido na Finlândia (Tolppanen et al., 2019), considerado um país que possui um sistema educacional exitoso, que pode ser usado como um modelo para outros países (Santos, 2017). Essa experiência fez com que os alunos discutissem sobre o ciclo de vida de produtos, questionando quais são as matérias-primas utilizadas, onde é fabricado e os processos de fabricação.

O outro trabalho desenvolvido no Ensino Médio na disciplina de Artes e trabalhos manuais, os alunos foram instigados a refletirem sobre as fases do ciclo de vida do produto que eles criaram usando argila, incluindo a extração do material, produção o uso e o descarte (Maus, 2019).

Os trabalhos desenvolvidos na educação superior foram para alunos dos cursos de graduação e pós-graduação. Seis pesquisas foram realizadas na graduação, nos cursos de engenharia (mecânica, industrial, civil), química, negócios e gestão de negócios. Para pós-graduação, foram desenvolvidas quatro pesquisas, para os cursos de gestão ambiental, engenharia (ambiental, química, de petróleo, química avançada) e para alunos do programa de estágio sobre polímeros que frequentavam o laboratório. Três trabalhos foram realizados tanto na graduação quanto na pós-graduação, para alunos dos cursos de engenharia, química e bioquímica, engenharia química e biomolecular, engenharia civil, ambiental, mecânica e química.

Um trabalho foi aplicado para diferentes organizações públicas e privadas, dentre as quais as escolas estavam incluídas. Nesse trabalho foi descrito a implementação de um jogo utilizando dados da ACV (Jaisli et al., 2019).

Em termos de métodos de aprendizagem foram utilizadas a aprendizagem transformacional, a baseada em problemas, no princípio de aprender

fazendo, baseada em projeto, jogos, na descoberta guiada, experiencial, em contexto, baseada em casos, de serviço e facilitada.

Pode-se observar que os métodos de aprendizagem utilizados nos artigos se baseiam na metodologia ativa, buscando fazer com que o aluno desenvolva a autonomia no seu processo de aprender (Paiva et al., 2016).

Dessa forma, os métodos de ensino utilizados foram aqueles que aliam teoria à prática, fazendo com que os alunos trabalhem em equipe para resolver problemas reais. Otergon (2019) descreve sobre projetos desenvolvidos por alunos para redesenharem produtos que são de necessidade da comunidade. Para isso, utilizaram processos com menor impacto ambiental e econômico.

A formação de novos profissionais deve priorizar tanto o ensino dos conteúdos específicos quanto a integração destes com conteúdo multidisciplinares inerentes ao tema, para que os estudantes possam adquirir novas habilidades e competências (Felgueiras, Rocha e Caetano, 2017). Esse processo de ensino faz com que o aluno aprenda a lidar com problemas multifatoriais e adquira a capacidade de associação dos conteúdos.

De acordo com Paletta et al. (2019), as universidades devem ser responsáveis pelo ensino e aprendizagem voltados para a sustentabilidade, promovendo atividades práticas no intuito de resolver os problemas cotidianos, para instigar os estudantes a

pensarem de maneira diferente sobre outras perspectivas.

O foco não está apenas na atuação do docente com cada componente curricular, as instituições de ensino também devem estar envolvidas com as novas necessidades do mundo moderno, de forma que haja adaptações no ensino para atender a essas questões (Felgueiras, Rocha e Caetano, 2017). Feo et al. (2019) afirmam que essas mudanças devem ser feitas nas escolas, pois os alunos são considerados potenciais comunicadores, ou seja, são capazes se atingir outros alvos.

Para Faludi e Gilbert (2019), o currículo deve incluir temas relacionados a sustentabilidade em diferentes contextos, valorizando o pensamento sistêmico, métodos de aprendizagem baseados em projetos formados por equipes multidisciplinares aliado com parcerias externas e professores líderes que tenham o apoio de toda a equipe escolar.

A sensibilização dos alunos com o intuito de uma mudança de comportamento para que criem um senso de responsabilidade com os recursos naturais, demanda tempo. Para isso, diferentes competências e habilidades devem ser aprimoradas no decorrer da vida acadêmica para ser aplicada futuramente. Perpignan et al. (2020) destacam seis habilidades transversais, ética, pensamento complexo, colaboração, pensamento crítico, pensamento sistêmico e agilidade.

**Quadro 3. Literatura com experiências da aplicação do pensamento do ciclo de vida no ensino**

Referência	Objetivo	Método de aprendizagem	Métodos de ensino	Nível de ensino	Público-alvo
Hays et al. (2020)	Implementação no currículo dos Princípios para a Educação em Gestão Responsável	Aprendizagem transformacional	Teoria (cursos, palestras, <i>workshops</i> ), criação de comitês, passeios educacionais, seminários, projeto de pesquisa, pesquisa empírica, parcerias institucionais, participação em conferências.	Graduação	Escola de negócios
Burnley, Wagland e Longhurst (2019)	Uso da ACV para avaliar impactos ambientais de um sistema de gestão de resíduos	Aprendizagem baseada em problemas	Teoria (aulas), Trabalho em equipe (acadêmicos, pesquisadores e profissionais de indústrias), construção de relatório e apresentação do projeto.	Pós-graduação	Gestão ambiental e engenharia ambiental
Cosme et al. (2019)	Ensino da metodologia ACV através do curso “Avaliação do Ciclo de Vida de Produtos e Sistemas”	Aprender fazendo	Teoria (aulas, leitura individual), trabalhos (individuais, em grupos supervisionados e não supervisionados – estudo de caso baseado em problemas reais em parceria com empresas, construção de relatório, apresentação e avaliação.	Pós-graduação	Engenharia
Ginzburg et al. (2019)	Desenvolvimento de um projeto de design de produto sustentável utilizando ferramentas da química verde, pensamento do ciclo de vida e pensamento sistêmico.	Aprendizagem baseada em projeto	Teoria (leitura individual), <i>workshops</i> e trabalho em equipe, parceria com empresas.	Pós-graduação	Programa de estágio sobre polímeros (laboratório)
Jaisli et al. (2019)	Implementação de um jogo usando dados de ACV sobre uso de recursos e emissões de poluentes para promover estilos de vida sustentáveis	Aprendizagem baseada em jogos	Jogo lúdico com tela interativa	-	Organizações públicas e privadas
Ramajuan, Zhou e Ramani (2019)	Integração da sustentabilidade ambiental em um curso de graduação	Aprendizagem baseada na descoberta guiada	Trabalho de design orientados por um tutor especialista	Graduação	Eng.Mecânica
Otergon (2019)	Proposta de integração do curso de engenharia do ciclo de vida no currículo, baseado em ACV e Custeio do Ciclo de Vida para execução de projetos.	Aprendizagem baseada em problemas	Execução de um projeto baseado em caso real, entrega de relatório final, apresentação oral, elaboração de um protótipo redesenhado do produto.	Graduação	Eng.Industrial
Maus (2019)	Reflexões sobre a execução de um projeto de design baseado em artesanato usando argila	Aprendizagem experiencial	Teoria (aulas). Projetar e elaborar um produto. Apresentação oral.	Ensino Médio	Artes e Trabalhos manuais
Tolppanen et al. (2019)	Uso da ACV em um contexto para ajudar na educação científica	Aprendizagem baseada em contexto	Teoria (vídeos), trabalho em grupo (examinar o ciclo de vida de um produto), entrevistas com profissionais que trabalham com a ACV do produto, apresentação.	Ensino Médio	Ciências

## Quadro 3. Continuação

Gallego-Schmid, Rivera e Stamford, (2018)	Implementação de um curso sobre Avaliação do Ciclo de Vida e Pegada de carbono	Aprendizagem baseada em problemas	Teoria (aulas e palestras), prática (uso do software) trabalhos em equipe, apresentação oral, debates e <i>feedback</i> dos alunos	Pós-graduação	Eng. Química, Eng. de Petróleo e Eng. Química Avançada
Olsen et al. (2018)	Descrição do currículo do curso para abordar diferentes níveis de sustentabilidade com ênfase na avaliação do ciclo de vida	Aprendizagem baseada em casos e baseada em problema	Teoria (palestras), grupos de discussão, exercícios, análise baseada em caso, trabalho em grupo baseado em projetos, projetos de caso e projeto de caso da vida real, de casos reais com indústrias e outras organizações, trabalho prático, casos reais de indústrias, casos trazidos pelos participantes e discussões interativas.	Graduação e Pós-graduação	Engenharia
Roure et al. (2018)	Integração sistemática do desenvolvimento sustentável no currículo usando a abordagem do ciclo de vida	Aprendizagem ativa	Teoria (palestras), aprendizagem ativa nas aulas, estudos de caso, ferramenta de software, equipe de projeto de design	Graduação	Eng. Civil
Surbeck (2018)	Curso de aprendizagem de serviço com ênfase em sustentabilidade	Aprendizagem de serviço	Simulação de um caso real em que os alunos prestam serviço à comunidade	Graduação	Eng. Civil
Reichmanis e Sabahi (2017)	Curso sobre os fundamentos e desafios da sustentabilidade em uma empresa química (uso da avaliação do inventário do ciclo de vida).	Aprendizagem facilitada	Teoria (palestras, colaboração externa, trabalho em grupo (elaboração de projeto sobre o inventário do ciclo de vida), entrega do relatório final e apresentação em pôster.	Graduação e Pós-graduação	Química e Bioquímica/ Eng. química e biomolecular
Gilmore (2016)	Integração do ensino de ACV no currículo de engenharia para estudantes com diferentes níveis de conhecimento	Aprendizagem baseada em problema	Teoria (aulas) e estudo de caso.	Graduação e Pós-graduação	Eng. Civil, ambiental, mecânica e química
Guron, Paul e Roeder (2016)	Adaptação do currículo para incluir tópicos relacionados à sustentabilidade e química verde	Aprendizagem baseada em problema	Teoria (aulas), prática em laboratório, trabalho em equipe, construção de relatórios, discussão em grupo, apresentação de pôster	Graduação	Química
Jegstad e Sinnes (2015)	Educação para a sustentabilidade no ensino de química	-	Proposta de um modelo para apoiar a prática pedagógica do professor	Ensino Médio	Química
Tyl et al. (2015)	Implementação da perspectiva das partes interessadas no processo <i>front end</i> deecoinovação	Aprendizagem baseada em projeto	Projeto deecoinovação usando a matriz MET (materiais, energia e toxicidade)	Graduação	Eng. a e Gestão de negócios



## Conclusões

Os países que desenvolveram mais pesquisas relacionadas a implementação do pensamento do ciclo de vida no ensino são os Estados Unidos e o Reino Unido. Até o momento não foram desenvolvidas pesquisas com essa abordagem no Brasil.

A maioria desses trabalhos ressaltam a avaliação do ciclo de vida como ferramenta para ser utilizada tanto para os alunos no desenvolvimento de projetos para avaliar os impactos ambientais quanto pelo professor como recurso didático.

O principal nível de ensino em que foram desenvolvidas as pesquisas foram na Educação Superior, nos cursos de graduação e pós-graduação, sendo mais frequente para os cursos de engenharia.

Observa-se que essa abordagem deve ser priorizada dentro do processo de ensino-aprendizagem, para que os alunos compreendam determinado assunto como um todo, conseguindo integrar e associar com outros conceitos, a fim de que aprimorem a capacidade de pensar, questionar e otimizar ideias e/ou projetos que se propuseram desenvolver e aprender.

Um desafio em relação ao tema, é como incentivar a utilização dessa abordagem dentro do processo de ensino de forma frequente, em diferentes níveis de ensino e cursos/disciplinas.

## Referências bibliográficas

- Barchi R. *Ciência & Educação* (2016). <http://dx.doi.org/10.1590/1516-731320160030006>
- Bastos M. R.V. *Revista Brasileira de Educação* (2017). <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-24782017227040>
- Borges J. O. A e Santos, E. T. G. *Revista Prática Docente* (2020). DOI 10.23926/RPD.2526-2149.2019.v4.n2.p713-727.id555
- Burnley S., Wagland S., Longhurst P. *HIGHER EDUCATION PEDAGOGIES* (2019). <https://doi.org/10.1080/23752696.2019.1627672>
- Cascini G., Saliminamin, S., Parvin, M. et al. *Procedia Engineering* (2015). doi: 10.1016/j.proeng.2015.12.360
- Chofreh A. G., Goni F. A., Malik M. N. et al. *Journal of Cleaner Production* (2019). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117810>
- Cosme N., Hauschild M. Z., Molin C. *The International Journal of Life Cycle Assessment* (2019). <https://doi.org/10.1007/s11367-018-1457-5>
- Eckelman M. J. e Laboy, M. M. *Journal of Industrial Ecology* (2020). DOI: 10.1111/jiec.12978
- Faludi J. e Gilbert C. *Journal of Cleaner Production* (2019). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.06.246>
- Favi C., Marconi M., Germani M. *Procedia CIRP* (2019). DOI: 10.1016/j.procir.2019.01.032
- Felgueiras M.C., Rocha J.S., Caetano N. *Energy Procedia* (2017). DOI: 10.1016/j.egypro.2017.10.266
- Feo, G. de., Ferrara C., Iannone, V. et al. *Science of the Total Environment* (2019). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.161>
- Gallego-Schmid A., Rivera X.C.S., Stamford L. *International Journal of Sustainability in Higher Education* (2018). DOI 10.1108/IJSHE-09-017-0146
- Gilmore K. R. *The International Journal of Life Cycle Assessment* (2016). DOI 10.1007/s11367-016-1138-1
- Ginzburg A. L., Check C. E., Hovekamp D. P. J. et al. *Chem. Educ.* (2019). DOI: 10.1021/acs.jchemed.9b00336
- Guron M., Paul J. J., Roeder M. H. J. *Chem. Educ.* (2016). DOI: 10.1021/acs.jchemed.5b00281
- Hays J. M., Pereseina V., Alshuaibi A. S. I. et al. *The International Journal of Management Education* (2020). <https://doi.org/10.1016/j.ijm.e.2020.100366>
- Hondo H., Hirayama Y., Nakajima K. et al. *Journal of Life Cycle Assessment* (2008). <https://doi.org/10.3370/lca.4.279>
- Hunter S. E. e Helling R. K. *Ind. Eng. Chem. Res.* (2015). DOI: 10.1021/ie504102h
- Jaisli I., Bättig-Frey P., Eymann L. et al. *Sustainability* (2019). doi:10.3390/su11205688
- Jegstad K. M. e Sinnes A. T. *International Journal of Science Education* (2015). <http://dx.doi.org/10.1080/09500693.2014.1003988>
- Kasai T. e Araki F. *Journal of Life Cycle Assessment* (2015). <https://doi.org/10.3370/lca.11.337>
- Kristensen H. S. e Remmen A. *Journal of Cleaner Production* (2019). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.03.074>
- Lizarralde I. e Tyl B. *Journal of Cleaner Production* (2018). <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.108>
- Marconi M. e Favi C. *Journal of Cleaner Production* (2020). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118424>
- Maucieri C., Forchino A. A., Nicoletto, C. et al. *Journal of Cleaner Production* (2018). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.11.097>
- Maus I. G. *FormAkademisk* (2019). <https://doi.org/10.7577/formakademisk.1725>
- Mendoza J. M. F., Gallego-Schmid A., Azapagic A. *Journal of Cleaner Production* (2019). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.060>
- Monavvarifard F., Baradaran M., Khosravipour B. *Journal of Cleaner Production* (2019). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.06.175>
- Nakajima K., Hirayama Y., Hondo H. *Journal of Life Cycle Assessment* (2011). <https://doi.org/10.3370/lca.7.84>
- Nogueira L.S.B. e Teixeira C. *Cadernos CIMEAC* (2017). <https://doi.org/10.18554/cimeac.v7i2.2024>
- Olsen S.I, Fantke P., Laurent A. et al. *Procedia CIRP* 69 (2018). <https://doi.org/10.1016/j.procir.2017.11.114>
- Ortegon K. *Procedia CIRP* (2019). <https://doi.org/10.1016/j.procir.2019.01.011>
- Pacheco-Blanco B. e Bastante-Ceca M. J. *Journal of Cleaner Production* (2016). <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.05.056>
- Paiva M. R. F., Parente J. R. F., Brandão I. R. et al. *SANARE* (2016).
- Paletta A., Fava F., Ubertaini F. et al. *Sustainable Production and Consumption* (2019). <https://doi.org/10.1016/j.spc.2019.02.008>
- Perpignan C., Baouch Y., Robin V. et al. *Procedia CIRP* (2020). <https://doi.org/10.1016/j.procir.2020.02.051>
- Quadrat-Ullah H. e Kayal A. *Journal of Cleaner Production* (2018). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.02.244>

- Quirino D. S. Temas em Educ. e Saúde (2019). DOI: 10.26673/tes.v15i1.12773
- Ramanujan D., Zhou N., Ramani K. Journal of Cleaner Production (2019). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.09.191>
- Ratto C.G., Henning P.C., Andreola B.A. Educação & Realidade (2017). <http://dx.doi.org/10.1590/2175-623659438>
- Reichmanis E. e Sabahi M. ACS Sustainable Chem. Eng. (2017). DOI: 10.1021/acssuschemeng.7b03144
- Roure B., Anand C., Bisaillon V. et al. International Journal of Sustainability in Higher Education (2018). DOI 10.1108/IJSHE-07-2017-0111
- Seay J.R. Computers and Chemical Engineering (2015). <http://dx.doi.org/10.1016/j.compchemeng.2015.03.010>
- Segura E. e Kalhil J. B. Revista REAMEC (2015). DOI 10.26571/2318-6674.a2015.v3.n1.p87-98.i5308
- Souza C. G. de., Barbastefano R. G., Teixeira R. C. Int J Life Cycle Assess (2017). DOI 10.1007/s11367-016-1150-5
- Stark J. e Park J. G. P. International Journal of Sustainability in Higher Education 9(2016). DOI 10.1108/IJSHE-03-2014-0042
- Surbeck C. Q. J. Prof. Issues Eng. Educ. Pract. (2018). DOI: 10.1061/(ASCE)EI.1943-5541.0000346
- Tolppanen S., Jäppinen S., Kärkkäinen S. Sustainability (2019). doi:10.3390/su11215877
- Tyl B., Vallet F., Bocken N. M. P. et al. Journal of Cleaner Production (2015). <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.07.145>
- United Nations Environment Programme (UNEP). Greening the Economy through Life Cycle Thinking e Ten Years of the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative.(2012).
- Wang R., Qi R., Cheng J. et al. Journal of Cleaner Production (2020). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118464>
- Wilujeng W. S. B., Dwandaru R.A., Binti A. R. Jurnal Pendidikan IPA Indonesia (2019). DOI: 10.15294/jpii.v8i4.19948
- Yu TK., Chang YJ., Chang IC. et al. Environmental Science and Pollution Research (2019). <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05806-7>

## Os ODS e a cultura de sustentabilidade da UTFPR

Tamara Simone van Kaick 1<sup>1</sup>

Laíze Márcia Porto Alegre 2<sup>1</sup>

Daniel Poletto Tesser 3 2

João Paulo Aires 4<sup>o</sup>

<sup>1,2,3,4</sup> Universidade Tecnológica Federal do Paraná

[tamara.van.kaick@gmail.com](mailto:tamara.van.kaick@gmail.com); [tamara@utfpr.edu.br](mailto:tamara@utfpr.edu.br)  
[laizepa@utfpr.edu.br](mailto:laizepa@utfpr.edu.br); [danieltesser@utfpr.edu.br](mailto:danieltesser@utfpr.edu.br); [joao@utfpr.edu.br](mailto:joao@utfpr.edu.br)

### Resumo

A Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), mantém em suas atividades a consonância com a legislação e os movimentos internacionais como o Pacto Global, Principles for Responsible Management Education (PRME), os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) e a Agenda 21, incluindo conceitos, princípios e objetivos no seu Projeto Político-Pedagógico Institucional (PPI), assim como inserindo os ODS nos projetos de extensão e currículos. O compromisso da UTFPR se dá principalmente na formação científica, tecnológica, social e ambiental de cidadãos, na sua atuação de forma integrada no desenvolvimento e inovação, na promoção de práticas sustentáveis que assegurem a qualidade de vida e ambiental e no atendimento aos requisitos legais e à melhoria contínua nos processos implementados. Para atender a premissa na formação de cidadãos para o futuro, a UTFPR desenvolveu uma estrutura que pudesse permear a cultura da sustentabilidade nas áreas do ensino, pesquisa e extensão, assim como as áreas de planejamento e administração. A estrutura inicial foi formatada para atender a Instrução Normativa/SLTI n<sup>o</sup> 10, de 12 de novembro de 2012, expedida pela Secretaria de Logística e Tecnologia da Informação (SLTI) do Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão (MPOG), para o desenvolvimento do Plano de Logística Sustentável (PLS), que indicaria as estratégias de gestão no uso racional de

recursos, incluindo a avaliação do ciclo de vida dos produtos, e a incorporação de práticas de sustentabilidade na cultura da instituição. Visando a consonância com as premissas da sustentabilidade já incorporadas na missão, visão e valores, a UTFPR considerou importante implementar a Política de Sustentabilidade (PS) para dar visibilidade e capilaridade as mesmas. Desta forma o PLS, PPI e a PS da UTFPR convergem para o atendimento legal, assim como inserem os princípios do Pacto Global, do PRME e ODS. Foi desenvolvido um Sistema de Acompanhamento de Projetos (SAP) para registrar as atividades de extensão e atendimento aso ODS gerando evidências e comprovações para o relatório de gestão. Esta forma de registro será incorporada pelas demais Pró-reitorias, como a de pós-graduação e pesquisa assim como a de graduação/ensino, nos quais todos devem incluir o alinhamentos com os ODS nos projetos.

**Palavras-chaves:** política de sustentabilidade, responsabilidade sócia, extensão universitária, projeto pedagógico institucional.

### I - Histórico da Inserção dos ODS na Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR

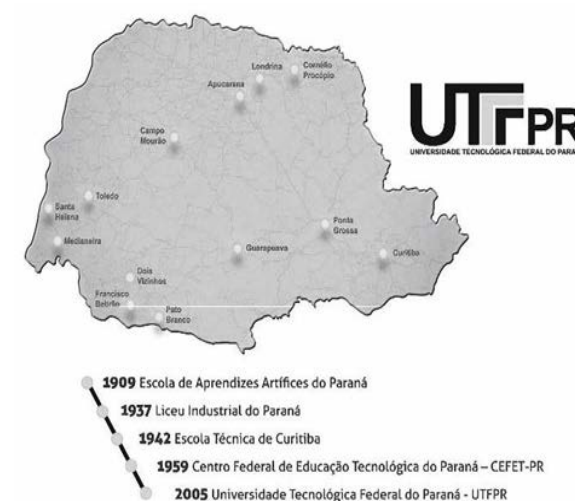
A Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) é a primeira e única universidade tecnológica no Brasil. O histórico da UTFPR tem o seu início com a Escola de Aprendizes Artífices fundada em 1909. A escola de Aprendizes Artífices tinha em seu DNA a educação profissional e tecnológica, sendo que este conceito se manteve ao longo do tempo durante a trajetória evolutiva desta, quando passou para a condição de Liceu em 1937, para Escola Técnica em 1942, para Centro Federal de

Educação Tecnológica (CEFET) em 1959, sendo então alçada à condição de Universidade Tecnológica (UTFPR) pela Lei 11.184 de 07 de outubro de 2005 (BRASIL, 2005).

No Brasil, a UTFPR é a universidade pública que oferece o maior número de vagas na área das engenharias, e no Paraná é a universidade federal com o maior número de campi, sendo 13 no total (Figura 1) distribuídos no território paranaense. Esta universidade oferece para a sociedade cursos técnicos, superiores de tecnologia, bacharelados, licenciaturas, especializações, mestrados e doutorados.

A Missão da Instituição é desenvolver a educação tecnológica de excelência, construir e compartilhar o conhecimento voltado à solução dos reais desafios da sociedade.

**Figura 1: Localização dos 13 campi da UTFPR no Estado do Paraná (UTFPR A, 2019)**



A Visão da instituição é ser uma universidade reconhecida internacionalmente pela importância de sua atuação em prol do desenvolvimento regional e nacional sustentável. Nesse sentido a extensão se torna um elemento chave para a conexão entre a universidade e a sociedade.

As atividades de extensão, de alguma forma sempre estiveram presentes na trajetória evolutiva da Escola de Aprendizes Artífices até a atual UTFPR. Segundo o conceito do FORPROEXT (2012), a Extensão Universitária é o processo interdisciplinar, educativo, cultural, científico e político que articula o Ensino e a Pesquisa de forma indissociável e viabiliza a relação transformadora entre universidade e sociedade.

A partir de 2010, as ações consideradas como extensão universitária se cristalizaram de forma indissociável ao ensino e pesquisa na UTFPR, tendo como marco o lançamento do I Seminário de Extensão e Inovação (SEI), que naquela época, já havia integrado os princípios da Agenda 21 e dos Objetivos do Milênio (ODM), como parte integrante da extensão. Os ODMs, conforme orientação internacional, passaram a ser reconhecidos como Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) a partir de 2015, orientando a Agenda 2030, na tentativa de buscar resultados mais concretos para problemas urgentes da sociedade e do Meio Ambiente. Na UTFPR todas as atividades de extensão universitária indicam, no ato do seu registro, quais são os ODS que estão sendo atendidos e

como os mesmos podem proporcionar o desenvolvimento local, regional ou nacional.

A extensão universitária é um canal de interlocução entre a Sociedade e a Universidade, trazendo as demandas da população e os desafios colocados para o desenvolvimento do país como objeto de pesquisa, e os resultados obtidos na pesquisa retornam para a sociedade, numa troca mútua de saberes. A Extensão é uma via de mão dupla, ou seja, um processo dialético, com trânsito assegurado à comunidade acadêmica que desenvolve o conhecimento teórico, e que encontrará na sociedade, a oportunidade de elaboração da práxis do conhecimento acadêmico. Além de instrumentalizadora desse processo dialético de teoria/prática, a Extensão é um trabalho interdisciplinar que favorece a visão integrada do social (FORPROEX, 2012), desta forma a UTFPR compreendeu que as ações de extensão na modalidade de programas, projetos, eventos, atividades, cursos e oficinas, poderiam ser uma oportunidade de incorporar os ODS em suas ações, para participar do movimento internacional visando ações alinhadas com a Agenda 2030.

O fluxo de conhecimento e troca de experiências que a extensão permite, estabelecendo a troca de saberes sistematizados entre o acadêmico e o saber popular, tem como consequência a produção do conhecimento resultante e aderido na busca de soluções para a realidade regional e nacional brasileira, o que reflete de certa forma a democratização do conhecimento acadêmico e

a participação efetiva da comunidade na atuação da Universidade. Neste sentido a extensão é um canal que permite a inserção da cultura da sustentabilidade no meio acadêmico e para a sociedade, atendendo a missão, a visão e os valores da instituição.

A Missão da UTFPR é desenvolver a educação tecnológica de excelência, construir e compartilhar o conhecimento voltado à solução dos reais desafios da sociedade. A Visão da instituição é ser uma universidade reconhecida internacionalmente pela importância de sua atuação em prol do desenvolvimento regional e nacional sustentável. Os Valores da UTFPR são: a) Ética: contar com estudantes e servidores eticamente responsáveis, inseridos em um contexto de busca do conhecimento e de dedicação à verdade científica e à imparcialidade; b) Tecnologia e humanismo: considerar a tecnologia como algo inerente à sociedade e que os aspectos humanos são parte integrante do problema e da solução de todo desenvolvimento tecnológico; c) Desenvolvimento humano: formar o cidadão crítico, ético e autônomo; d) Interação com o entorno: desenvolver sua missão de modo responsável, solidário e cooperativo com a sociedade, governos e organizações; e) Empreendedorismo e Inovação: efetuar a mudança por meio de atitude empreendedora; f) Excelência: promover a melhoria contínua das atividades acadêmicas, de gestão e da relação com a sociedade; g) Sustentabilidade: assegurar que todas as ações se observem sustentáveis nas

dimensões sociais, ambientais e econômica; h) Diversidade e inclusão: promover a educação tecnológica, respeitando e valorizando a diversidade e o potencial de todas as pessoas; i) Democracia e transparência: valorizar a participação democrática e a transparência em todas as instâncias da UTFPR, como compromissos voltados ao fortalecimento dos processos de participação das comunidades universitária e externa na concepção, decisão, implementação e avaliação das ações da Universidade (UTFPR C, 2019).

Os impactos que a UTFPR pretende alcançar na integração da extensão com o ensino e a pesquisa, assim como na formação de uma cidadão do futuro pró-ativo socialmente são: buscar a interação com órgãos públicos e privados e segmentos organizados atuando na solução de problemas considerados de relevância social, econômica e política; apropriação, utilização e reprodução, pelos parceiros, do conhecimento gerado pela atividade extensionista; promoção da articulação entre as atividades extensionistas com o aprendizado acadêmico.

Além da preocupação na formação cidadã do estudante, a UTFPR procura manter consonância com a legislação em suas atividades meio e fim, assim como incorpora os princípios dos movimentos internacionais tais como: Pacto Global, os Princípios para a Educação Empresarial Responsável das Nações Unidas (*Principles for Responsible Management Education* - PRME da ONU), os Objetivos de

Desenvolvimento Sustentável (ODS – Agenda 2030) e a Agenda 21.

Em consonância com a missão, visão e valores, e assumindo os princípios dos movimentos internacionais, a UTFPR considerou importante implementar a Política de Sustentabilidade para a instituição. O desenvolvimento da política deu-se por meio de vários encontros e diálogos realizados entre os membros das comissões central e de cada câmpus do Plano de Logística Sustentável (PLS) e consulta pública. A formatação e orientações legais e padrão foram alinhadas com a reitoria com o intuito de consolidar a sustentabilidade com os demais documentos legais institucionais, para que a mesma se conforme como um valor estratégico da UTFPR, no desenvolvimento de todas as suas atividades. Após finalizada a consulta pública e inseridas as contribuições, a minuta passou pelo Conselho Universitário (COUNI) e foi aprovada pela Deliberação nº 07/19, de 14/05/2019 (COUNI UTFPR, 2019).

## II - Metodologia

Para desenvolver o processo de inserção dos ODS na Cultura institucional da UTFPR, foram realizadas várias etapas, cuja evolução e desdobramentos contam com um período de 10 anos.

A primeira a etapa foi a inserção dos Objetivos do Milênio (ODM), desde 2010, como forma ainda voluntária na apresentação das ações de extensão durante o I Seminário de Extensão e

Inovação (SEI) da UTFPR. Porém em 2015, com a mudança dos ODM para os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS), o registro das inscrições das atividades de extensão se tornaram obrigatórias com a inserção de um a três ODS na proposta. A segunda etapa foi a disponibilização de bolsas para as ações de extensão que são disponibilizadas por meio de editais específicos da UTFPR. A terceira etapa consiste no retorno do resultado das atividades de extensão contempladas com bolsa, de forma obrigatória, e projetos sem bolsa, ambos apresentam os seus resultados no Seminário de Extensão e Inovação (SEI). O SEI é um momento de prestação de contas das ações de extensão e inovação realizadas, sendo também uma forma de promover a reunião dos 13 câmpus para demonstrar as atividades de extensão desenvolvidas e realizar um benchmarking e troca de experiências. As bolsas são para estudantes e somam de 6 a 12 meses de atividades desenvolvidas em um programa ou projeto extensionista, que foi homologado por meio de edital específico, cujo projeto/atividade passou por pelo menos 3 pareceristas, para obtenção da pontuação de classificação.

Toda a organização do SEI é realizada pela Pró-Reitoria de Relações Empresariais e Comunitárias (PROREC) da UTFPR e sua Diretoria de Extensão (DIREXT) e pela Agência de Inovação (DIRAGI). O evento é itinerante, e a cada ano um dos câmpus assume a organização para receber o SEI.

### Instrumentos de registro para as ações de extensão alinhadas aos ODS

O Sistema de Acompanhamento de Projetos (SAP) é uma ferramenta integrada ao Sistema Acadêmico da UTFPR, que disponibiliza as funcionalidades de edição de uma proposta de atividade de extensão, aprovação desta proposta, elaboração de relatórios parciais e finais, consolidação de dados de extensão, incluindo os ODS e gestão destes dados e do acesso aos mesmos. A ferramenta permite, ainda, a emissão de certificados aos participantes, relatórios consolidados dos envolvidos e divulgação do calendário de atividades.

Todos os servidores da UTFPR têm acesso a esta ferramenta utilizando o login institucional. Todos estão aptos a registrar uma atividade de extensão. Os discentes têm acesso a esta ferramenta, utilizando o login institucional para discentes, e estão aptos a obter relatórios e certificados das atividades em que participam.

Chefes de Departamentos Acadêmicos, Chefes dos Departamentos de Extensão e administradores podem solicitar relatórios no seu escopo de atuação (departamento, câmpus, sistema) e ter acesso a diferentes funcionalidades de gerenciamento. Esta ferramenta é fundamental para realizar o registro, monitoramento e obtenção de dados para os relatórios de gestão e prestação de contas para a união. O SAP foi desenvolvido pela Diretoria de Tecnologias de Informação da UTFPR, atendendo a realidade desta instituição

para a coleta de dados, registros adequados e emissão de certificados.

### Implementação de políticas e documentos orientadores voltadas para a sustentabilidade

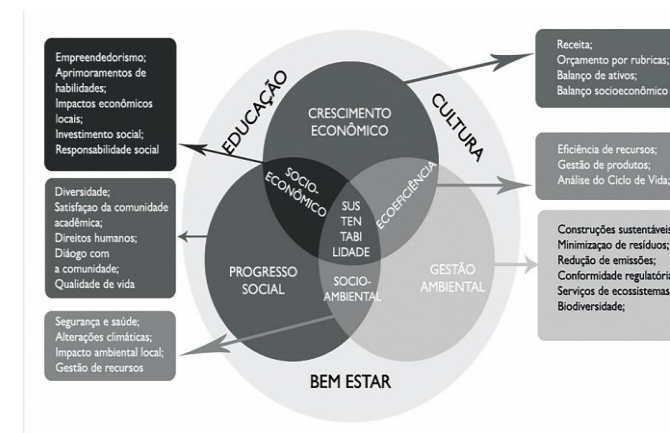
A sustentabilidade está inserida nos Planos de Desenvolvimento Institucional (PDI) e no Projeto Pedagógico Institucional (PPI). A implementação e aprovação da Política de Sustentabilidade da UTFPR foi em maio de 2019, e o alinhamento desta política de sustentabilidade com o PPI, que foi aprovado em julho de 2019, foi estabelecida. Em relação a aplicação da Política de Sustentabilidade, conforme indicado no Art. 2º, a UTFPR se compromete com a formação científica, tecnológica, social e ambiental de cidadãos, de forma a atuar de modo integrado no desenvolvimento e inovação, de promover práticas sustentáveis que assegurem a qualidade de vida e ambiental e de atender aos requisitos legais e à melhoria contínua nos processos implementados.

### III - Resultados

A partir do momento que se percebe a necessidade de envolver a pesquisa e ensino para a inserção dos ODS, assim como nas atividades de gestão e administração, foi desenhada a Política de Sustentabilidade da UTFPR. O conceito de sustentabilidade para a instituição foi construído incluindo os três pilares: social, ambiental e econômico. No diferencial da UTFPR a matriz básica na qual estão

sustentados os 3 pilares está a educação, a cultura e o bem-estar, conforme demonstrado na Figura 2.

**Figura 2: Matriz da sustentabilidade para a UTFPR**



O objetivo maior foi de inserir a sustentabilidade como valor estratégico da UTFPR e auxiliar no delineamento dos planos estratégicos da instituição, assim como alinhar este valor aos Planos de Desenvolvimento Institucional (PDI) e ao Projeto Pedagógico Institucional (PPI). Na extensão os ODS já vinham sendo contemplados desde 2010, como ODM, e depois de 2015 como ODS.

Na extensão, todos os projetos, programas, cursos e oficinas, eventos e ações são registrados em um sistema online. Por meio do Sistema de Acompanhamento de Projetos (SAP), os coordenadores indicam quais são os ODS atendidos pelo projeto. Desta forma é possível identificar quantos ODS a UTFPR está atendendo por meio da extensão (Figura 3).

Também é possível realizar um balanço das ações da extensão em relação aos aspectos sociais, ambientais e econômicos. Todo o trâmite se dá de forma digital.

Além da extensão, a UTFPR desenvolveu a estratégia de inserção dos ODS no ensino voltado à formação do cidadão do futuro. O documento que orienta esta inserção está intitulado como “Diretrizes para a elaboração dos projetos pedagógicos dos cursos”.

**Figura 3: resultados do quantitativo de eventos e projetos de extensão registrados no SAP e alinhamento com ODS**



Os resultados apresentados na Figura 3, indicam que os projetos desenvolvidos na UTFPR entre 2018 e 2019. Indicam que existe uma ação maior relacionada ao ODS 4 – Educação de Qualidade,

com 136 projetos seguido pelo ODS 3 – Saúde e Bem-estar, com 89 projetos, e tendo o ODS Produção e consumo responsáveis, em terceiro lugar com 77 projetos. Estes resultados demonstram o alinhamento da UTFPR com a Educação, que é a sua missão maior, o compromisso com a sociedade, no caso do atendimento ao ODS 3 e com a formação do cidadão, com o ODS 12.

A prática da sustentabilidade e a promoção de seus valores éticos no ensino superior pedem uma ação multi, inter e transdisciplinar a ser realizada no âmbito da academia, com o objetivo de “formar cidadãos conscientes e profissionais comprometidos, responsáveis e preparados para atuar nessa perspectiva”, considerando os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da UNESCO (ONU, 2015). Como, atualmente, verifica-se que o conceito de sustentabilidade extrapola a questão dos impactos no meio ambiente produzidos pela ação humana, é necessário estabelecer como se dará a relação do currículo com a apropriação do conceito de desenvolvimento sustentável.

Neste sentido, a instituição demonstra o seu compromisso em incluir os ODS na formação do cidadão do futuro, tendo inserido em seus documentos orientadores no âmbito do ensino e extensão esta diretriz. O instrumento de registro desenvolvido pela PROREC, o SAP, tem se tornado um referencial para a obtenção de dados para os relatórios de gestão. Desta forma as demais Pró-reitorias, como a de pós-graduação e pesquisa (PROPPG), assim como a

de graduação (PROGRAD), estão alinhando procedimentos para incluir o processo de registro dos respectivos projetos, nos quais todos devem incluir o alinhamento com ODS.

Na busca da multi e interdisciplinaridade no ensino e na formação do cidadão, foram alinhadas atividades entre a cultura de sustentabilidade na comunidade acadêmica, para as quais foram adotadas as seguintes medidas: implantação da Semana do Meio Ambiente (primeiro semestre) e da Semana da Sustentabilidade (segundo semestre), assim como a apresentação de como é realizada a coleta seletiva e as ações voltadas à inserção da cultura da sustentabilidade na UTFPR que são apresentadas pela comissão PLS durante a semana de recepção dos calouros. Na semana do calouro ainda são realizadas gincanas voltadas à reciclagem, plantio de árvores no estacionamento, trilhas, são distribuídos os copos permanentes para os calouros, dentre outras ações voltadas a engajar os novos discentes para compreender o conceito da sustentabilidade na UTFPR.

Para a Semana do Meio Ambiente insere-se na temática central o tema do Dia Mundial do Meio Ambiente como referência, e para a Semana da Sustentabilidade o tema deve estar correlacionado ao movimento “Lixo Zero” e com os ODS. Todos os câmpus da UTFPR realizam as atividades no mesmo período, criando uma unidade nas temáticas.

Os professores atuantes nas Comissões PLS dos câmpus, inserem atividades práticas em suas disciplinas, que estão diretamente relacionadas as ações e metas da UTFPR Sustentável, capilarizando a cultura da sustentabilidade no ensino, pesquisa e extensão, tem sido o grande diferencial na disseminação desta cultura de sustentabilidade para os discentes na UTFPR.

## Conclusões

A UTFPR conseguiu implementar estratégias importantes para iniciar uma cultura da sustentabilidade no âmbito do ensino, pesquisa e extensão, o que confere a ela um potencial êxito de inserir esta base de formação voltada ao cidadão do futuro. Um dos objetivos da Política de Sustentabilidade é promover atividades curriculares no ensino, pesquisa e extensão, incluindo temas sobre Sustentabilidade, Educação Ambiental, Cultura e Responsabilidade Social, voltadas à formação de lideranças socioambientais que possam desenvolver uma economia global inclusiva, equitativa e sustentável.

Neste sentido, vislumbra-se a continuidade no planejamento estratégico da UTFPR com a inserção de uma estrutura de registro e monitoramento, por meio do SAP, alinhando os conceitos da Sustentabilidade com os objetivos propostos pela própria instituição, conforme indicado na Política de Sustentabilidade, atendendo não somente aos requisitos legais obrigatórios, assim como políticas internacionais. A forma transversal de inserir a

cultura de sustentabilidade, tem por objetivo viabilizar o diálogo e apoiar o debate entre educadores, estudantes, empresas, governos, consumidores, mídia, organizações da sociedade civil e outros grupos interessados sobre questões críticas relacionadas à responsabilidade socioambiental global e de sustentabilidade.

## Agradecimentos

Aos membros da Comissão Central Permanente PLS da UTFPR e as Comissões PLS de todos os 13 campi da UTFPR.

## Referências bibliográficas

- BRASIL. Lei 11.184 de 07 de outubro de 2005. Dispõe sobre a transformação do Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná em Universidade Tecnológica Federal do Paraná e dá outras providências. 2005.
- BRASIL A3P. Agenda Ambiental na Administração Pública. Brasília – DF, 5ª Edição, 2009.
- BRASIL. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Política Nacional do Meio Ambiente, 1981. BRASIL. Constituição Federal, 1988.
- BRASIL. Lei 8.666 de junho de 1993. Regulamenta o art. 37, inciso XXI, da Constituição Federal, institui normas para licitações e contratos da Administração Pública e dá outras providências, 1993.
- BRASIL. Decreto no 5.940, de 25 de outubro de 2006, que determina a separação de resíduos recicláveis descartados de órgãos e entidades da Administração Pública Federal Direta e Indireta em benefício de associações e cooperativas de catadores de material reciclável (Coleta Solidária). 2006.
- BRASIL A. Decreto no 7.478, de 12 de maio de 2011, que criou a Câmara de Políticas de Gestão, Desempenho e Competitividade – CGDC. 2011.
- BRASIL B. Acórdão no 1.752, de 29 de junho de 2011, do Plenário do Tribunal de Contas da União. 2011.
- BRASIL A. Decreto nº 7746 de 05 de junho de 2012 que regulamenta o art. 3º da Lei no 8.666. 2012. BRASIL B. Portaria Interministerial nº 244 de 06 de junho de 2012. Projetos Esplanada Sustentável/ Programa de Eficiência do Gasto Público – SisPEG. 2012.

BRASIL C. Instrução Normativa/SLTI nº 10, de 12 de novembro de 2012 do Ministério de planejamento, orçamento e gestão. Estabelece regras para elaboração dos Planos de Gestão de Logística Sustentável de que trata o art. 16, do Decreto nº 7.746, de 5 de junho de 2012, e dá outras providências. 2012.

BRASIL D. Ofício Circular nº 13/SOF/MPOG de 06 de dezembro de 2012, que estabelece metas para economia de 10% em itens de consumo para o Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação (MCTI). 2012.

BRASIL. Portaria 370/2015 MEC. 2015.

COUNI UTFPR. Conselho Universitário UTFPR. Deliberação nº7/19, de 14/05/2019. Aprovação da Política de Sustentabilidade da UTFPR. 2019. ONU. Agenda 21. Capítulo IV. 1992.

FORPROEX. Fórum dos Pró-Reitores de Extensão das Universidades Públicas Brasileiras. Política nacional de extensão universitária. Manaus: FORPROEX, 2012. Disponível em <https://www.ufmg.br/proex/renex/images/documentos/2012-07-13-Politica-Nacional-de-Extensao.pdf>. Acesso em: 15 maio 2020.

ONU. Resolução 70/1 da Assembleia Geral das Nações Unidas intitulada "Transformando o nosso mundo: a Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável". Os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável. 2015.

UTFPR, 2016. Diretrizes para Elaboração de Propostas de Cursos Disponível em: <http://portal.utfpr.edu.br/documentos/graduacao-e-educacao-profissional/prograd/legislacao/legislacao-geral-para-todos-os-cursos/diretrizes-para-a-elaboracao-dos-projetos-pedagogicos-de-cursos/view>

UTFPR, 2017 Ordem de Serviço UTFPR n. 01/2017, Disponível em: [https://sei.utfpr.edu.br/sei/publicacoes/controlador\\_publicacoes.php?acao=publicacao\\_visualizar&id\\_documento=16&id\\_orgao\\_publicacao=0](https://sei.utfpr.edu.br/sei/publicacoes/controlador_publicacoes.php?acao=publicacao_visualizar&id_documento=16&id_orgao_publicacao=0)

UTFPR, 2018. Instrução Normativa Conjunta PROPPG e PROGRAD. Disponível em: [http://portal.utfpr.edu.br/documentos/conselhos/couni/deliberacoes/deliberacao-e-versaofinal-rg\\_sei\\_23064-011936\\_2019\\_35-1.pdf/view](http://portal.utfpr.edu.br/documentos/conselhos/couni/deliberacoes/deliberacao-e-versaofinal-rg_sei_23064-011936_2019_35-1.pdf/view).

UTFPR A, 2019. Relatório de Gestão 2018 Disponível em: <http://portal.utfpr.edu.br/documentos/reitoria/documentos-institucionais/prestacao-de-contas/2018-relatorio-de-gestao/view>

UTFPR B, 2019. Disponível em: <http://portal.utfpr.edu.br/noticias/reitoria/servidores/sei-completa-dois-anos-de-implantacao-com-mais-de-95-mil-processos>.

UTFPR C, 2019. Projeto Pedagógico Institucional – PPI, Deliberação COUNI nº 14, de 28/06/2019. Disponível em: <https://cloud.utfpr.edu.br/index.php/s/Z3ppMqWkxbsCb>



## Integra Curitiba: A parceria das universidades no desenvolvimento sustentável da cidade e atendimento dos ODS

Tamara Simone van Kaick 1<sup>1</sup>

Selma Cubas 2<sup>1</sup>

Semida Silveira 3 2

Cassia Ugaya 4<sup>o</sup>

Keiko Ono Fonseca 5<sup>o</sup>

Tatiana Gadda 6<sup>o</sup>

Eunice Liu 7<sup>o</sup>

Fatima de Jesus Bassetti 8<sup>o</sup>

Elaine Nunes Jordan 9<sup>o</sup>

<sup>1,4 5, 6, 7, 8 e 9</sup> Universidade Tecnológica Federal do Paraná

<sup>2</sup> Universidade Federal do Paraná

<sup>3</sup> Instituto Real de Tecnologia (KTH) da Suécia

[tamara.van.kaick@gmail.com](mailto:tamara.van.kaick@gmail.com); [tamara@utfpr.edu.br](mailto:tamara@utfpr.edu.br)  
[selmacubas@gmail.com](mailto:selmacubas@gmail.com); [semida.silveira@energy.kth.se](mailto:semida.silveira@energy.kth.se);  
[cassiaugaya@utfpr.edu.br](mailto:cassiaugaya@utfpr.edu.br); [keiko@utfpr.edu.br](mailto:keiko@utfpr.edu.br);  
[tatianagadda@utfpr.edu.br](mailto:tatianagadda@utfpr.edu.br); [euniceliu@utfpr.edu.br](mailto:euniceliu@utfpr.edu.br);  
[fjbassetti@gmail.com](mailto:fjbassetti@gmail.com)

### Resumo

A cidade de Curitiba assumiu os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) como parte integrante de todo o seu planejamento. A Secretaria Municipal de Segurança Alimentar e Nutricional (SMSAN) assinou um termo de entendimento juntamente com 7 universidades atuantes na cidade de Curitiba: Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Universidade Federal do Paraná (UFPR); Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUCPR), Universidade Positivo (UP), Instituto Superior de Administração e Economia (ISAE), Universidade Tuiuti e Uniandrade, e o Instituto Real de Tecnologia (KTH) da Suécia, com o intuito de desenvolver um estudo integrado sobre o Ciclo do Alimento e água que abastece Curitiba e Região Metropolitana (CRM). Toda esta cadeia produtiva está relacionada com a promoção da

saúde, qualidade de vida e sustentabilidade das cidades. Para compreender estas relações será necessário um esforço conjunto e cooperado com o objetivo de compreender todas as dimensões para avaliar os aspectos e impactos sociais, ambientais e econômicos que estes ciclos resultam. Os métodos para a coleta de dados e verificação de aspectos e impactos serão aplicados para: identificar e verificar se a escala de produção atende à demanda; rastreabilidade dos produtos; como o produtor está organizado; pegada de carbono da produção de alimento na RMC; descarte de produtos em relação ao processamento; como o alimento é utilizado e a sua relação com o desperdício na produção, transporte e comercialização e geração de resíduos. Para este artigo o recorte será realizado para o tema da geração de resíduos orgânicos. As informações, a serem levantadas em parceria por meio do programa intitulado Integra Curitiba, terá como objeto de estudo as estruturas mantidas pela prefeitura como: mercados municipais, sacolões e feiras livres. Os resultados obtidos nesta pesquisa cooperada, cujo escopo é a geração de resíduos orgânicos, deverá fornecer uma base de dados que possam auxiliar na instrumentalização e orientação da gestão da Prefeitura para conduzir processos mais eficientes voltadas à sustentabilidade para este tema, assim como auxiliar na condução de políticas públicas voltadas para o atendimento direto dos ODS 1, 2, 3, 11, 12 e 17.

**Palavras-chaves:** economia solidária, teleacoplamento, responsabilidade social, economia circular.

### I – Contexto do ciclo do alimento e geração de resíduos nas estruturas da Prefeitura de Curitiba.

No contexto de abastecimento alimentar, no município de Curitiba destaca-se a Secretaria

Municipal de Segurança Alimentar e Nutricional (SMSAN), que tem como missão “Promover e implementar políticas e estratégias em Segurança Alimentar e Nutricional (SAN) de forma transversal e com equidade para a população de Curitiba.” (CURITIBA A, 2020). A Prefeitura de Curitiba mantém diversas estruturas para o abastecimento da população sendo elas: feiras livres; restaurantes populares, mercados municipais e sacolão da família. As ações sociais e econômicas já estão estabelecidas nos programas já mencionados da prefeitura, porém em termos ambientais, a preocupação está direcionada na busca de soluções para reduzir a crescente geração de resíduos sólidos, de desperdício de alimentos e de emissões de carbono, oriundos dos diferentes programas.

A SMSAN ainda não possui um plano definido para o gerenciamento dos resíduos gerados nas estruturas que mantém e que possa fazer parte do Programa de Gestão Integrada de Resíduos do Município. Visando estabelecer a ordem de prioridade no gerenciamento de resíduos oriundo dos programas de abastecimento alimentar, torna-se necessário o conhecimento do ciclo dos produtos envolvidos, neste caso, o ciclo do alimento dos diferentes programas da SMSAN, que incluem a avaliação do ciclo de vida, economia circular e economia solidária. Segundo Curran (1999), o conceito de Avaliação do Ciclo de Vida, o ACV, está além de um simples método para comparar produtos, é a parte essencial para alcançar objetivos mais abrangentes, tal como a sustentabilidade ambiental.

A ACV também pode ser inserida no contexto da Gestão e dos princípios da Economia Circular, conceito difundido por meio da Fundação Ellen Marcarthur (EMF, 2016). Cabe destacar ainda, que todo o processo de produção, transformação, transporte dos alimentos e, conseqüentemente, os resíduos gerados, resultam em emissões atmosféricas. Desta forma, a metodologia de ACV do ciclo do alimento, aplicado para o tema da geração de resíduos orgânicos nas estruturas de prefeitura de Curitiba, poderia auxiliar na definição de estratégias para o gerenciamento dos mesmos.

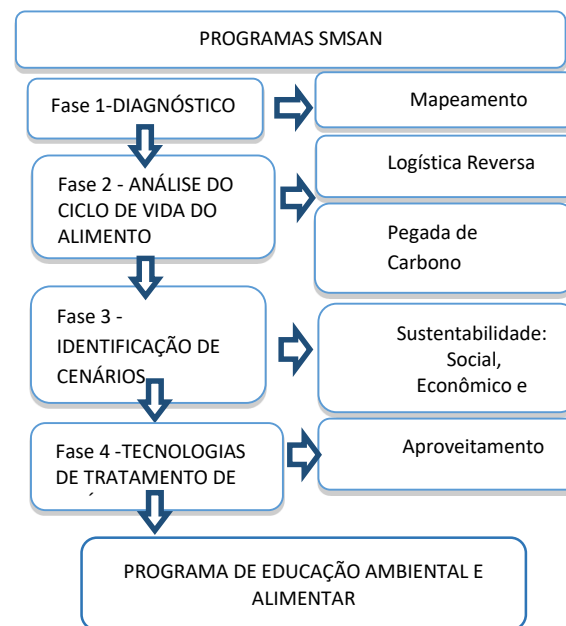
Sendo assim, neste projeto de cooperação, conforme estabelecido por meio do Termo de Cooperação Internacional nº 22.370, consolida o “Integra Curitiba”, do qual participam: Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Universidade Federal do Paraná (UFPR); Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUCPR), Universidade Positivo (UP), Instituto Superior de Administração e Economia (ISAE), Universidade Tuiuti e Uniandrade, tendo como parceria internacional o Instituto Real de Tecnologia (KTH) da Suécia, com o objetivo de desenvolver um estudo integrado sobre o Ciclo do Alimento e água que abastece Curitiba e Região Metropolitana (CRM).

## II - Metodologia

O grupo de universidades desenhou a metodologia para ser desenvolvida por meio de 4 fases (Figura 1). Para este artigo serão apresentados somente os dados levantados

referentes as fase 1, 2 e 3 relativos a geração e ao desperdício de alimentos que estariam sendo destinados como resíduos orgânicos. As definições deste escopo a ser apresentado, se refere aos alimentos desperdiçados, mas que ainda estariam em condições para serem aproveitados para o consumo humano. A fase 4 estaria diretamente associada a tomada de decisão para a indicação do gerenciamento mais adequado visando o tipo de tratamento, principalmente para os resíduos orgânicos gerados nas estruturas da Prefeitura.

**Figura 1: Metodologia adotada pelo Integra Curitiba para desenvolver o ACV e economia circular e solidária do Ciclo do Alimento em Curitiba.**



(Curitiba, 2019).

O programa de Educação Ambiental e Alimentar é transversal para todas as 4 fases (Figura 1) e pretende alcançar produtores, funcionários, permissionários, consumidores e estudantes das redes municipais e estaduais para apoiarem o gerenciamento mais adequado dos resíduos orgânicos gerados em suas respectivas instituições.

A Fase 1 se refere ao diagnóstico que foi realizado nas estruturas da prefeitura, como: a) mercado municipal; b) sacolão da família e; c) feiras livres. Esta fase foi constituída por pesquisas de ordem exploratória descritiva, com visitas técnicas, aplicação de questionários e levantamento gravimétrico que geraram dados primários e quantitativos, e com levantamento bibliográfico, documental e dados já existentes em bancos de dados constituídos, sendo que estes compuseram os dados secundários.

Pelo fato da região metropolitana de Curitiba (RMC), juntamente com o litoral do Paraná, atualmente fornecerem cerca de 25% do total de Frutas, Verduras e Legumes (FVL) comercializadas no estado, foi realizado uma investigação sobre como os FVL orgânicos chegam ao mercado municipal. O consumidor de Curitiba conta com o setor de orgânicos no Mercado. Foi realizado um estudo e levantamento de dados primários neste setor de orgânicos com o objetivo de analisar o fenômeno de teleacoplamento urbano das frutas orgânicas certificados de áreas próximas e distantes de Curitiba que são comercializadas no mercado municipal.

Segundo Liu, McConnell e Baerwald (2011), o teleacoplamento engloba interações socioeconômicas e ambientais entre sistemas naturais e humanos acoplados distantes e é composto de cinco componentes inter-relacionados: sistemas, fluxos, agentes, causas e efeitos.

Os questionários e entrevistas semi-estruturadas desenvolvidos para a coleta de dados primários foram aplicadas aos permissionários e funcionários que atuam nas estruturas da prefeitura, e visaram obter informações sobre tipos e quantidade de produtos comercializados, fontes geradoras, as formas de separação e acondicionamento, assim como coleta e destinação final dos resíduos. Para quantificar ou estimar os resíduos gerados em cada estrutura avaliada foi realizada uma caracterização quali-quantitativa por meio de análise gravimétrica aplicando a metodologia desenvolvida por Vaz (2017).

A fase 2 foi realizada para subsidiar a análise do ciclo de vida do alimento, para a qual foi realizado, por meio do mapeamento, a identificação dos produtores de frutas, verduras e legumes da Região Metropolitana de Curitiba. Esta fase ainda está sendo elaborado por meio de informações obtidas na SMAB.

Na fase 3 foi realizada a identificação dos cenários, principalmente do escopo no qual foi realizado o diagnóstico. Esta fase se apoia nos dados obtidos pela fase 1 e 2 e servem para a

tomada de decisão e definições que serão implementadas na fase 4.

### III - Resultados

A fase 1, que foi o diagnóstico nas estruturas da prefeitura, resultou no levantamento de dados primários em 1 mercado municipal central de Curitiba, dois sacolões da família e em 2 feiras livres. A visão geral da geração de resíduos urbanos na categoria de orgânicos na cidade de Curitiba foi realizada por meio do acesso do banco de dados da SMAB, que constituíram um cenários geral baseado nos dados secundários. A confrontação dos dados secundários com os primários possibilita compreender melhor a dinâmica envolvida na geração e tipologias dos resíduos orgânicos gerados nas estruturas da prefeitura.

Em Curitiba, o mercado municipal central possui cerca de 362 permissionários que comercializam diferentes produtos. Constatou-se que o fluxo de visitantes neste mercado chega a ser de aproximadamente 80 mil pessoas durante os finais de semana. O quantitativo diário de resíduos gerados pelo Mercado foi determinado conforme composição gravimétrica. Do total de resíduos gerados por dia foi possível identificar que a composição dos resíduos possui aproximadamente a seguinte composição: 11% de plástico; 5,0% de papel; 2,00% de vidro e 2,00 % de papelão e a fração orgânica foi de 80%. Diariamente são descartados 538 kg ou 16.150 kg/mês de

resíduos pelo mercado. Deste total, cerca de 12.700 kg representam a fração orgânica, na maioria constituída por FVL. Pelas observações realizadas por meio da seleção dos resíduos orgânicos gerados, foi possível identificar que cerca de 30% dos resíduos orgânicos gerados poderiam ainda continuar na cadeia alimentar, principalmente tratando-se de Frutas, Verduras e Legumes (FVL), ou hortifrúti inda em condições para o consumo humano (TEIXEIRA, SILVEIRA E CUBAS, 2019).

Em relação à pesquisa sobre o teleacoplamento de FVL orgânicos, foi possível identificar que apenas 5 *stands* comercializam frutas orgânicas. Por meio dos dados primários levantados em entrevistas, foi possível compreender o funcionamento de cada *stand* de frutas orgânicas e conhecer a procedência das frutas comercializadas, as distâncias (em km) percorridas entre local de produção e de consumo, o tipo de transporte utilizado, a relação da sazonalidade das frutas com a procedência e as diferentes formas de embalagens e armazenamento. Após identificar a procedência das 20 frutas orgânicas comercializadas, foram listadas as quilometragens que as frutas percorrem entre a origem e o destino em Curitiba (JORDAN e GADDA, 2020).

Os resultados indicaram que das 20 frutas identificadas como orgânicas, vendidas nos 5 *stands*, são provenientes de 10 estados brasileiros e 3 países. As frutas provenientes da Itália percorrem a maior distância sendo esta com cerca de 9.883 km. As frutas que percorrem as menores

distâncias vêm do estado de Santa Catarina, cerca de 300 km de Curitiba, além daquelas que têm como origem o estado do Paraná.

Sacolões da Família são como pequenos mercados nos quais são vendidos produtos hortifrúti (frutas, verduras e legumes - FVL) e alimentos não perecíveis, vendidos a preços acessíveis para a população de baixa renda e cadastrados pela prefeitura. Em relação ao levantamento de dados primários realizados em dois sacolões (SA e SB), foi possível identificar que a geração de resíduos orgânicos também seguem sendo a maior fração, da mesma forma que foi identificado no mercado municipal. Nesta pesquisa foi realizada uma avaliação comparando o *input* dos alimentos e o *output* do desperdício destes alimentos, ou seja, o que seria descartado dos alimentos que foram considerados fora do padrão de venda. O descarte desta fração dos alimentos foi denominado de Perdas Relativas (PR%). Foram realizadas duas amostragens em épocas distintas nos sacolões. Foi possível identificar que a média das PR% para o SA correspondeu a 10,41%, indicando uma média de desperdício real de FVL de 9,4%. Para o SB, a média das PR% foi de 7,17%, com desperdício de FVL de 6,51% (SILVA, 2018).

Curitiba possui cerca de 38 feiras livres que ocorrem em diferentes dias da semana e localidades. Os produtos hortifrutigranjeiros são responsáveis por 60% do movimento destas feiras livres, mas outros produtos de primeira necessidade e de uso doméstico são comercializados, tais como: cereais, carnes, doces

caseiros, lanches (pastéis e salgados), conservas em geral, frios e laticínios, peixaria, sementes e temperos (CURITIBA B, 2020). O levantamento de dados primários foi realizado em duas feiras livres e demonstrou uma geração muito pequena de resíduos orgânicos. Nos dois casos avaliados, a média de resíduos orgânicos provenientes de FVL foi de cerca de 10kg por período de feira. Este período corresponde a cerca de 5 horas de permanência das barracas de feiras (*stands*), e nas duas feiras avaliadas, a média de *stands* que estiveram presentes e comercializavam os seus produtos com FVL, foi de cerca de 26. Por meio da aplicação dos questionários e entrevistas, foi possível identificar que os feirantes que ofertam os FVL nos *stands*, são em sua grande maioria os próprios produtores dos FVL. Estes produtores já possuem o hábito de levar os resíduos orgânicos que foram gerados durante a feira livre, novamente para as suas propriedades, com o objetivo de realizar a reciclagem destes resíduos por meio da compostagem.

Com o objetivo de verificar o potencial de digestão anaeróbia dos resíduos sólidos orgânicos, como fonte de insumo (Biomassa), para geração de energia, foi realizado um levantamento de dados secundários que continham informações sobre o quantitativo de resíduos orgânicos gerados nas estruturas da prefeitura de Curitiba e outros locais considerados como grandes geradores. Para realizar este levantamento de dados

secundários foram utilizadas informações provenientes da Secretaria Municipal de Abastecimento (SMAB), que a partir de 2019 modificou a sua razão social para Secretaria Municipal de Segurança Alimentar e Nutricional (SMSAN). Estas informações foram cedidas por meio do projeto de dados abertos, parceria realizada entre a prefeitura de Curitiba e as universidades UFPR e UTFPR. A Figura 2 indica o resultado do levantamento realizado, por meio dos dados secundários gerados entre os anos de 2015 a 2016, para verificar o potencial de digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos gerados nas estruturas da prefeitura de Curitiba.

**Figura 2: Potencial de digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos (RSU) gerados pelas estruturas mantidas pela prefeitura e outras instituições na cidade de Curitiba**

Source	Year	Waste generation	Organic Fraction	Organic waste generation
Conventional collection <sup>(1)</sup>	2015	380,167 tons/year	37.7%	143,437 tons/year
CEASA <sup>(2)</sup>	2014	12,817 tons/year	70.7%	9,062 tons/year
Mercado Municipal <sup>(3)</sup>	2016	194 tons/year	79.0%	153 tons/year
Mercado Regional <sup>(3)</sup>	2016	70 tons/year	79.0%	55 tons/year
Feira Livre <sup>(4)</sup>	2016	576 tons/year	84.2%	485 tons/year
Feira Organica	-	neglected	-	-
Nossa Feira	-	unknown	-	-
Sacalao da Familia <sup>(5)</sup>	2016	75 tons/year	100%	75 tons/year
Popular restaurants <sup>(6)</sup>	2016	145 tons/year	100%	126 tons/year
<b>Total</b>		<b>393,850 tons/year</b>		<b>153,393 tons/year</b>

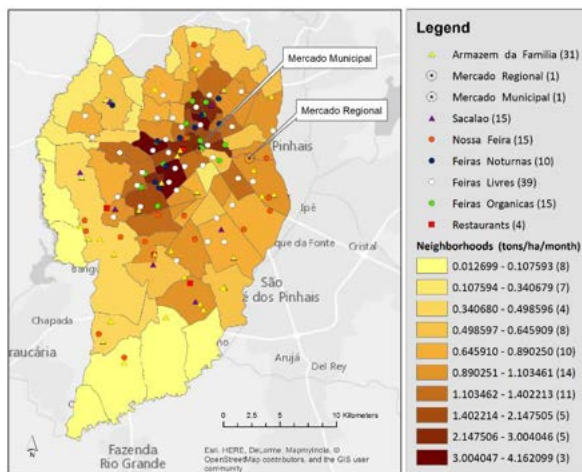
Fonte: REMY (2018).

Os dados secundários apresentados na Figura 2 demonstram que o mercado municipal possui potencial para a geração de Biogás, pelo volume de resíduos orgânicos gerados.

Na Figura 3 pode ser visualizado o mapa de Curitiba e seus bairros, no qual é possível identificar a localização das estruturas

gerenciadas pela prefeitura de Curitiba e a relação de geração de resíduos orgânicos por bairro correlacionando habitantes, toneladas geradas por mês.

**Figura 3: Mapa do município de Curitiba indicando as estruturas que vendem hortifrúti (FVL) que são gerenciadas pela prefeitura de Curitiba e a proporção da geração de resíduos orgânicos ton/hab/mês por bairros. (Curitiba, 2020).**



Fonte: REMY (2018).

Esta consolidação de dados por meio do Mapa da Figura 3, associado com a identificação das rotas do transporte destes resíduos ao aterro, pode contribuir para a realização de análises voltadas as emissões de CO<sub>2</sub> geradas, assim como prospectar o custo-benefício em utilizar estes resíduos em processos de geração de energia, como o Biogás. Este tipo de análise ainda precisa ser aprofundada com o intuito de trazer elementos que possam auxiliar os gestores na tomada de decisão quanto ao melhor decisão a ser tomada

para o aproveitamento máximo do potencial energético e redução de emissões de CO<sub>2</sub> na cidade gerado pelo transporte de resíduos.

Os levantamentos realizados pela fase 1 e 2 auxiliaram no desenvolvimento de cenários, da fase 3, das quais resultaram em algumas tomadas de decisão em relação ao desperdício de FVL gerados no mercado municipal avaliado. No mercado municipal foi proposta a instalação do banco de alimentos. Este banco de alimentos foi projetado alunos da UFPR como parte do Trabalho de Conclusão de Curso (TCC), e a comunicação visual do mesmo, foi desenvolvido por alunos e professores da UTFPR como parte da disciplina extensionista de Projetos de comunicação visual. Para as feiras livres e sacolões foi desenvolvido um protótipo para um aplicativo para auxiliar no gerenciamento para minimizar o desperdício nos sacolões, no sentido de conseguir conectar instituições que possam dar um destino mais nobre para os FVL que não estão no padrão de venda, mas ainda estão em boas condições para alimentação humana.

Ainda em relação a fase 4 – de tecnologias de tratamento de resíduos, foi realizado um convênio com a Fazenda Urbana da prefeitura, na qual serão aplicadas diversas tecnologias, neste espaço, que vão utilizar os resíduos orgânicos gerados no mercado municipal regional para abastecer biodigestores, assim como para serem

aplicados em diversas técnicas de compostagem, como exemplo a vermicompostagem.

#### IV – Conclusões

Dos levantamentos realizados com dados primários realizados entre os anos de 2018 e 2019, foi possível compreender como se deu a geração de resíduos orgânicos em 3 tipologias das estruturas que vendem hortifrúti (FVL) gerenciadas pela Prefeitura de Curitiba. Os resultados obtidos identificaram que o quantitativo de desperdício de FVL gerado no mercado municipal foi de cerca de 30% em relação a fração de resíduos orgânicos gerados. Nos dois sacolões foi possível identificar que o desperdício de FVL é de cerca de 8% em relação ao *input* de FVL no sacolão. Nas feiras livres praticamente não se observou desperdício de FVL. Pelos dados secundários levantados, foi possível identificar que a maior geração de resíduos orgânicos se dá no mercado municipal, em uma fração que seria compatível aplicá-los na geração de energia por meio da utilização da Biomassa em Biodigestores.

Neste sentido, a tomada de decisão, para buscar uma solução para gerenciar de forma mais adequada o destino dos resíduos orgânicos gerados no mercado Municipal, a Prefeitura de Curitiba por meio da SMSAN, decidiu pela implementação do banco de alimentos no mercado municipal para a destinação destes alimentos para a Mesa Solidária, fechando um ciclo de economia solidária que também remete

ao conceito da economia circular. Neste sentido foi realizada uma parceria com a Instituição Mesa Solidária, atendendo ao ODS 2, na qual os produtos do Banco de Alimentos do mercado municipal são destinados para famílias em situação de vulnerabilidade alimentar. Os permissionários do mercado municipal foram capacitados e orientados a fazer a seleção dos FVL que ainda possuem condições de serem utilizados como alimento, mas que já não estão no padrão de venda deste mercado, para serem levados até o banco de alimentos. Um funcionário da Prefeitura, que atua no mercado, entra em contato com a Instituição Mesa Solidária, que ao final do dia busca as caixas com os hortifrúti do banco de alimento e destinam as mesmas para famílias que estão em situação de vulnerabilidade e insegurança alimentar. Estima-se, por meio dos dados levantados, que deverão ser doadas cerca de 15 toneladas de alimentos a 150 entidades sociais mensalmente, beneficiando desta forma cerca de 15 mil pessoas carentes.

Em relação as frutas orgânicas comercializadas no mercado municipal, os dados levantados indicaram que as mesmas ainda percorrem uma longa distância. Apesar deste estudo necessitar de um aprofundamento foi possível identificar a inovação em relação a análise utilizando o teleacoplamento urbano. Este levantamento identificou os desafios ambientais relacionados ao deslocamento das frutas orgânicas certificadas ao mercado consumidor da grande Curitiba, que contribuem para as emissões de CO<sub>2</sub>.

Para os sacolões foi desenvolvido um algoritmo que usa dados de resíduos de FVL que ainda estão em condições para o consumo humano, e dos locais onde os mesmos podem ser consumidos, para calcular a rota que define a forma mais eficiente de distribuição dos mesmos. Este algoritmo pode integrar um aplicativo que permita a prefeitura de mapear o desperdício e da disponibilidade de FVL que estão fora do padrão de venda. Este aplicativo auxiliaria a prefeitura a gerenciar a coleta destes FVL e redirecioná-los para a Mesa Solidária, atendendo ao ODS 2 – fome zero e 12 - consumo de produção responsáveis.

Para as feira livres não foi necessário desenvolver uma estratégia diferenciada pois os próprios produtores, que são feirantes, conseguem gerenciar o melhor aproveitamento dos resíduos orgânicos.

Outra tomada de decisão que foi tomada pela Prefeitura Municipal, foi sobre o planejamento e inauguração da Fazenda Urbana, em junho de 2020, com o objetivo de ofertar espaço físico para o desenvolvimento de técnicas e tecnologias voltadas para a compostagem e hortas urbanas e educação ambiental. As universidades signatárias do Termo de Cooperação Internacional nº 22.370, consolidado e intitulado como “Integra Curitiba”, foram convidadas para participarem no desenvolvimento do projeto da Fazenda Urbana, assim como dos projetos de tecnologias para tratamento de resíduos orgânicos gerados no mercado municipal e

desenvolvimento de atividades de Educação Ambiental neste espaço.

Desta forma, as parcerias realizadas entre a Prefeitura e as universidades signatárias do termo de cooperação, conseguiram realizar o diagnóstico, fase 1, para o tema resíduos orgânicos e mapeamento da geração dos mesmos. Os dados primários gerados não foram necessariamente realizadas para uma ACV, mas para a fase 2 serviram para desenvolver o Pensamento do Ciclo de Vida. Na fase 3, foi possível desenhar cenários e desenvolver estratégias com o objetivo de buscar soluções para alguns dos problemas de desperdício e tratamento de resíduos orgânicos para duas das 3 estruturas avaliadas, como o Mercado Municipal e os Sacolões. Na Fase 4, a prefeitura e a SMSAN implementaram a Fazenda Urbana, na qual as tecnologias serão implementadas e monitoradas.

O programa de Educação Ambiental e Alimentar ocorre de forma transversal de diversas situações e atividades nos quais o ODS 3 (Saúde e Bem-estar) tem sido implementado. Foram desenvolvidos projetos interdisciplinares em 9 escolas municipais com o tema da vermicompostagem, capacitação e orientação de permissionários dos mercados municipais para viabilizar o banco de alimentos, e desta forma, fornecer alimentos para famílias em situações de vulnerabilidade alimentar, por meio do Instituto Mesa Solidária atendendo ao ODS 2.

A Fazenda Urbana foi criada pela Prefeitura de Curitiba e implementada em 2020, para que este

ambiente se torne um espaço educador para demonstrar o ciclo do alimento na cidade, no qual as escolas e qualquer cidadão poderá visitar este espaço educador para aprender a fazer compostagem e implementar uma horta urbana. As universidades signatárias desenvolvem os projetos de tratamento de resíduos orgânicos e oferecem cursos, palestras e oficinas para a temática compostagem e hortas urbanas atuando fortemente no ODS 11 (Cidades e comunidades sustentáveis) e ODS 12 (Consumo e produção responsáveis). Dentre os projetos estão alguns que promovem o empreendedorismo social, para que sejam viabilizados pequenos negócios para comunidades em situação de vulnerabilidade sócio econômica utilizando o resíduos orgânico como insumo para a produção de húmus de boa qualidade. O desenvolvimento de pequenos negócios voltados a comunidades carentes pretende atender ao ODS 1 (erradicação da pobreza).

O Projeto “Integra Curitiba” promoveu conexões para pesquisa e extensão que promovem a economia solidária e circular e promove o levantamento de dados que podem ser utilizados o melhor entendimento do ciclo do alimento na cidade de Curitiba, sendo que o termo assinado atende ao ODS 17 (parcerias e meios de implantação).

### Agradecimentos

A Prefeitura Municipal de Curitiba e para a Secretaria Municipal de Segurança Alimentar e Nutricional (SMSAN).

### Referências bibliográficas

CURITIBA A, 2020. Disponível em: <https://www.curitiba.pr.gov.br/conteudo/ii-plano/3089>.

CURITIBA B, 2020. Disponível em: <https://www.curitiba.pr.gov.br/conteudo/feiras-livres-diurnas>

BRASIL. **Política Nacional de Resíduos Sólidos**. Lei n. 12305/2010.

CURRAN, M. A. Editorial: The Status of LCA in the USA. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 4, n. 3, p. 123-124, 1999.

EMF - Ellen Marcarthur Foundation - EMF, 2016 - [www.ellenmacarthurfoundation.org](http://www.ellenmacarthurfoundation.org).

JORDAN, E. N; GADDA, T. M. C. **Impactos dos teleacoplamentos urbanos das frutas orgânicas certificadas**. RBCIAMB . v.55 , n.1 ,mar 2020 . pg 103-121 - ISSN 2176-9478

*LIU, J.; MCCONNELL, W.; BAERWALD, T.* Symposium on “Telecoupling of Human and Natural Systems”. American Association for the Advancement of Science, 2011. Disponível em: <<http://aaas.confex.com/aaas/2011/webprogram/Session2889.html>>. Acesso em: 25 mai. 2018.

REMY, F. **Potential for the anaerobic digestion of municipal solid waste (MSW) in the city of Curitiba, Brazil**. Department of Energy Technology, KTH. 2018. Acesso em: <http://kth.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A1198207&dsid=3093>.

SILVA, B. M B da. **Perdas e desperdício de alimentos em Curitiba: um estudo de caso sobre a geração de resíduos orgânicos de frutas, legumes e verduras na comercialização do programa sacolão da família**. Dissertação PPGCTA UTFPR Câmpus Curitiba, 2018. 110p.

TEIXEIRA, S. R., SILVEIRA, S., CUBAS, S. **Avaliação e quantificação do desperdício de alimentos no gerenciamento dos resíduos de frutas, legumes e verduras gerados no mercado regional do Cajuru, Curitiba-PR**. 30º CBESA, 16-19 Junho, Natal, Brasil. 2019. Disponível em : <http://abes-dn.org.br/anais eletronicos/trabalhos.php?evento=45&grupo=1&pagina=1&searchText=Avalia%C3%A7%C3%A3o%20e%20quantifica%C3%A7%C3%A3o%20do%20desper%C3%ADcio%20de%20alimentos%20no%20gerenciamento%20dos%20res%C3%ADduos>

VAZ, A. C. N. **Avaliação de dois modelos de vermicompostagem para gerenciamento de resíduos orgânicos crus e aplicação como**

## ***Coleta Seletiva e economia circular: desenvolvimento de uma cultura voltada à sustentabilidade e atendimento aos ODS na UTFPR.***

Tamara Simone van Kaick 1<sup>o</sup>

Tatiane Cristina Dal Bosco 2<sup>o</sup>

Vanessa Corneli 3<sup>o</sup>

Daniel Poletto Tesser 4<sup>o</sup>

Mariane Kempka 5<sup>o</sup>

Valquíria Ap. dos Santos Ribeira 6<sup>o</sup>

Márcio Barreto 6<sup>o</sup>

Mary Carmen Mate Durel de Conti 7<sup>o</sup>

Ivan José Coser 7<sup>o</sup>

Eloy Fassí Casagrande Jr 8<sup>o</sup>

Rejane Oliveira 9<sup>o</sup>

Carla Cristina Bem 10<sup>o</sup>

Elaine Lui 11<sup>o</sup>

Gracielle Lohman 12<sup>o</sup>

Eunice Liu 13<sup>o</sup>

João Paulo Aires 14<sup>o</sup>

Thiago Toldo 15<sup>o</sup>

1,2,3,4,5,6,7,8,9,10,11,12,13,14,15 Universidade Tecnológica Federal do Paraná  
Comissão Central Permanente do Plano de Logística Sustentável - PLS  
[tamara@utfpr.edu.br](mailto:tamara@utfpr.edu.br); [tatianebosco@utfpr.edu.br](mailto:tatianebosco@utfpr.edu.br);  
[vanessacorneli@utfpr.edu.br](mailto:vanessacorneli@utfpr.edu.br); [danieltesser@utfpr.edu.br](mailto:danieltesser@utfpr.edu.br)

### **Resumo**

A Universidade Tecnológica Federal do Paraná, desenvolve os Planos de Gerenciamento de Resíduos Sólidos em todos os 13 campi. O objetivo deste plano é atender ao Decreto 5.940/2006 da Casa Civil e a Lei Federal n. 12.305/2010 da Política Nacional de Resíduos Sólidos, para realizar a separação adequada dos resíduos na fonte e destinar os materiais recicláveis às associações e cooperativas dos catadores. Desta forma a universidade fornece matéria prima para a geração de renda destas associações, motivo pelo qual a Coleta Seletiva é denominada “Solidária”, atendendo também ao conceito da economia circular. Como a comunidade acadêmica na

universidade é muito diversa, são necessárias várias formas de sensibilização e a utilização de diversas linguagens para os diferentes públicos, assim como proporcionar uma estrutura adequada de coletores nos diferentes ambientes, para possibilitar a separação correta na fonte. A capacitação frequente dos servidores envolvidos com a prestação de serviços terceirizados, para compreender a forma de gerenciamento de resíduos definida pela instituição, a redução de geração de resíduos perigosos em laboratórios, assim como a avaliação de como minimizar o impacto no descarte e destinação daquilo que não foi possível de evitar de ser gerado, devem ser metas constantes em uma instituição de ensino superior. Neste sentido, a universidade possui as Comissões do Plano de Logística Sustentável e Comissões de Resíduos, que atuam no planejamento das ações e campanhas, levantamento de indicadores e definição de metas, no qual se vislumbra desenvolver uma cultura que visa a solidariedade e a economia circular para os resíduos recicláveis e eletrônicos, a compostagem de resíduos orgânicos não cozidos, assim como a constante redução na geração de resíduos perigosos. Também desenvolve a oportunidade para que os estudantes contribuam com projetos sociais, implementando os ecopontos para coleta de lacres, tampas plásticas, óleo de cozinha usado e outros materiais. Desta forma, a universidade, em suas ações de gerenciamento de resíduos, proporciona uma formação integral do estudante oportunizando a sua participação, por meio de uma vivência acadêmica, em uma cultura voltada à sustentabilidade, com a qual pretende atender aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável 4, 11 e 12.

**Palavras-chaves:** Gerenciamento de resíduos, Comissão do Plano de Logística Sustentável, compostagem, gerenciamento de resíduos perigosos

## **I -Coleta Seletiva Solidária na UTFPR e Economia Circular dos resíduos gerados**

O desenvolvimento que satisfaz as necessidades presentes, sem comprometer a capacidade das gerações futuras de suprir suas próprias necessidades, é o conceito de desenvolvimento que estabelece um norte para as ações da sociedade em geral.

No contexto nacional, o conceito voltado para a manutenção dos Recursos Naturais como matriz importante para o desenvolvimento, emerge com a instituição da Política Nacional de Meio Ambiente – Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Posteriormente, este mesmo conceito se torna um compromisso na Constituição Federal – 1988, na qual se estabelece o Estado Democrático de Direito que se fundamenta na proteção da dignidade da pessoa humana, conforme disposto no inciso III do artigo 1º: (a) a Ordem Econômica e Financeira, disposta nos artigos 170 a 192; (b) a Ordem Social, nos artigos 193 a 232; e, de forma inédita, também (c) o Meio Ambiente, inserido no título da “Ordem Social”, composta pelo artigo 225, parágrafos e incisos, descrito da seguinte forma:

Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao poder público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações (BRASIL, 1988). Portanto, a preocupação com a manutenção do



meio ambiente fazendo parte da qualidade de vida, é apresentado como um princípio constitucional desde 1988, cabendo ao poder público defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações.

A administração pública, na qualidade de grande consumidora de recursos naturais e bens de serviços nas suas atividades meio e finalísticas, e por meio da sua capacidade regulamentadora e indutora de novos padrões e práticas, assume um papel estratégico na revisão dos padrões de produção e consumo assim como na adoção de novos referenciais de sustentabilidade socioambiental que devem ser assimilados em seus processos de gestão (BRASIL, 2015). A inserção do conceito de sustentabilidade na gestão pública exige mudanças de atitudes, e o grande desafio consiste em transpor o discurso para a prática, concretizando-as em ações.

Dentre as instituições públicas brasileiras, as universidades federais, em virtude de sua natureza e missão no sentido de ser formadora de cidadãos do futuro, além de serem centros de transmissão e difusão da cultura humanística, científica e tecnológica, são as formadoras de opinião e inovações com forte responsabilidade para a promoção do desenvolvimento sustentável em nosso país.

Desta forma, introduzir o princípio da sustentabilidade como um elemento central nas suas múltiplas atividades (ensino, pesquisa, extensão e gestão), possibilitaria a promoção de

projetos estratégicos e ações coerentes com a concretização desse princípio, o que significa desenvolver objetivos concretos de mudança em cada ação da vida cotidiana da instituição. Foi implementada uma comissão geral para o desenvolvimento do Plano de Gestão Logística Sustentável – PLS, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR, e cada um dos seus 13 campi instalados no território paranaense (Figura 1) implementaram as comissões gestoras regionais. Estas comissões e grupos foram implementados visando atender a Instrução Normativa/SLTI nº 10 de 12 de novembro de 2012, para o desenvolvimento do PLS, que pretende inserir nas estratégias de gestão o uso racional de recursos e a incorporação de práticas de sustentabilidade na cultura da nossa instituição.

**Figura 1: Mapa do Paraná indicando a localização dos 13 campi da UTFPR.**



Nesse sentido, foi realizado um levantamento dos diversos dispositivos legais, sendo

considerado como o mais urgente para ser atendido, o Decreto no 5.940, de 25 de outubro de 2006, que determina a separação de resíduos recicláveis descartados de órgãos e entidades da Administração Pública Federal Direta e Indireta em benefício de associações e cooperativas de catadores de material reciclável (Coleta Solidária).

Somando-se ao Decreto 5.940/2006, ainda havia a necessidade do atendimento da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), estabelecida pela Lei n. 12.305/2010 (BRASIL, 2010), na qual, mais especificamente no Art. 20, determina-se que os geradores de resíduos perigosos e aqueles que gerem resíduos, ainda que não perigosos, cujos volumes ou composição não sejam equivalentes aos gerados pelos domicílios, devem elaborar o “Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos” (PGRS).

Considerando que os Campi da UTFPR geram resíduos perigosos, em decorrência de suas atividades de ensino, pesquisa, extensão e gestão, e, muitos deles, são considerados, como grandes geradores pelas legislações municipais, e tendo em vista o volume de resíduos gerados, a Comissão Central do Plano de Logística Sustentável da UTFPR reuniu esforços para que todos os Campi elaborassem seus PGRS, a partir de 2017.

Também foram realizados trabalhos para desenvolver a compostagem nos campi da UTFPR, com o objetivo de evitar o envio de

matéria orgânica compostável para o aterro sanitário. A UTFPR assinou em 2010, um compromisso, com o Fórum permanente da Agenda 21 Paraná, de evitar o envio de 20% de resíduos orgânicos para os aterros sanitários.

Para todas as atividades realizadas com o objetivo de melhorar os resultados, no sentido de oferecer material com a menor contaminação possível e melhor segregado na fonte, para a coleta seletiva, são realizadas atividades de sensibilização com os calouros que ingressam na UTFPR, assim como com os colaboradores dos serviços gerais e do Restaurante Universitário (RU).

## II - Metodologia

Para compreender melhor as diferentes realidades de cada campi da UTFPR, a Comissão Central Permanente PLS organizou um Grupo de Trabalho (GT), formado por servidores de diferentes Campi, que definiram um modelo padrão a ser utilizado por todos, considerando o conteúdo mínimo previsto no Art. 21 da PNRS (BRASIL, 2010). Este modelo padrão foi elaborado em documento de texto e cada Câmpus gerou um arquivo com as informações. Além disso, estabeleceu-se a metodologia de amostragem e caracterização dos resíduos, pautando-se no método do Quarteamento estabelecido pelo ABNT 10.007/2010 (ABNT, 2004).

A partir disso, um treinamento por videoconferência foi realizado com

representantes dos 13 Campi da UTFPR e estabeleceu-se um prazo para que as amostragens fossem realizadas e o conteúdo do PGRS pudesse ser preenchido com os dados levantados.

Ao final de 2017, todos os Câmpus apresentaram seus PGRS e, com isso, fez-se uma avaliação do modelo padrão proposto para preenchimento. Constatou-se, portanto, a dificuldade de comparação dos dados entre os Campi e a obtenção de indicadores, pois as informações constavam em 13 documentos separados.

Deste modo, em 2018, o GT trabalhou na elaboração de uma nova proposta de documento, sistematizado todas as informações do conteúdo mínimo do PGRS numa planilha dinâmica, disponibilizada *online* para todos os 13 Campi. Em 2019, novo treinamento foi realizado com os servidores dos 13 Campi para a obtenção da atualização do PGRS. Este novo formato permitiu aos Campi a implementação do Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (PGRS), como um instrumento de gestão, visto que é um documento dinâmico e que permite registros constantes dos resíduos que são gerados na Universidade.

Foram adquiridas 13 balanças do mesmo modelo, que foram disponibilizadas para todos os campi, com o objetivo de inserir na proposta do PGRS um instrumento de

medição padrão, desta forma os dados coletados possuem uma condição de padronização mais adequada.

Em cada campus são realizadas atividades inseridas no ensino e pesquisa que visam a compostagem dos resíduos orgânicos não cozidos gerados pelo RU e de podas. Cada grupo de ensino/pesquisa possui metodologias diferentes, que posteriormente serão apresentadas para troca de experiências e Benchmarking das atividades entre os campi. O objetivo da compostagem é demonstrar o potencial de diferentes tecnologias e técnicas e como demonstrar o potencial da economia circular dos resíduos orgânicos não cozidos.

As técnicas de compostagem utilizadas são: leiras horizontais em espaços abertos, vermicompostagem em ambientes confinados e compostagem com aeração passiva confinada.

## III - Resultados

Os 13 campi da UTFPR desenvolveram o Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (PGRS) entre o segundo semestre de 2017 e primeiro semestre de 2018. Mas devido as diferenças entre as unidades aplicadas e modelos de balanças, optou-se por apresentar os resultados em volume estimado gerado dos 13 campus da UTFPR, da geração de seus diversos resíduos. A descrição dos volumes gerados para a tipologia orgânico, rejeito e resíduos químicos de laboratório, em kg para a tipologia pilhas e baterias, papel, plástico,

papelão e vidro, e lâmpadas por unidade, para as medições realizadas no segundo semestre de 2017 e primeiro semestre de 2018, estão apresentados na Tabela 1.

**Tabela 1: resultados com valores médios gerados, por tipologia de resíduos, para as medições realizadas no segundo semestre de 2017 e primeiro semestre de 2018 nos 13 campi da UTFPR.**

Tipologia do resíduo	Valores médios	Unidade
Resíduos químico de laboratório	221,57	L/ mês
Rejeitos	2.668,5	L/semana
Resíduo orgânico (cozido e não cozido)	1.497	L/ semana
Lâmpadas fluorescentes	7.524	unidades/ano
Papel	59,33	kg/semana
Papelão	334,00	kg/semana
Plástico	48,23	kg/semana
Pilhas e baterias	35,7	kg/ano

Todos os 13 câmpus possuem as Comissões de Resíduos e estarão desenvolvendo o PGRS padronizado com os mesmos instrumentos de medição no segundo semestre de 2019. Os resultados da Tabela 1, demonstram o potencial dos campus da UTFPR em segregar os resíduos com a possibilidade de realizar a logística reversa e a economia circular.

Para atender a redução de 20% do envio de resíduos para o aterro sanitário, item que consta no Pacto da Agenda 21 Paraná para as Instituições de Ensino Superior, e que foi assinado pela UTFPR, o Programa Jogada Certa,

por meio da Iniciação Científica (IC) e mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA), desenvolveu um piloto de vermicompostagem para média escala. Este piloto demonstrou o potencial desta técnica em transformar matéria orgânica não cozida em húmus.

O Restaurante Universitário (RU) da UTFPR sede Ecoville do Campus Curitiba, atende cerca de 10.905 refeições/alunos em um mês de atividade (VAZ, 2017). O RU gera cerca de 500 kg de resíduos orgânicos durante um mês de atividade. A compostagem desta quantidade de resíduos orgânicos não cozidos, por meio da vermicompostagem, resultou em cerca de 380 kg de húmus.

A vermicompostagem reduz o tempo da transformação dos resíduos orgânicos em húmus, e poder ser realizado em ambientes confinados e menores. O processo de compostagem utilizando minhocas, a vermicompostagem, levou quase 50 dias para obter este resultado, transformando resíduo orgânico em húmus.

O resultado do composto demonstrou que é possível realizar a vermicompostagem em espaço e tempo reduzidos, ideal para locais que não conseguem ter leiras para a compostagem tradicional. Este processo também se mostrou um excelente elemento de sensibilização da comunidade.

Em Ponta Grossa, desde janeiro de 2019 estão sendo realizados experimentos piloto com minhocários. A primeira é para multiplicação da espécie vermelha-da-california (*Eisenia andrei*) para que sejam destinadas a uma futura vermicompostagem para escala média, apropriada para atender a demanda do RU.

**Figura 2: Vermicompostagem na UTFPR sede Ecoville Campus Curitiba (VAZ, 2017)**



Estes minhocários instalados no campus UTFPR Ponta Grossa são empregados em diversas pesquisas relacionadas à compostagem e atividades de extensão que buscam divulgar a vermicompostagem dentro e fora do Câmpus.

No Campus UTFPR Londrina, a segregação dos resíduos ocorre na fonte. Alunos e servidores separam os resíduos em recicláveis, orgânicos e rejeitos. Os resíduos orgânicos são monitorados diariamente pelos estagiários da Comissão de Gestão de Resíduos do Câmpus, que retiram eventuais impurezas, que possam comprometer a qualidade do composto final. Em seguida, faz-se

a pesagem dos resíduos, os quais são destinados às composteiras (Figura 3).

**Figura 3: Composteiras de aeração passiva confinada instalados no Campus UTFPR Londrina.**



A empresa terceirizada responsável pelo Restaurante Universitário, também destina os resíduos orgânicos, não cozidos, provenientes do preparo de verduras, frutas e legumes às composteiras, aferindo a massa destinada previamente. Em seguida, um funcionário terceirizado, devidamente treinado pela comissão PLS, acrescenta grama e poda de árvores, diariamente, para equilibrar a relação Carbono/Nitrogênio no processo. A proporção praticada é de 3 partes do resíduo seco (fonte de Carbono) para 1 parte do resíduo úmido (fonte de Nitrogênio), em volume.

No ano de 2019, foram gerados e compostados cerca de 825 kg de resíduos orgânicos não cozidos, no Campus UTFPR Londrina. A evolução nas atividades que envolvam a compostagem no gerenciamento de resíduos

praticado na Instituição, que se responsabiliza pelo tratamento do seu próprio resíduo, também permite identificar as possibilidades da economia circular inseridas neste processo.

Ao final do processo de compostagem na composteira (Figura 3), cerca de 90 dias após o início, o material é retirado e levado a uma estufa agrícola para maturação. Após, em média, 30 dias, o composto é peneirado, ensacado e distribuído à comunidade acadêmica (Figura 4).

**Figura 4: Húmus proveniente da compostagem dos resíduos orgânicos não cozidos do campus UTFPR Londrina.**



No Campus UTFPR Campo Mourão são compostados os resíduos não cozidos provenientes do preparo de verduras, frutas e legumes do Restaurante Universitário, tem acrescentados em sua composição os resíduos de poda e varrição resultantes das atividades de manutenção do Campus.

Diariamente os resíduos são levados até a composteira, que se caracteriza por uma caixa em alvenaria de 20m<sup>2</sup>, com cobertura de

telhas removível e caixa coletora de chorume (Figura 5). Semanalmente é realizado o revolvimento dos resíduos, e em intervalos de aproximadamente 120 dias é feito o peneiramento do material. O composto produzido tem sido utilizado no plantio de mudas de árvores e nas floreiras no próprio Campus, e a composteira vem sendo utilizada como piloto para o desenvolvimento de trabalhos voltados à educação ambiental tanto da comunidade interna da UTFPR quanto externa.

**Figura 5: Composteira de leira horizontal do Campus UTFPR Campo Mourão.**



Cada câmpus possui uma realidade diferente em relação ao espaço disponível para realizar a compostagem, o que influi na escolha da tecnologia e técnica a ser utilizada. A geração de resíduos orgânicos não cozidos, também se diferencia em cada câmpus, pois os RU, apesar de possuírem o cardápio unificado, não produzem os mesmos número de refeições. Como exemplo temos o RU da sede Ecoville do campus UTFPR Curitiba que gera cerca de 11.000 refeições em um mês e o campus UTFPR Londrina gera o mesmo em praticamente 8 meses. Portanto estas diferenças fazem com que cada comissão PLS e

de resíduos, busque uma forma adequada para compostar os seus resíduos.

Em todas as atividades de compostagem estão inseridas em alguma disciplina curricular correlata ao tema, na pesquisa e na extensão. Assim como todas as comissões atuam com a capacitação dos colaboradores das empresas terceirizadas do RU, para que haja a segregação mais adequada possível na fonte.

Com o objetivo de sensibilizar os estudantes e servidores da UTFPR, para a segregação e coleta seletiva adequada dos diversos resíduos gerados na UTFPR, e para alinhar os ODS 4, 11 e 12 com a formação do cidadão para o futuro, em alguns campi da UTFPR foram desenvolvidos os ecopontos.

Os ecopontos são espaços nos quais os estudantes e servidores são convidados a trazer resíduos, que podem ser trocados, por meio de projetos sociais, por produtos que visam beneficiar pessoas ou animais. Como exemplo temos a coleta de lacres de latas de alumínio e tampas de garrafas, que são encaminhados para Organizações Não Governamentais (ONG), que fazem a troca por cadeiras de rodas que são doadas para instituições que atuam com pessoas cadeirantes. Assim como também esponjas e produtos de higiene pessoal, como escovas de dentes, são trocados por recursos financeiros. Estes recursos financeiros são utilizados na compra de ração para os cães que ficam nos abrigos provisórios dos campi, até que sejam encaminhados para ONGs que

trabalham com o objetivo de realizar a doação responsável dos mesmos. A coleta de óleo usado também ocorre em alguns campi, e o retorno se dá em sabão e detergente, utilizados nos laboratórios.

### Conclusões

Pelo fato da UTFPR ser obrigada a atender o Decreto 9.540/2006 da Coleta seletiva solidária, isto por si só faz com haja a necessidade de se inserir o conceito de economia circular no contexto do gerenciamento de resíduos. Este conceito aborda de forma direta os ODS 12 - assegurar padrões de produção e de consumo sustentáveis, no que diz respeito a geração de resíduos que são gerados provenientes do consumo de materiais de uso diário na UTFPR. Esta mesma questão aborda de forma direta o ODS 11 - Tornar as cidades e os assentamentos humanos inclusivos, seguros, resilientes e sustentáveis. A geração de resíduos tem uma forte relação com a busca da sustentabilidade, no que se refere ao consumo de recursos naturais, quanto aos impactos gerados pelos resíduos. Portanto a busca de uma estratégia que vise a sustentabilidade inseridas no cotidiano da UTFPR, precisa estar alinhada com o ODS 4 - Assegurar a educação inclusiva e equitativa e de qualidade, e promover oportunidades de aprendizagem ao longo da vida para todos, inserindo a cultura da sustentabilidade na formação do cidadão. Estas práticas são

viabilizadas no ensino, pesquisa e extensão quando são desenvolvidos os PGRS e as atividades relacionadas com a compostagem dos resíduos orgânicos na própria UTFPR.

Portanto, o gerenciamento de resíduos da UTFPR, que precisa passar por padronização de metodologias com o objetivo de monitorar os resultados da geração e identificar as oportunidades de segregar os resíduos de forma a viabilizar a geração de renda para associação de catadores, a logística reversa de embalagens e a redução na geração de resíduos perigosos, são elementos básico para o processo da economia circular, assim como a redução na geração de impactos ambientais.

### Agradecimentos

A comissão Central Permanente PLS e as comissões de cada campi da UTFPR do PLS e de resíduos.

### Referências bibliográficas

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10.007: Amostragem de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004.
- BRASIL. Constituição Federal. 1988.
- BRASIL. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Lei n. 12305/2010.
- KIEHL, E.J. Manual da Compostagem: Maturação e Qualidade do Composto. 4ªed. Piracicaba. 173p. 2004.
- ORRICO JUNIOR, M.A.P. et al. Compostagem dos dejetos da bovinocultura de corte: influência do período, do genótipo e da dieta. Revista Brasileira de Zootecnia, v.41, n.5, p.1301-1307, 2012.
- VALENTE, B. S. et al. Fatores que afetam o desenvolvimento da compostagem de resíduos orgânicos. Archivos de Zootecnia. v.58. p.60-76, 2009.
- VAZ, A. C. N. Avaliação de dois modelos de vermicompostagem para gerenciamento de resíduos orgânicos crus e aplicação como tema de educação ambiental no ensino formal. Dissertação do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental. UTFPR. 2017.



Sessão 11

# Regionalização de avaliação de impactos no ciclo de vida de produtos



GCV-2020 | 21

## **Análise da qualidade dos dados em fatores de caracterização para escassez hídrica**

Kilvia de Freitas Alves <sup>1</sup>

Edilene Pereira Andrade <sup>2</sup>

Maria Cléa Brito de Figueirêdo <sup>2</sup>

Cássia Maria Lie Ugaya <sup>1</sup>

<sup>1</sup> Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Rua Deputado Heitor Alencar Furtado, 5000. 81280-340, Curitiba, Brasil.

<sup>2</sup> University of Rovira and Virgili – URV. Carrer de l'Escorxador, s/n, 43003 Tarragona, Spain.

<sup>2</sup> Embrapa Agroindústria Tropical, Rua Dra. Sara Mesquita Street, 2270. 60020 Fortaleza, Brasil

kilviafreitas@hotmail.com

*O modelo AWARE é recomendado pela UNEP SETAC para obtenção de Fatores de Caracterização para escassez de água. Andrade et al. (2019) promoveram a regionalização do modelo AWARE para o contexto brasileiro. Este estudo avalia e compara a qualidade dos dados do modelo AWARE global (GLO) e regionalizado (AWARE BR). As seguintes incertezas foram avaliadas: lacunas de dados, imprecisão de dados, representatividade dos dados, variabilidade espacial e temporal e estimativa de incertezas. Os parâmetros foram avaliados de forma qualitativa por meio da Matriz Pedigree adaptada, sugerida por Alves et al. (2020). Os dados de demanda do ecossistema de ambos os modelos tiveram a pior pontuação por conta do uso de dados provenientes de modelos globais. O AWARE BR obteve pontuação superior ao AWARE GLO tanto nos dados de disponibilidade quanto demanda humana, por conta do uso de dados locais em detrimento ao uso de modelos hidrológicos e recorte espacial mais específicos. Ambos estes aspectos foram propostos pela regionalização. O AWARE GLO superou o AWARE BR com relação à completude e confiança na fonte para incerteza, por conta do modelo WaterGAP apresentar grande disponibilidade e clareza no uso de dados em comparação com a deficiência de informações concedidas pela ANA. Conclui-se que a regionalização do modelo AWARE foi bem-*

*sucedida em sua proposta, levando à melhoria da qualidade dos dados. Também foi constatada a eficácia da Matriz Pedigree adaptada e a importância da adoção de indicadores mais específicos para o contexto do AWARE.*

**Palavras-chaves:** AWARE, regionalização, Matriz Pedigree, Avaliação qualitativa.

### **Introdução**

No âmbito da ACV, a AICV fornece resultados sobre os impactos ambientais, convertendo dados de inventário em unidades comuns agregadas. Essa conversão é realizada utilizando fatores de caracterização (FC) (ABNT, 2006, 2009).

Entre os vários modelos de obtenção de fatores de caracterização para a escassez hídrica, destaca-se o modelo global AWARE (Boulay et al., 2018), recomendado pelo guia da UNEP e SETAC (2016) e por Castro et al. (2018).

A adoção de modelos globais pode, no entanto, trazer efeitos negativos (Castro et al. 2018; Loubet et al., 2013). Com o intuito de reduzi-los, estudos de regionalização de FC vêm sendo realizados em vários países (Peña; Huijbregts, 2014, Núñez et al., 2015). Na realidade brasileira, Andrade et al. (2019) procederam a regionalização dos FC calculados pelo modelo AWARE – obtendo o AWARE BR. Os principais aspectos considerados nessa regionalização foram os recortes mais específicos utilizados e a substituição das fontes de dados.

A qualidade dos FC obtidos, seja por modelos globais ou regionalizados, está diretamente ligada às incertezas associadas ao escopo e às fontes de dados utilizadas em todas as fases de um estudo de ACV, inclusive na AICV (Lloyd; Ries, 2007). A propagação destas incertezas pode comprometer a confiabilidade dos resultados e suas aplicações posteriores (Björklund, 2002; Heijungs; Suh, 2002).

Alves e Ugaya (2018) avaliaram a incorporação de incertezas e sensibilidade em AICV e constataram que apenas 2% dos estudos eram voltados para FC. Estes estudos foram realizados para as categorias de: ocupação da terra (De Schryver et al., 2010), acidificação terrestre (Roy et al., 2014), toxicidade (Wender et al., 2018) e escassez hídrica (Pfister; Hellweg, 2011; Núñez et al., 2015).

Para o modelo AWARE, Boulay et al. (2018) afirmam que os modelos hidrológicos são incertos tanto para o cálculo da disponibilidade quanto demanda humana. Apesar de não haver avaliação quantitativa de incerteza, os autores afirmam que a demanda do ecossistema tende a ser o valor mais incerto, especialmente em regiões onde a demanda é próxima da disponibilidade.

Nesse contexto, o objetivo do presente estudo é avaliar e comparar a qualidade dos dados para obtenção de fatores de caracterização da escassez hídrica.

### **Método**

A análise da qualidade de dados foi realizada para os fatores de caracterização para escassez hídrica do modelo AWARE global (AWARE GLO) e o AWARE BR.

### 1. AWARE GLO X AWARE BR

Os fatores de caracterização do modelo AWARE GLO foram calculados utilizando estimativas mensais de demanda humana e disponibilidade de água do modelo hidrológico WaterGAP (Álcamo et al. 2003). A demanda do ecossistema foi obtida com base na metodologia de Pastor et al. (2014). O recorte espacial adotado no modelo AWARE GLO também foi proveniente do modelo WaterGAP (Boulay et al., 2018).

Para o AWARE BR, Andrade et al. (2019) calcularam a disponibilidade preferencialmente a partir de dados da Agência Nacional das Águas (ANA, 2016), porém, nos casos de dados faltantes, foram complementados com dados de Estações Fluviométricas (EF). A demanda humana foi calculada a partir de dados coletados também pela ANA e, assim como para o AWARE GLO, a demanda do ecossistema foi obtida segundo Pastor et al. (2014). Com relação ao recorte espacial, foram adotados dois recortes utilizados pela ANA.

### 2. Avaliação da qualidade dos dados

Existem diversos tipos de incertezas que afetam a qualidade dos dados, definidas e classificadas de maneiras diferentes, a depender do campo de estudo. No contexto deste estudo, é adotada a classificação de Björklund (2002), por apresentar

maior variedade de incertezas no campo de ACV, abrangendo aspectos negligenciados por outros autores.

Com base nessa definição, as seguintes incertezas foram consideradas para este estudo: lacunas de dados, imprecisão de dados, representatividade dos dados, variabilidade espacial e temporal e estimativa de incertezas.

Algumas incertezas não foram consideradas. A variabilidade entre fontes e objetos se concentra no processo técnico, que está fora do contexto do modelo AWARE. As incertezas do modelo foram desconsideradas porque os dois cenários usam o mesmo modelo. Incertezas epistemológicas, erros e incerteza devido a escolhas também não foram considerados devido à sua dificuldade natural de quantificação e avaliação.

As ferramentas para análise de qualidade de dados raramente são bem definidas e a maioria dos estudos não adota uma abordagem formal para realizá-la. A Matriz Pedigree (Weidema e Wesnaes, 1996) representa uma das únicas abordagens sistemáticas para conduzir avaliação qualitativa, baseando-se em indicadores de qualidade de dados e pontuação. Igos et al. (2019) recomendaram o uso de indicadores que podem diferir da matriz original quando devidamente justificados. Assim sendo, uma Matriz Pedigree adaptada, sugerida por Alves et al. (2020) foi definida como a ferramenta mais adequada.

Cada indicador qualitativo da Matriz Pedigree adaptada visa avaliar um tipo de incerteza. A completeza visa avaliar incertezas devido a lacunas de dados. A confiança na fonte avalia dois indicadores de incerteza: imprecisão e representatividade dos dados. As correlações temporais e espaciais acessam incertezas homônimas. Estes dois indicadores também abrangem a representatividade dos dados, para complementar os escores de confiança na fonte. Finalmente, a confiança na fonte pra incerteza pretende perceber a estimativa da incerteza.

Os critérios para pontuação foram os mesmos adotados em Alves et al. (2020). A qualidade pretendida (1) conta com dados representativos para todos os locais relevantes, verificados com base em medições ou agências de informação locais, menos de 3 anos de diferença para o período de estudo, informações para a menor área de estudo possível e informações de incerteza com base em medições.

## Resultados

Os resultados da avaliação qualitativa dos dados são mostrados na Tabela 1, em que o AWARE GLO tem a melhor pontuação em todos os quesitos, empatando com o AWARE BR apenas na demanda do ecossistema.

### 1. AWARE GLO

#### 1.1 Disponibilidade



**Tabela 1: Pontuação dos indicadores para avaliação qualitativa de qualidade dos dados**

Tipo de incerteza	Indicadores	Disponibilidade		Demanda humana		Demanda do ecossistema	
		AWARE GLO	AWARE BR	AWARE GLO	AWARE BR	AWARE GLO	AWARE BR
	Modelo	Álcamo et al. 2003	ANA 2016 e EF	Álcamo et al. 2003	ANA 2016	Pastor et al. 2014	Pastor et al. 2014
	Fonte						
Lacuna de dados	Completeza	1	2	1	1	1	1
Imprecisão e representatividade de dados	Confiança na fonte	3	1	3	2	3	3
Variabilidade temporal	Correlação temporal	1	1*	1	1	1	1
Variabilidade espacial	Correlação espacial	3	2	3	1	3	3
Estimativa de incertezas	Confiança na fonte para incertezas	1	1.5	1	2	2	2
	Total (soma)	9	7.5	9	7	10	10

\* alguns dados são mensais e outros anuais

Os valores de disponibilidade do AWARE GLO não apresentaram lacunas de dados e, por isso, obtiveram escore máximo igual a 1 no quesito completeza.

Com relação à confiança na fonte, a pontuação foi igual a 3, tendo em vista que os dados foram obtidos por meio do modelo global WaterGAP (Álcamo et al. 2003). O modelo utilizado é extremamente acurado e recomendado, permitindo consideração de mudanças globais e utilizando variáveis como solo, vegetação, tipo de aquífero, entre outros na obtenção de dados de disponibilidade hídrica (Álcamo et al. 2003). No entanto, o modelo simula o comportamento do ciclo da água em uma escala macro, o que ainda leva a divergências com relação a dados locais.

Para a correlação temporal, o escore obtido pelo AWARE GLO foi igual 1, posto que atende ao critério de menos de 3 anos de diferença para o ano de realização do estudo.

No quesito correlação espacial, os dados providos por Álcamo et al. (2003) foram relativos a células de 0,5 por 0,5° e suas agregações em bacias hidrográficas. Neste caso, as informações não correspondem a menor área de estudo e configuram uma região similar àquela pretendida, portanto, a pontuação foi igual a 3.

No tocante à confiança na fonte para incertezas, o escore obtido pelos dados do AWARE GLO foi igual a 1. Essa pontuação foi oriunda do fato de as séries de dados utilizadas na elaboração do

modelo estarem disponíveis para análise bem como os modelos de cálculo utilizados. Dessa forma, torna-se possível a condução de avaliação de incertezas com base em medições.

### 1.2 Demanda humana

Relativamente à demanda humana, não foram encontrados dados faltantes, de modo que a pontuação para completeza foi de 1.

No tocante à confiança da fonte, novamente o uso de dados de Álcamo et al. (2003) levou a um escore igual a 3. Para o cálculo da demanda humana, são considerados valores de uso de água por setor e forças motrizes, como população, produtividade elétrica e área irrigada. Entretanto, novamente o uso de um modelo em nível global

afeta a confiabilidade das informações e negligencia particularidades locais.

Com relação à correlação temporal, a pontuação obtida foi máxima devido à adequação do período dos dados.

Para a correlação espacial, assim como no caso dos dados de disponibilidade, os dados utilizados são de células de 0,5 por 0,5° e agregações em bacias hidrográficas do modelo WaterGAP. Por não corresponder à menor área de estudo, o escore foi de 3.

Finalmente, no que diz respeito à confiança na fonte para incerteza, os dados de demanda humana do AWARE GLO contam com amplas informações disponíveis para realização da avaliação de incertezas. Portanto, o escore foi igual a 1.

### 1.3 Demanda do ecossistema

Assim como para a disponibilidade e demanda humana, a pontuação foi igual a 1 no indicador completeza. A atribuição desta pontuação se deu pelo fato que todos os dados buscados foram encontrados na mesma base.

No indicador confiança na fonte, o escore foi igual a 3. Esta ocorreu pelas as informações serem baseadas em no método hidrológico de fluxo mensal variável (VMF), baseado nos limites de fluxo mínimo dos cursos d'água (Pastor et al. 2014). A demanda do ecossistema é uma variável geralmente negligenciada em outros estudos e difícil quantificação. Portanto,

ainda que coerente e bem estruturado, os modelos de estimativa deste valor ainda possuem limitações.

No quesito correlação temporal, a pontuação foi igual a 1 devido aos dados serem mensais e estarem no período adequado de menos de 3 anos para diferença.

Em contrapartida, na correlação espacial, o escore foi igual a 2, assim como para os dados de EF. Nesse caso, os dados foram disponibilidade também em polígonos – e não em pontos – no entanto, de diferentes recortes. Os dados foram disponibilizados em células de 0,5 por 0,5° e novamente foi necessário expandir e rearranjar informações para atender o recorte do estudo.

Para os dados de demanda do ecossistema, apesar de haver informações disponíveis sobre séries de dados utilizados, não há clareza sobre o uso destes no modelo, inviabilizando a análise da sua influência. Assim, a pontuação para confiança na fonte para incertezas foi igual a 2.

## 2. AWARE BR

### 2.1 Disponibilidade

Inicialmente, vale ressaltar que os dados de disponibilidade utilizados no AWARE BR foram provenientes de duas fontes: ANA e EF. Dessa maneira, o escore foi final foi obtido pelo cálculo da média aritmética dos dois valores.

Os dados de disponibilidade da ANA não apresentaram valores disponíveis para todas as regiões e/ou períodos em estudo, tanto que foi

necessário buscar fontes alternativas para preenchimento destas lacunas (dados de EF). De maneira similar, também foram encontradas lacunas de dados nos das EF, tendo em vista que não havia informações disponíveis para todas as estações. Dessa maneira, alguns dados anuais da ANA tiveram que ser usados como última opção para evitar a ausência de informações. Consequentemente, o escore de ambos os parâmetros para o indicador completeza foi 2.

No indicador confiança na fonte, a pontuação foi 1 tendo em vista que ambos as fontes foram retiradas de bases de dados de órgãos nacionais. Para dados da ANA, não foram encontradas informações sobre o intervalo de tempo utilizado e nem tratamento de séries de dados. Ainda assim, tais dados são publicados somente após análise realizada por profissionais qualificados destes órgãos, de modo que são considerados verificados por órgãos locais. Para a disponibilidade das EF, os dados brutos foram disponibilizados com respectiva data e local de coleta, de modo que foram os valores obtidos por meio de coleta realizada pelos órgãos nacionais.

Acerca da correlação temporal, todos os dados foram relativos ao período de tempo adequado para a melhor pontuação (menos de 3 anos). Existe uma ressalva na pontuação dos dados de disponibilidade porque algumas informações utilizadas eram anuais. Apesar de não ser a qualidade pretendida, a variação entre os meses é muito baixa, de modo que os valores anuais também são válidos.

Na correlação espacial, os dados da ANA obtiveram pontuação máxima. Tais dados foram disponibilizados em microbacias ottocodificadas, que são as menores unidades de estudo nacionais. Para os dados de disponibilidade de EF, o escore 3 foi atribuída pelo fato de a regionalização não ter sido na menor área possível. Nesse caso, os valores eram atribuídos a estações e foi necessário assumir a uniformidade da região em relação àquela estação para extrapolação em polígonos. Por este motivo, a pontuação média para disponibilidade foi 2.

Para a confiança na fonte para incertezas, apenas os dados de disponibilidade das EF tiveram escore 1, posto que as séries históricas que deram origem às médias utilizadas no estudo estavam disponíveis e bem especificadas com relação ao tempo e tratamento. Assim, os parâmetros de tendência central e dispersão foram calculados com base nesses valores. Para a disponibilidade da ANA, não foi possível obter informação sobre o período de tempo das séries ou seu tratamento, de modo que não foi possível utilizar essas séries da obtenção dos parâmetros. Assim, a pontuação no indicador foi de 1.5.

## 2.2. Demanda humana

No tocante ao indicador completeza, a pontuação foi máxima, posto que todos os dados buscados foram encontrados na mesma base.

O escore para confiança na fonte foi 2 por conta de as informações serem parcialmente baseadas em dados coletados.

A pontuação foi máxima nos quesitos correlação temporal e espacial. A primeira foi devido aos dados serem mensais e estarem no período adequado de menos de 3 anos para diferença. A última, foi pelas mesmas razões descritas na avaliação da disponibilidade: os dados foram disponibilizados nas menores unidades menores de estudo.

Para os dados de demanda humana, não havia informações disponíveis sobre séries de dados. Como não foi possível conduzir essa avaliação, o escore para confiança na fonte para incertezas foi igual a 2.

## 2.3 Demanda do ecossistema

Com relação à demanda do ecossistema, a fonte de dados é a mesma para ambos os modelos AWARE GLO e BR – o modelo de fluxo mensal apresentado por Pastor et al. (2014). Assim o desempenho também foi o mesmo em ambas as análises.

## Discussão

Comparando o desempenho dos modelos na avaliação qualitativa de incertezas, percebeu-se que o AWARE BR superou o AWARE GLO com relação à disponibilidade e demanda humana e teve pontuação igual para demanda do ecossistema. Este comportamento está intimamente relacionado com os quesitos considerados na regionalização do modelo AWARE. Em ambas as variáveis de disponibilidade e demanda humana, a pontuação do AWARE BR foi superior por conta do uso de

dados coletados por agências nacionais como ANA em detrimento ao uso de modelos globais como WaterGAP e pela adoção de regiões de estudos menores – bacias hidrográficas também do WaterGAP em comparação com microbacias ottocodificadas propostas pela ANA. Esses aspectos foram justamente àqueles considerados na concepção do AWARE BR, de modo que a regionalização foi bem-sucedida nos pontos que se propôs a otimizar. Andrade et al. (2019) ressaltam ainda o reflexo dessa regionalização em resultados numéricos, constatando a superestimação dos valores de disponibilidade e subestimação da demanda humana no AWARE GLO, por conta do uso de dados desatualizados e estimativas.

No entanto, nos indicadores completeza e confiança na fonte para incertezas, o AWARE GLO superou o AWARE BR. No caso da completeza, a ausência de lacunas de dados levou a pontuação máxima para o modelo global, enquanto na condução da regionalização, foram encontrados dados faltantes. Vale ressaltar que tais lacunas estão diretamente relacionadas a falta de manutenção e investimento para a coleta e tratamento de dados. Para a confiança na fonte para incertezas, a grande disponibilidade e clareza das informações adotadas pelo WaterGAP superou o detalhamento de informações providos pela ANA, levando a um cenário mais favorável para o AWARE GLO. Com relação aos dados da ANA, adotados no AWARE BR, não foi possível encontrar as séries de dados que originaram os valores bem como

informações específicas acerca da variação intra e interanual dos valores.

Vale ressaltar a importância da inclusão deste indicador da Matriz Pedigree adaptada sugerida por Alves et al. (2020) que permitiu a compreensão deste aspecto.

Para a correlação temporal, também é possível afirmar que os dados do AWARE GLO se adequaram melhor aos requisitos de qualidade dos dados que o AWARE BR. Apesar de terem pontuação igual, existe uma ressalva relativa ao uso de alguns dados anuais na regionalização do modelo.

## Conclusão

Com base nos resultados apresentados, conclui-se que a regionalização do modelo global AWARE levou a uma melhoria na qualidade dos dados nos aspectos priorizados - confiança na fonte e correlação espacial. Por outro lado, nos aspectos confiança na fonte para incerteza e completeza, o modelo global apresentou vantagens com relação ao regionalizado por conta da grande clareza e disponibilidade do modelo WaterGAP.

Nesse contexto, ressalta-se a importância de ponderar as vantagens e desvantagens do uso de modelos empíricos na obtenção de dados. Apesar da facilidade de implementação e rapidez de aplicação, existem divergências notáveis quando as áreas de estudos não são uniformes e as características locais são negligenciadas.

Outra contribuição do estudo foi a identificação da demanda do ecossistema como maior fonte de incerteza, tanto no modelo AWARE global quanto no modelo regionalizado.

Também foi possível comprovar a eficácia da adoção de uma Matriz Pedigree adaptada como método de análise de incerteza qualitativa e compreensão da qualidade dos dados.

Finalmente, sugere-se para trabalhos futuros a busca por maiores informações acerca de incertezas dos dados regionalizados que permita realização de análise quantitativa sem o uso de estimativas e/ou dados da literatura.

## Referências

- ABNT. NBR ISO 14040 (2006) Avaliação do Ciclo de Vida: Princípios e Estrutura. Associação Brasileira de Normas Técnicas, v. 21.
- ABNT. NBR ISO 14044 (2009) Gestão Ambiental-Avaliação do ciclo de vida. Associação Brasileira de Normas Técnicas.
- Alcama J, Doll P, Henrichs T, Kaspar F, Lehner B, Rosch T, Siebert S. (2003) <https://doi.org/10.1623/hysj.48.3.317.45290>
- Alves KF, Ugaya CML. (2018) Incertezas em AICV: estado da arte [Uncertainties in LCIA: state of the art]. In: VI Congresso Brasileiro sobre Gestão de Ciclo de Vida.
- Alves KF, Andrade EP, Savioli JP, Pastor AV, Figueiredo MCB, Ugaya CML. (2020) <https://doi.org/10.1007/s11367-020-01739-3>
- Agência Nacional de Águas (2016b). Nota Técnica nº 16/2016/SPR. Brasília, DF.
- Andrade EP, Nunes ABN, Alves KF. (2019). <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01643-5x>
- Björklund AE. (2002) <https://doi.org/10.1007/BF02978849>
- Boulay AM, Bare J, Benini L (2018) <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1333-8>
- Castro ALA, Andrade EP, Costa MA, Santos TL, Ugaya CML, Figueiredo MCB. (2018) <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2018.05.004>

De Schryver AM, Goedkoop MJ, Leuven RSEW (2010) <https://doi.org/10.1007/s11367-010-0205-2>

Heijungs, R, Suh, S. (2002) <https://doi.org/10.1007/978-94-015-9900-9>

Igos, E, Benetto E, Meyer R, Baustert P, Othoniel B. (2019) <https://doi.org/10.1007/s11367-018-1477-1>

Lloyd, SM, Ries R (2007) <https://doi.org/10.1162/jiec.2007.1136>

Loubet P, Roux P, Núñez M, Belaud G, Maurel VB. (2013) <https://doi.org/10.1021/es403056x>

Núñez M, Pfister S, Vargas M, Antón A. (2015) <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0803-5>.

Pastor AV, Ludwig F, Biemans H, Hoff H, Kabat P. (2013) <https://doi.org/10.5194/hess-18-5041-2014>.

Peña, CA, Huijbregts, MAJ. (2014) <https://doi.org/10.1111/jiec.12036>

Pfister S, Hellweg S. (2011) Uncertainty in characterization factors of water consumption impacts on water scarcity (midpoint) & human health (endpoint) including variability-induced uncertainty of spatially aggregated characterization factors. In: LC-Impact project report.

Roy PO, Azevedo LB, Margni M, van Zelm R, Huijbregts MA. (2014). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.099>.

UNEP SETAC (2016) Global guidance for life cycle assessment indicator.

Weidema BP, Wesnaes MS. (1996) [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(96\)00043-1](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(96)00043-1).

Wender BA, Prado V, Fantke P, Ravikumar D, Seager TP. (2018) <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1322-y>.

## Métodos de AICV para a acidificação terrestre no contexto brasileiro: uma abordagem comparativa entre os modelos ReCiPe 2016 e LC-Impact

Maira Caetano de Andrade<sup>1</sup>, Joan Sanchez Matos<sup>1</sup>, Bruna Borges Soares<sup>1</sup>, Luciano Brito Rodrigues<sup>2</sup>, Jose Adolfo de Almeida Neto<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidade Estadual de Santa Cruz, campus Soane Nazaré de Andrade, Rodovia Jorge Amado, km 16, Ilhéus, 45662-900, Brasil

<sup>2</sup>Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, campus de Itapetinga, Rodovia BR 415, km 03, Itapetinga, Bahia, 45700-000, Brasil

jalmeida@uesc.br

### Resumo

A recomendação de modelos de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) com maior robustez científica e adequados à realidade brasileira, tem sido feita através do estudo de modelos de caracterização e regionalização dos fatores de destino e efeito. A Rede Brasileira de Avaliação do Ciclo de Vida (RAICV) recomenda as metodologias desenvolvidas por Roy et al. (2012a, 2012b, 2014) e Azevedo et al. (2013) para acidificação terrestre. Essas metodologias são incorporadas nos métodos ReCiPe 2016 e LC-Impact que, no entanto, apresentam diferentes magnitudes de impacto. Sendo assim, os objetivos deste estudo foram: i) avaliar as diferenças na magnitude de impacto potenciais, para a categoria acidificação terrestre, usando fatores de caracterização dos modelos ReCiPe 2016 e LC-Impact a nível global e a nível de país, ii) identificar as diferenças entre contribuições dos fluxos elementares para o potencial de acidificação, a partir dos modelos ReCiPe 2016 e LC-Impact. A comparação entre os métodos foi realizada com base no inventário de Soares et al. (2019) e utilizando o SimaPRO® Phd 8.5. Para o ReCiPe 2016, identificou-se uma diferença entre os resultados obtidos para o mundo e para o Brasil de 6.8% e 9088.7%, para ponto médio e final respectivamente. Já para o LC-Impact, a diferença foi de 426% a nível de ponto final.

Com relação à magnitude do impacto de ponto final entre os métodos, os valores obtidos com ReCiPe 2016 foi  $7,9E+06$  e  $4.55E+05$  vezes maior para o mundo e Brasil, respectivamente. Com relação à identificação de hotspots, em todos os casos a criação dos búfalos obteve a maior contribuição para a categoria de acidificação terrestre (~74% ReCiPe GLO e 75% ReCiPe BR; ~50% LC-Impact GLO e 69% LC-Impact BR). Os resultados do estudo indicaram a importância da aplicação de fatores de caracterização regionalizados, quando disponíveis, bem como, a necessidade de avaliar a sensibilidade dos resultados a diferentes métodos de AICV, especialmente em nível de ponto final. Nesse contexto, recomenda-se aos usuários de software de ACV, atenção no uso dos métodos e respectivos fatores de caracterização disponíveis.

**Palavras-chaves:** Avaliação do Ciclo de Vida, Regionalização, Modelos de caracterização.

### 1. Introdução

A acidificação terrestre, causada por emissões acidificantes de óxidos de nitrogênio ( $\text{NO}_x$ ), dióxido de enxofre ( $\text{SO}_2$ ) e amônia ( $\text{NH}_3$ ), é avaliada por meio da categoria de impacto que quantifica a alteração do pH do solo e a sensibilidade do ecossistema à elevação da acidez do mesmo (OUSIANAK et al., 2013; VAN ZELM et al., 2015; VAN ZELM; HUIJBREGTS, 2016). Essa mudança na acidez pode afetar as diferentes espécies, fazendo com que elas desapareçam (AZEVEDO et al., 2013; VAN ZELM; HUIJBREGTS, 2016; AZEVEDO et al., 2016). A acidificação terrestre pode ser calculada através de diferentes métodos de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida

(AICV), sendo a seleção do método mais apropriado um tema de amplo debate e interesse, uma vez que esta pode levar a resultados de impactos ambientais potenciais distintos (ESNOUF et al., 2018).

Em estudos de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), raramente é discutido o método escolhido; e quando são utilizados vários métodos, em geral, não são realizadas comparações profundas entre os resultados, podendo surgir questões relacionadas à solidez do método escolhido e sua influência nos resultados da ACV (MONTEIRO; FREIRE, 2012). Segundo Esnouf et al. (2018), a seleção de métodos apropriados de AICV se torna, então, decisiva para evitar discrepâncias nos resultados dos impactos potenciais modelados.

Os usuários da ACV frequentemente levam em consideração critérios de consistência, compreensão e robustez científica na seleção do método de AICV (BACH; FINKBEINER, 2017). Porém, além desses critérios, outros aspectos devem ser considerados, tais como: (1) existência de guias ou diretrizes com recomendações e atualização mais recente dos métodos, (2) o contexto e as necessidades do usuário orientados pelo objetivo e escopo do estudo de ACV, (3) tendências e experiência do profissional da ACV (ESNOUF et al., 2018).

No contexto brasileiro, a Rede de Pesquisa de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (RAICV) recomenda os métodos de caracterização IMPACT World+, LC-Impact e

ReCiPe 2016 para acidificação terrestre (UGAYA et al., 2019). Esses, por sua vez, adotam modelos de caracterização desenvolvidos por Roy et al. (2012a, 2012b, 2014), para modelagens de destino e sensibilidade, e Azevedo et al. (2013) para a modelagem efeito. Esta recomendação é baseada em critérios de classificação dos modelos, como: escopo, robustez científica e disponibilidade de fatores de caracterização para o Brasil.

Apesar desses modelos de caracterização serem fundamentados nas mesmas modelagens de destino, sensibilidade e efeito para o estressor no compartimento ambiental, eles apresentam fatores de caracterização com magnitudes distintas. Essa distinção ocorre porque, associada aos fatores citados, existem outras variáveis que compõem o resultado final do fator de caracterização, como o grupo de espécies selecionadas para o estudo e sua respectiva distribuição espacial. Além de variar entre os métodos, os fatores de caracterização também sofrem alterações a depender do nível de agregação utilizada (globo, continente ou país) (BULLE et al., 2019). Deste modo, quando um usuário de ACV opta por utilizar fatores de caracterização de nível global (opção *default* nos softwares de ACV) no lugar de nível de país (Brasil, por exemplo), diferentes magnitudes de impactos potenciais podem ser encontradas.

Sendo assim, os objetivos deste estudo foram: i) avaliar as diferenças na magnitude de impacto

potenciais, para a categoria acidificação terrestre, usando fatores de caracterização dos modelos ReCiPe 2016 e LC-Impact a nível global e a nível de país, ii) identificar as diferenças entre contribuições dos fluxos elementares para o potencial de acidificação, a partir dos modelos ReCiPe 2016 e LC-Impact a nível global e a nível de país.

## 2. Metodologia

### 2.1. Modelos de caracterização selecionados

A partir dos três modelos de caracterização indicados por Ugaya et al. (2019) para a categoria de impacto acidificação terrestre, selecionou-se o ReCiPe 2016 (HUIJBREGTS et al., 2016) e LC-Impact (VERONES et al., 2016) para a realização das análises comparativas. O Impact World+ (BULLE et al., 2019) foi suprimido do estudo, uma vez que os materiais publicados, até o presente momento, não fornecem informações mais detalhadas acerca dos modelos de caracterização de cada categoria de impacto.

O ReCiPe 2016 e o LC-Impact têm seus modelos de caracterização baseados, de maneira geral, na relação entre o fator de destino atmosférico ( $FD$ ,  $\text{keq}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{kg}^{-1}$ ), o fator de sensibilidade do solo ( $FS$ ,  $\text{mol H}^+\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{m}^2\cdot\text{keq}^{-1}\cdot\text{yr}$ ) e o fator de efeito ( $FE$ ,  $\text{mol H}^+\cdot\text{L}$ ), onde  $i$ ,  $p$  e  $j$  são representados pelo local de emissão, localização do compartimento ambiental receptor e pelo poluente considerado,

respectivamente (ROY et al., 2012a; ROY et al., 2012b) (Equação 1).

$$FC_{i,p} = \sum_{j,p} FD_{i \rightarrow j,p} \cdot FS_{j,p} \cdot FE_j \quad (1)$$

No entanto, cada pacote de métodos possui, na prática, especificidades na determinação final de seus fatores de caracterização. O ReCiPe 2016, como mostrado na Equação 2, acrescenta uma variável de densidade espécies ( $SD$ ,  $\text{espécies}\cdot\text{m}^{-2}$ ), definida por Goedkoop et al. (2009), e uma variável de emissões de  $\text{SO}_2$  para o grid  $i$  ( $Em_{i,\text{SO}_2}$ ). O LC-Impact, por sua vez, também considera uma densidade de espécies, neste caso derivadas por Kier et al. (2009). Além disso, são adicionadas variáveis correspondentes aos valores de área dos ecossistemas terrestre ( $A_j$ ) e ao número total de espécies de plantas ( $S_{\text{global}}$ ), também determinado por Kier et al. (2009) (Equação 3).

$$FC_{i,\text{SO}_2} = SD_{\text{ter}} \cdot \sum_i \left( \sum_j (FD_{i \rightarrow j,\text{SO}_2} \cdot FS_{j,\text{SO}_2} \cdot FE_j) \cdot Em_{i,\text{SO}_2} \right) / Em_{i,\text{SO}_2} \quad (2)$$

$$FC_{i,\text{SO}_2} = \sum_i (FD_{i \rightarrow j,\text{SO}_2} \cdot FS_{j,\text{SO}_2}) \cdot \left( \frac{SD_j \cdot A_j \cdot FE_j}{S_{\text{global}}} \right) \quad (3)$$

### 2.2. Estudo de caso ilustrativo

As modelagens foram realizadas com base no estudo de Soares et al. (2019). Neste estudo, foram avaliadas diferentes estratégias no desempenho ambiental do leite de búfala, no

nordeste do Brasil, a partir de uma perspectiva do ciclo de vida e utilizando o ReCiPe 2016 como método de avaliação de impactos potenciais. No estudo, Soares et al. (2019) consideraram sete cenários de alimentação e manejo para a produção de leite de búfala: um sistema de linha de base (aqui objeto de análise) e outros seis cenários. Os cenários modelados possuem semelhanças em relação ao tamanho do rebanho e distribuição dos animais, mas diferentes sistemas de manejo, alimentação, terra requerida para pastagem e, em alguns casos, volume de leite produzido.

O sistema de linha de base (SB) possui grande relevância e é típico da região do estudo. Sendo assim, somente o SB foi considerado no escopo deste estudo. Neste cenário, a criação dos búfalos é realizada sob manejo extensivo, em pastagem orgânica não-irrigada, sendo os animais suplementados com sal mineral. O rebanho é composto por 691 búfalos da raça Murrah pura e Murrah-Mediterrâneo, sendo 195 animais leiteiros. A produção média diária de leite cru orgânico é de aproximadamente 780 L/dia (4,0 kg por animal/dia), com 6,75% teor de gordura e 3,69% de proteína.

### 2.3. Estratégia de comparação dos modelos de caracterização

Na comparação dos métodos, utilizou-se os fatores de caracterização de ponto médio e ponto final do método ReCiPe 2016 e os fatores

de caracterização de ponto final do LC-Impact, ambos para a média global (*default*) e para o Brasil (Tabela 1). SimaPRO® PhD, versão 8.5. foi a ferramenta computacional utilizada para processar os dados e modelar os impactos ambientais potenciais associados à categoria. Os fatores de caracterização foram inseridos no software utilizando as opções *Methods/Characterization*, gerando assim cópias do método ReCiPe 2016 (H) com os fatores de caracterização editados para a categoria avaliada. Neste processo, foram consideradas apenas os fluxos elementares apresentados em ambos modelos (NH<sub>3</sub>, NO<sub>x</sub> e SO<sub>2</sub>).

**Tabela 1: Fatores de caracterização de ponto médio e ponto final dos métodos ReCiPe 2016 e LC-Impact Global e para Brasil.**

Fluxos elementares	ReCiPe 2016				LC-Impact	
	Ponto Médio (kg SO <sub>2</sub> eq.kg <sup>-1</sup> )		Ponto Final (PDF.kg <sup>-1</sup> .yr)		Ponto final (PDF.kg <sup>-1</sup> .yr)	
	BR	GLO	BR	GLO	BR	GLO
NH <sub>3</sub>	1,67	1,96	1,69E-09	4,14E-07	7,27E-15	1,00E-14
NO <sub>x</sub>	0,29	0,36	-	7,70E-08	3,30E-15	2,50E-14
SO <sub>2</sub>	1,26	1	8,36E-09	2,12E-07	5,54E-15	5,20E-14

### 3. Resultados e Discussão

A partir da modelagem de 1 kg de leite de búfala corrigido pelo teor de gordura e proteína, os resultados dos impactos potenciais de acidificação terrestre revelaram que existem

diferenças relevantes tanto na comparação intra-métodos (agregação a nível global e a nível Brasil), como para a comparação inter-métodos (ReCiPe 2016 e LC-Impact).

Na comparação intra-métodos, evidenciou-se a sensibilidade da regionalização a nível de ponto final. Neste caso, uma diferença, entre o nível de agregação global e Brasil, de 9088.77% e 426% foi encontrado para os métodos ReCiPe 2016 e LC-Impact, respectivamente (Tabela 2). Em contrapartida, o nível de ponto médio da cadeia de causa-efeito (exclusividade do ReCiPe 2016, neste estudo) apresentou pouca sensibilidade para a regionalização, com apenas 6,83% de diferença entre os níveis de agregação.

**Tabela 2: Resultados, para categoria de impacto acidificação terrestre, da produção de 1 kg de leite de búfala, usando ReCiPe 2016 e LC-Impact.**

Escala	ReCiPe 2016		LC-Impact
	Ponto Médio (SO <sub>2</sub> eq kg <sup>-1</sup> )	Ponto Final (PDF.yr.kg <sup>-1</sup> )	Ponto Final (PDF.yr.kg <sup>-1</sup> )
Global	2.78E-04	5.89E-11	7.42E-18
Brasil	2.59E-04	6.41E-13	1.41E-18
Diferença	6.83%	9088.77%	426%

Na comparação inter-métodos, por sua vez, o ReCiPe 2016 e LC-Impact apresentaram diferenças de magnitude do seu impacto

ambiental potencial, como já esperado. Estas diferenças podem ser atribuídas a duas fontes de variação principais: densidade de riqueza de espécies e o fator de conversão de ponto médio para ponto final.

A primeira está relacionada ao uso de diferentes densidades de riqueza de espécies nos modelos. O ReCiPe 2016 utiliza um valor médio de densidade de espécies terrestres, estimado por Goedkoop et al. (2009). Este valor, portanto, engloba uma média ampla de todas as espécies terrestres até então identificadas. O LC-Impact, por sua vez, utiliza valores de densidade apenas de plantas vasculares, estimado por Kier et al. (2009).

A segunda fonte de variação decorre da conversão dos fatores de caracterização, de ponto médio para ponto final, adotada pelo ReCiPe 2016. Neste caso, o método calcula os fatores de destino atmosférico, sensibilidade do solo e efeito apenas para o dióxido de enxofre e estabelece uma variável ( $E_{ms_{O_2,i}}$ ), descrita como emissão de  $SO_2$  no grid  $i$ , para efetuar uma ponderação. Feito isso, os fatores de caracterização para os demais poluentes são então derivados a partir de uma conversão baseada em massa molar. Já o LC-Impact calcula seus fatores de forma independente, sem adotar um fator de conversão.

A Figura 1 apresenta a contribuição dos fluxos elementares  $NO_x$ ,  $NH_3$  e  $SO_2$  no impacto de ponto final. O gráfico permite observar que existem diferenças inter-métodos em termos de

emissões no ambiente receptor. Em contrapartida, para a comparação intra-métodos, não houve diferença expressiva.

Para o ReCiPe 2016, o gás  $NH_3$  apresentou a maior contribuição para ambos níveis de agregação (~ 61% GLO e 44% BR). O segundo maior contribuinte foi o  $NO_x$  (~ 33%), a nível de Brasil, e  $SO_2$  (~21%) a nível global. Já para o LC-Impact, a tendência em ambos os níveis de agregação foi:  $NO_x > SO_2 > NH_3$ . Essa variação inter-métodos reforça que a conversão entre os fluxos elementares, baseada em massa molar e adotada pelo ReCiPe (como mencionado anteriormente), tem direta influência na contribuição final dos mesmos. Além disso, com relação à variação dos diferentes níveis de contribuição, especialmente para  $NH_3$  e  $NO_x$ , Azevedo et al. (2016) ressaltam o baixo nível de robustez dos fatores de caracterização, uma vez que o nitrogênio também é contabilizado no impacto de eutrofização terrestre; portanto, não há como dissociar o seu impacto potencial entre as diferentes categorias (acidificação e eutrofização).

Um outro fator a ser considerado, quando utilizado mais de um método de AICV, é a possibilidade de que existam diferenças na identificação dos *hotspots* dentro de um mesmo sistema de produto. Deste modo, a Figura 2 apresenta as contribuições dos processos envolvidos na produção de 1 kg de leite de búfala corrigido pelo teor de gordura e proteína, de acordo com os diferentes métodos e as diferentes agregações.

Destaca-se assim que, apesar dos métodos apresentarem diferentes magnitudes de contribuição, a tendência dos diferentes processos de produção foi semelhante. Em todos os casos, a criação dos búfalos obteve a maior contribuição para a categoria de acidificação terrestre (~74% ReCiPe GLO e 75% ReCiPe BR; ~50% LC- Impact GLO e 69% LC-Impacto BR) devido principalmente à deposição de dejetos nas pastagens, sendo seguido pela sanitização no processo de ordenha animal (a partir de iodo antisséptico), pelo consumo de eletricidade e pelo tratamento de águas residuais.

#### 4. Conclusões e Recomendações

Os resultados do estudo indicaram a importância da aplicação de fatores de caracterização regionalizados, quando disponíveis; bem como, a necessidade de avaliar a sensibilidade dos resultados, no cálculo dos impactos potenciais para a categoria acidificação terrestre, aos diferentes métodos de AICV, especialmente em nível de ponto final. A análise comparativa inter-métodos, por outro lado, revelou que apesar de diferenças relevantes em nível de magnitude dos impactos potenciais, não houve diferença em termos de identificação de *hotspots* do sistema de produto.

A diferença entre os resultados encontrados para a comparação intra-métodos, reitera a importância do desenvolvimento de fatores de caracterização regionalizados para uma



avaliação mais consistente dos impactos potenciais, visando apoiar decisões na gestão da sustentabilidade de produtos e serviços.

A recomendação de um método de AICV específico, para a categoria de impacto de acidificação terrestre, ultrapassa as fronteiras deste estudo. No entanto, ressalta-se que o LC-Impact, a nível de ponto final, possui uma menor variabilidade nos fatores de efeito ao definir apenas plantas vasculares como espécies-alvo e ao estimar os fatores de caracterização, para os diferentes fluxos elementares ( $\text{NO}_x$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NH}_3$ ), de forma independente.

Nesse contexto, recomenda-se aos usuários de software de ACV, atenção no uso dos métodos e respectivos fatores de caracterização disponíveis, considerando sempre a sua compatibilidade com os objetivos e escopo do estudo.

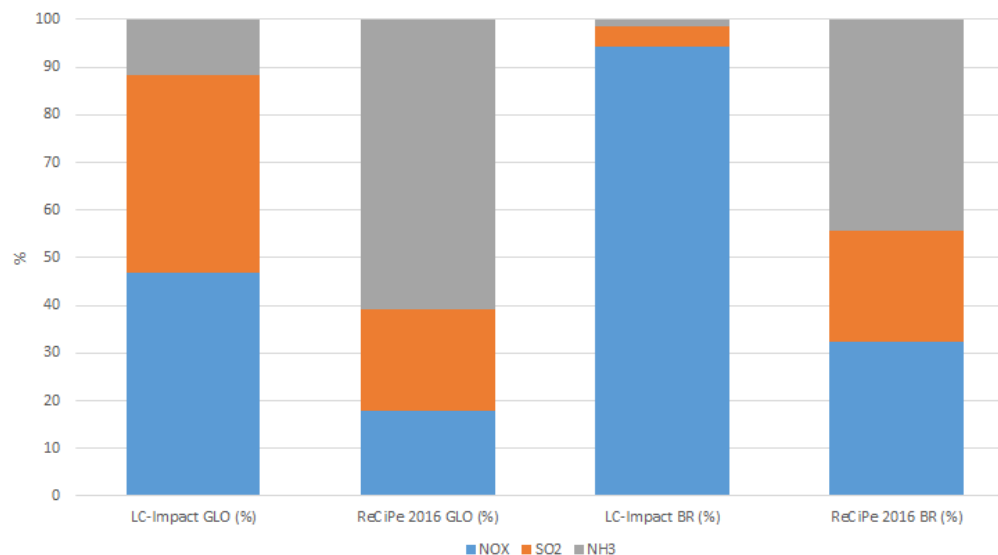
## Agradecimentos

Agradecemos aos professores idealizadores da disciplina de Métodos avançados de AICV.

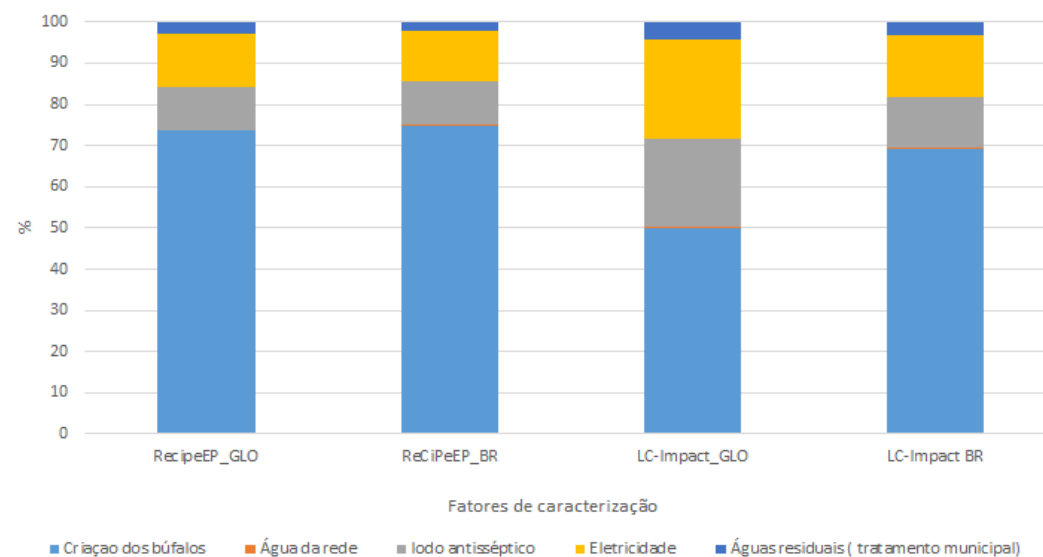
## Referências

AZEVEDO, L. B. VAN ZELM, R.; HENDRIKS, A.J. et al. Global assessment of the effects of terrestrial acidification on plant species richness. *Environmental pollution*, v. 174, p. 10-15, 2013.

**Figura 1: Contribuição dos fluxos elementares ( $\text{NO}_x$ ,  $\text{NH}_3$  e  $\text{SO}_2$ ), para a categoria de acidificação terrestre (*Endpoint*), da produção de 1 kg de leite de búfala.**



**Figura 2: Contribuição dos processos da produção de 1 kg de leite de búfala na categoria de impacto de acidificação terrestre dos métodos ReCiPe 2016 e LC-Impact.**



AZEVEDO, L. B.; OLIVIER, P. O.; VERONES, F. et al. Terrestrial acidification. In: VERONES, F.; HELLWEG, S.; AZEVEDO, L. B. et al. **LC-Impact Version 0.5**. 2016.

BACH, V.; FINKBEINER, M. Approach to qualify decision support maturity of new versus established impact assessment methods—demonstrated for the categories acidification and eutrophication. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 22, n. 3, p. 387-397, 2017.

ESNOUF, A.; LATRILLE, É.; STEYER, J. P. et al.. Representativeness of environmental impact assessment methods regarding Life Cycle Inventories. **Science of The Total Environment**, v. 621, p. 1264-1271, 2018.

GOEDKOOP, M.; HEIJUNGS, R.; HUIJBREGTS, M. et al. **Report I: Characterisation, ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level**. Ministry of Housing, Spatial planning and the Environment (VROM), The Netherlands, 2009.

HAUSCHILD, M. Z.; GOEDKOOP, M.; GUINÉE, J. et al. Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, n. 3, p. 683-697, 2013.

KIER, G.; KREFT, H.; LEE, T. M. et al. A global assessment of endemism and species richness across island and mainland regions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 106, n. 23, p. 9322-9327, 2009.

MONTEIRO, H.; FREIRE, F. Life-cycle assessment of a house with alternative exterior walls: Comparison of three impact assessment methods. **Energy and Buildings**, v. 47, p. 572-583, 2012.

OWSIANIAK, M.; LAURENT, A.; BJØRN, A. et al. IMPACT 2002+, ReCiPe 2008 and ILCD's recommended practice for characterization modelling in life cycle impact assessment: a case study-based comparison. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 19, n. 5, p. 1007-1021, 2014.

PAVAN, A. L. R.; OMETTO, A. R.. Regionalization of land use impact models for life cycle assessment: Recommendations for their use on the global scale and their applicability to Brazil. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 60, p. 148-155, 2016.

UGAYA, C.M.L.; ALMEIDA NETO, J. A.; FIGUEIREDO, M.C. B. **Recomendações de modelos de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida para o contexto Brasileiro**. Rede de Pesquisa de Avaliação do Impacto do Ciclo de vida. Brasília, DF: Ibict, 2019.

ROY, P. O.; HUIJBREGTS, M.; DESCHENÊS, L.; MARGNI, M. Spatially-differentiated atmospheric source-receptor relationships for nitrogen oxides, sulfur oxides and ammonia emissions at the global

scale for life cycle impact assessment. **Atmospheric environment**, v. 62, p. 74-81, 2012a.

ROY, P. O.; DESCHÊNES, L.; MARGNI, M. Life cycle impact assessment of terrestrial acidification: modeling spatially explicit soil sensitivity at the global scale. **Environmental science & technology**, v. 46, n. 15, p. 8270-8278, 2012b.

ROY, P. O.; AZEVEDO, L. B.; MARGNI, M. et al. Characterization factors for terrestrial acidification at the global scale: A systematic analysis of spatial variability and uncertainty. **Science of the total environment**, v. 500, p. 270-276, 2014.

SOARES, B. B.; ALVES, E. C.; MARANDUBA, H. L. et al. Effect of handling and feeding strategies in the environmental performance of buffalo milk in Northeastern Brazil. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 24, n. 6, p. 1129-1138, 2019.

VAN ZELM, R.; ROY, P. O.; HAUSCHILD, M. Z. et al. Acidification. In *Life Cycle Impact Assessment* (pp. 163-176). Springer, Dordrecht, 2015.

VAN ZELM, R.; HUIJBREGTS, M. A. J. Terrestrial acidification. In: Huijbregts, M. A. J., Steinmann, Z. J. N., Elshout, P. M. F. et al. **ReCiPe 2016: A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level**. 2016.

## ***Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida para a categoria de formação de material particulado: Análise da produção científica e levantamento de modelos***

Gabriela Giusti<sup>1</sup>

Yara de Souza Tadano<sup>2</sup>

Diogo Aparecido Lopes Silva<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidade Federal de São Carlos, Rodovia João Leme dos Santos, SP-264, km 110, Itinga, Sorocaba, 18052-780, Brasil

<sup>2</sup> Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Rua Dr. Washington Subtil Chueire, 330, Jardim Carvalho, Ponta Grossa, 84017-220, Brasil  
gabriela.giusti@hotmail.com.br

### **Resumo**

*Para aprimorar a Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV) no contexto brasileiro, estudos vêm sendo realizados no intuito de recomendar e regionalizar fatores de caracterização (FC) para diferentes categorias de impacto. Porém, para a categoria de formação de material particulado (MP), este estudo ainda não foi desenvolvido em definitivo. Assim, o objetivo deste trabalho foi realizar uma análise do estado-da-arte sobre o tema, por meio de uma Revisão Bibliográfica Sistemática (RBS). Para isso, foram utilizadas as bases de dados Scopus, Web of Science e Science Direct. A busca foi realizada pela string: particulate matter AND respiratory inorganics OR respiratory effects; AND intake fraction AND life cycle impact assessment AND characterization factor. Foram obtidos 210 trabalhos de 1981 a junho de 2019. Com base nestes trabalhos, observou-se uma evolução de robustez científica com o passar dos anos. No ano de 2017, foram publicados 22 trabalhos, sendo o ano com maior número de publicações. Os Estados Unidos foi o país com maior número de publicações da amostra e as principais instituições interessadas no tema estão localizadas nos Estados Unidos e na Europa. O periódico com maior número de trabalhos na amostra foi o The International Journal of Life Cycle Assessment. Dos 10 principais*

*trabalhos da amostra, 5 se destacaram por estarem relacionados ao desenvolvimento ou à regionalização de métodos e/ou modelos de AICV. De toda a amostra, 7 trabalhos foram identificados como modelos: Curtiss e Rabl (1996), Van Zelm et al. (2008), Humbert et al. (2009), Wenger, Li e Jolliet (2012), Gronlund et al. (2015), Notter (2015) e Van Zelm et al. (2016). Concluiu-se assim que, há uma evolução nas publicações sobre o tema, porém essa categoria ainda demanda de estudos no contexto brasileiro, visando explorar a heterogeneidade do país. Por fim, essa pesquisa se alinha com 4 dos 17 Objetivos para o Desenvolvimento Sustentável (ODS), sendo eles os ODS 3, 9, 11 e 12.*

**Palavras-chaves:** *Modelagem matemática; poluição atmosférica; material particulado; fator de caracterização.*

### **Introdução**

O fator de caracterização é um número utilizado na Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV), aplicado para se converter o resultado da análise do Inventário do Ciclo de Vida (ICV) em uma unidade comum de indicador, para cada categoria de impacto em análise (ABNT, 2009).

Os principais métodos de AICV existentes foram, em sua maioria, desenvolvidos por países europeus. Desta forma, os procedimentos e parâmetros utilizados para se calcular os fatores de caracterização (FC) podem não ter capacidade de avaliar de forma eficiente, os potenciais impactos ambientais para todas as regiões do mundo (MENDES, 2013).

Com o objetivo de aprimorar o uso da metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida

(ACV) no contexto brasileiro, estudos de recomendação e regionalização de FC para diferentes categorias de impacto vêm sendo realizados, como o Relatório da Rede de Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (RAICV), publicado em 2019 (UGAYA, NETO E FIGUEIREDO, 2019).

Para a categoria de formação de material particulado (MP), não há estudos completos de recomendação e regionalização de FC no contexto brasileiro. De forma geral, dentro desta categoria de impacto, os fatores são calculados considerando como principais parâmetros; a fração de inalação e o fator de efeito dos poluentes, que considera o dano à saúde humana causado pelo MP inalado (FANTKE et al., 2015).

O MP é formado por um conjunto de poluentes suspensos na atmosfera. Suas principais fontes de emissão são antrópicas, como escapamento de veículos, processos industriais e a queima de biomassa (CETESB, 2019). Eles são frequentemente separados por suas dimensões aerodinâmicas e, as partículas de menores dimensões, possuem maior impacto na saúde humana, uma vez que conseguem entrar no sistema respiratório, provocando irritações, alergias e doenças respiratórias diversas (KIM; KABIR; KABIR, 2015).

Tendo em vista a importância da regionalização dos FC utilizados em AICV e a categoria de formação de MP, o objetivo desta pesquisa foi fazer uma Revisão Bibliográfica Sistemática (RBS) dos trabalhos existentes em literatura que

abordam a AICV e a categoria de impacto de formação de MP, para conhecer o estado da arte sobre o tema.

## Materiais e Métodos

A pesquisa foi desenvolvida por meio de uma RBS. O procedimento para o levantamento bibliográfico tem base no trabalho de Oliveira et al. (2016) (FIGURA 1).

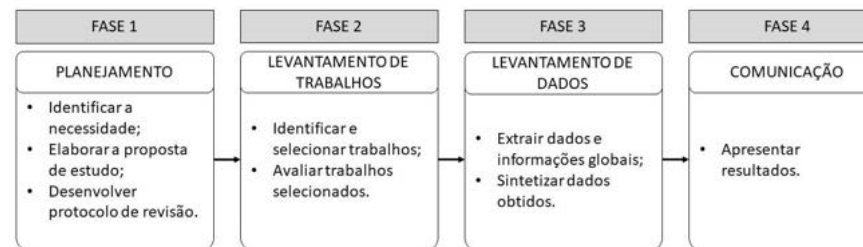
### Planejamento

*Identificação da necessidade da revisão:* A RBS é justificada pela necessidade do conhecimento do estado da arte das pesquisas de AICV e a categoria de formação de MP. Além disso, identificar os modelos existentes é importante para estudos futuros de recomendação e regionalização de modelos.

*Elaboração da proposta da revisão:* A proposta da RBS é formada visando conhecer o estado da arte dos estudos de AICV e a categoria de formação de MP.

*Desenvolvimento do protocolo da revisão:* O levantamento dos trabalhos foi realizado nas bases de dados: *Web of Science*, *Scopus* e *Science Direct*. A busca foi realizada pela string: *particulate matter AND (respiratory inorganics OR respiratory effects); AND, intake fraction AND (life cycle impact assessment AND characterization factor)*. A busca foi realizada exclusivamente no idioma inglês, não foram feitas restrições quanto a

**Figura 1: Fluxograma metodológico**



delimitações geográficas, período de publicação e tipo de publicação.

### Levantamento de trabalhos

*Identificação e seleção de trabalhos:* Todos os trabalhos obtidos foram considerados como pertencentes à amostra.

*Avaliação dos trabalhos selecionados:* Todos os trabalhos mantiveram-se na amostra para obtenção de dados e, aqueles com maior número de citações globais e densidade de relações com os trabalhos da amostra, foram detalhadamente analisados. Para identificar modelos de AICV na amostra, foi feita uma exclusão por resumo e dos artigos que permaneceram na amostra, foi feita a leitura completa.

### Levantamento de dados

*Extração dos dados e de informações:* Foram levantados dados gerais: título, autores, ano de publicação, país/região de origem, periódico vinculado, tipo de trabalho e proposta do trabalho. Foi utilizado o *software VosViewer* versão 1.6.11 para uma análise bibliométrica

dos dados, sendo possível quantificar as citações globais, a densidade de relações entre os artigos da amostra e as palavras-chave mais utilizadas.

*Sintetização dos dados:* Todos os dados obtidos foram sintetizados em uma planilha excel.

## Resultados e Discussão

Dos 210 trabalhos identificados, verificou-se que 84,7% estavam na *Scopus*, 74,3% na *Web of Science* e 31,9% na *Science Direct*, logo, a base *Scopus* se mostrou como a principal base de dados sobre a temática abordada e devido a isso foi a base selecionada para este estudo.

### Evolutivo, países de origem e instituições

A evolução histórica dos trabalhos pode ser observada na Figura 2. Pela Figura 2, observa-se que o primeiro artigo da amostra data do ano de 1981. Mesmo com a declaração de evidências dos potenciais impactos causados pela poluição atmosférica, publicações sobre o tema eram limitadas, até o ano 2000.

A partir deste ano, houve maior estabilidade de

publicações por três anos, período no qual foram publicados 11 trabalhos na área. O primeiro artigo relacionado com AICV foi publicado no ano 2000, três anos após a primeira edição da ISO 14040: 1997. O Brasil teve sua primeira contribuição na amostra em 2012.

**Figura 2: Evolutivo das publicações**



Após 2005, houve um aumento contínuo das publicações. Nos últimos oito anos (2011-2018) houve a maior concentração de publicações (67%) e ao menos nove trabalhos foram publicados por ano. 2017 foi o principal destaque, com um total de 22 trabalhos. Com a análise da recorrência de publicações, observa-se que o tema AICV e MP vêm crescendo na literatura mundial, o que mostra sua importância.

Com relação à origem dos trabalhos, foram identificados 59 países. Os países com pelo menos 10 trabalhos publicados na amostra concentram 71% das publicações, são eles: Estados Unidos com 72 trabalhos (19%); Reino Unido com 26; França com 24; Itália com 21; Canadá e Holanda com 20 cada; Suíça com 18;

Dinamarca com 16; Alemanha com 13, e; Espanha, Índia, China e Bélgica com 10 publicações cada. O Brasil contribuiu em um total de 6 trabalhos e se igualou em número de publicações à Finlândia, Noruega e Portugal.

A amostra de trabalhos é composta também por contribuições de diferentes instituições. 160 universidades e institutos de pesquisa foram identificados. As 11 instituições que contribuíram em 5 ou mais trabalhos representaram juntas 24,5% das contribuições mapeadas, são elas: a Universidade de Michigan de Ann Arbor, nos Estados Unidos, com 11 trabalhos na amostra; a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, a Escola de Saúde Pública da Universidade de Michigan e a Universidade Técnica da Dinamarca com 9 trabalhos cada; Centro Comum de Investigação da Comissão Europeia e o Instituto Nacional de Saúde Pública e Ambiente com 8 trabalhos cada; Universidade da Califórnia e o Centro Nacional de Pesquisa Científica da França com 7 trabalhos cada; Universidade de Nijmegen na Holanda com 6 trabalhos, e; por fim, a Escola de Saúde Pública de Harvard e a Universidade de Copenhague, com 6 artigos cada. Observa-se assim que as instituições localizadas nos Estados Unidos e na Europa são as principais interessadas no tema.

### Periódicos

Foram identificados 106 periódicos e, os que apresentaram mais de quatro publicações estão

na Tabela 1, bem como suas classificações no quadriênio 2013-2016 na plataforma QUALIS, para ciências ambientais (CAPES, 2016).

**Tabela 1: Principais periódicos da amostra e classificação QUALIS**

Periódico	Número de trabalhos	Classificação QUALIS
<i>International Journal of Life Cycle Assessment</i>	18	A1
<i>Critical Reviews in Toxicology</i>	9	A1*
<i>Environmental Science and Pollution Research</i>	8	A1
<i>Particle and Fiber Toxicology</i>	5	-
<i>Journal of the Air and Waste Management Association</i>	5	A2
<i>International Journal of Environmental Research and Public Health</i>	4	A2
<i>Human and Ecological Risk Assessment</i>	4	B1
<i>Environmental Health Perspectives</i>	4	A1
<i>Atmospheric Environment</i>	4	A1

\*Classificação para área de medicina II pois não pontua em ciências ambientais

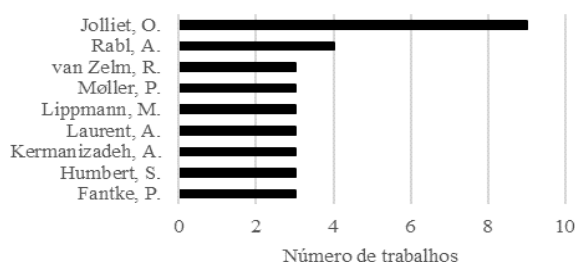
### Autores

Foi levantado um total de 159 autores e aqueles com maior número de publicações na amostra, estão apresentados na Figura 3.

Juntos, esses autores apareceram 34 vezes, o que representa 15,3% das autorias. É válido salientar que, dos autores não apresentados na Figura 3, 38 tiveram contribuição em ao menos dois trabalhos e 112 tiveram contribuição em apenas um trabalho. Esta grande concentração de autores entrantes e *one-timers* evidencia o crescimento desta área de pesquisa. Porém, também pode ser um indicativo de uma

limitação sobre as pesquisas neste tema, uma vez que pode representar uma falta de acúmulo de conhecimento na área, o que pode causar prejuízos em termos de surgimento de estudos mais aprofundados realizados por especialistas no tema.

**Figura 3: Autores com maior número de publicações**



### Tipos de trabalhos e áreas do conhecimento

De acordo com a classificação da própria *Scopus*, 107 trabalhos (60%) são artigos originais, 65 (37%) são trabalhos de revisão e 5 (3%) são resumos de congressos. Foram identificadas 20 áreas de conhecimento distintas, a Tabela 2 traz as áreas do conhecimento levantadas e a contagem de trabalhos em cada uma.

Pela Tabela 2, fica evidente que a principal área do conhecimento, quando se trata de AICV e formação de MP, é Ciências Ambientais (60%). As principais áreas que estão em conjunto com a de Ciências Ambientais foram “Terra e Ciências Planetárias”, “Medicina” e “Farmacologia, Toxicologia e Farmacêuticos” com 13, 12 e 12 trabalhos, respectivamente.

**Tabela 2: Principais áreas do conhecimento na amostra**

Área do conhecimento	Nº de trabalhos
Ciências ambientais	108
Farmacologia, Toxicologia e Farmacêuticos	33
Medicina	29
Bioquímica, Genética e Biologia Molecular	22
Terra e Ciências Planetárias	16
Energia	13
Ciências Agrícolas e Biológicas	11
Engenharia	11
Engenharia química	8
Ciências dos materiais	8
Outros	30

### Termos mais recorrentes

Foram observados 90 termos com um mínimo de dez ocorrências em títulos e resumos, pelo *software VosViewer* versão 1.6.11. Uma relação entre os 90 termos foi feita e foram identificados quatro grupos, formados por termos que se relacionam. O principal grupo é composto por 31 termos que estão relacionados com a metodologia da pesquisa (exemplo: *article, model, life cycle assessment, process*). O segundo grupo é formado por 25 termos, relacionados a partículas, substâncias químicas e efeitos (exemplo: *particle, effect, exposure, toxicity*). O terceiro é formado por 20 termos relacionados à poluição e compartimentos ambientais (exemplo: *metal, element, source, emission*) e o último grupo é formado por 14 termos, relacionados a impactos e compartimentos regionais e temporais (exemplo: *air pollution, particulate matter, human health*).

### Citações e densidade de relação

Por meio do *VosViewer*, os principais trabalhos da amostra foram levantados, considerando a conexão dos artigos com maior número de citações globais e aqueles que apresentaram maior número de citações dentro da amostra levantada (ou seja, maior densidade de relação com os artigos amostrados), sendo identificados assim, 49 trabalhos. A Tabela 3 apresenta o detalhamento dos 10 trabalhos com maior número de citações globais.

Com base nos dados da Tabela 3, tem-se que, dos principais trabalhos, 3 são estudos de caso de ACV na área de geração de energia; 1 é um estudo comparativo entre etanol e gasolina no Brasil (CAVALETT et al, 2013) e os outros 2 estão relacionados à impactos ambientais gerados em processos de geração de energia elétrica (MASANET et al., 2013; LAURENT e ESPINOSA, 2015). Na amostra, ainda apareceram um trabalho de revisão de literatura sobre toxicologia devido ao uso/emissões derivadas do manganês (ASCHNER, ERIKSON e DORMAN, 2005) e um trabalho sobre a recomendação para uso de modelos de caracterização em AICV (HAUSCHILD et al, 2013).

A amostra da Tabela 3 também apresenta trabalhos relacionados ao desenvolvimento de métodos, modelos e regionalizações em AICV, em que foram observados cinco trabalhos, e dentre eles, três tratam sobre modelos matemáticos para estimativa de fatores de caracterização para a categoria de formação de

MP (VAN ZELM et al., 2008; HUMBERT et al., 2009 e FANTKE et al., 2015).

Frischknecht et al. (2000) trata sobre a categoria de AICV de exposição à radiação ionizante com foco em danos na saúde humana, com viés à geração de MP. Huijbregts et al. (2017) apresenta o método de AICV ReCiPe 2016 para avaliar diferentes categorias de impacto do tipo *midpoint* e *endpoint*.

Estes cinco trabalhos descritos, juntamente com o de Hauschild et al. (2013), podem ser considerados como os mais relevantes da amostra mapeada, dado que dentre os 10 principais trabalhos eles são os mais específicos da amostra em termos de discussão da AICV e a categoria de formação de MP.

### **Modelos matemáticos para fatores de caracterização para formação de material particulado**

Para levantar os modelos de AICV na amostra, os trabalhos foram classificados como modelo ou não modelo de AICV para a categoria de formação de MP. A Tabela 4 traz uma caracterização dos trabalhos que foram considerados modelos de caracterização, no qual pode ser observado o propósito de cada um deles.

### **Conclusão**

Este trabalho apresentou uma análise do estado da arte, e de modelos matemáticos para a categoria de impacto formação de MP em

AICV. As análises desenvolvidas mostraram que o assunto da pesquisa se encontra em atual desenvolvimento, dado o número crescente de publicações. Os Estados Unidos foi o país com maior número de publicações e o Brasil foi classificado como um recente contribuinte nas pesquisas.

O mapeamento dos principais trabalhos foi embasado no número de citações globais, o que pode ter feito com que trabalhos recentes não tenham sido destacados inicialmente. Nesse sentido, a identificação de modelos de caracterização foi embasada na leitura de trabalhos considerando a amostra completa.

Foram mapeados 7 modelos, sendo o mais antigo de Curtiss e Rabl (1996) e o mais recente de Van Zelm et al. (2016). O modelo de Van Zelm et al. (2016) foi o único modelo da amostra que apresenta FC para a categoria de formação de MP para o Brasil.

Assim foi possível concluir que esta categoria de impacto ainda demanda de esforços para ser melhor aplicada em estudos de ACV no contexto brasileiro, uma vez que o único modelo que apresenta FC para o Brasil não se mostra adequado, visto ser um único fator para todo o território, não considerando a heterogeneidade do país.

No entanto, um importante limitante desse estudo foi a busca apenas por artigos, uma vez que muitos modelos de caracterização são publicados em livros, em conjunto ao método que o engloba. Assim, para futuros trabalhos,

**Tabela 3: Caracterização dos principais trabalhos classificados com base em citações globais e na densidade de relações com outros trabalhos da amostra**

Artigo	Autor(es)	Ano	Revista	Citações	Densidade de relações
<i>Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment</i>	Hauschild, M. Z. et al.	2013	<i>International Journal of Life Cycle Assessment</i>	313	9
<i>Manganese dosimetry: species differences and implications for neurotoxicity</i>	Aschner, M.; Erikson, K. M.; Dorman, D. C.	2005	<i>Critical Reviews in Toxicology</i>	214	2
<i>European characterization factors for human health damage of PM<sub>10</sub> and ozone in life cycle impact assessment</i>	Van Zelm, R. et al.	2008	<i>Atmospheric Environment</i>	129	12
<i>ReCiPe 2016: A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level</i>	Huijbregts, M. A. J. et al.	2017	<i>International Journal of Life Cycle Assessment</i>	94	4
<i>Comparative LCA of ethanol versus gasoline in Brazil using different LCIA methods</i>	Cavalett, O.	2013	<i>International Journal of Life Cycle Assessment</i>	84	1
<i>Life cycle assessment of electric power system</i>	Masanet, E. et al.	2013	<i>Annual Review of Environment and Resources</i>	61	1
<i>Human health damages due to ionizing radiation in life cycle impact assessment</i>	Frischknecht, R. et al.	2000	<i>Environmental Impact Assessment Review</i>	58	5
<i>Environmental impacts of electricity generation at global, regional and national scales in 1980-2011: what can we learn for future energy planning?</i>	Laurent, A.; Espinosa, N.	2015	<i>Energy and Environmental Science</i>	42	3
<i>Assessing regional intake fractions in north america</i>	Humbert, S. et al.	2009	<i>Science of the Total Environment</i>	37	4
<i>Health effects of fine particulate matter in life cycle impact assessment: findings from the basel guidance workshop</i>	Fantke, P. et al.	2015	<i>International Journal of Life Cycle Assessment</i>	27	6

**Tabela 4: Caracterização dos trabalhos classificados como modelos dentro da amostra da RBS**

Título	Autor	Ano	País	Revista	Proposta do artigo
<i>Impacts of air pollution: general relationships and site dependence</i>	Curtiss, P. S. e Rabl, A.	1996	Estados Unidos	<i>Atmospheric Environment</i>	Desenvolve um modelo simplificado para acessar danos associados à poluição.
<i>European characterization factors for human health damage of PM<sub>10</sub> and ozone in life cycle impact assessment</i>	Van Zelm, R. et al.	2008	Países baixos	<i>Atmospheric Environment</i>	Calcula fatores para modelo de formação de MP e caracteriza para a Europa
<i>Assessing regional intake fractions in North America</i>	Humbert, S. et al.	2009	Estados Unidos	<i>Science of the Total Environment</i>	Apresenta o método IMPACT North America
<i>Indoor intake fraction considering surface sorption of air organic compounds for life cycle assessment</i>	Wenger, Y; Li, D.; Jolliet, O.	2012	Suíça	<i>International Journal of Life Cycle Assessment</i>	Traz um modelo para cálculo dos fatores de inalação de substâncias químicas em ambientes internos em locais de clima temperado
<i>Characterizing the burden of disease of particulate matter for life cycle impact assessment</i>	Gronlund, C. et al.	2015	Suíça	<i>Air Quality, Atmosphere and Health</i>	Traz novos cálculos de fator de dano para a categoria de MP com base em dados dos Estados Unidos
<i>Life cycle impact assessment modeling for particulate matter: A new approach based on physico-chemical particle properties</i>	Notter, D. A.	2015	Suécia	<i>Environment International</i>	Apresenta um novo método de cálculo de FC para formação de MP baseado em suas propriedades físico – químicas
<i>Regionalized life cycle impact assessment of air pollution on the global scale: Damage to human health and vegetation</i>	Van Zelm, R. et al.	2016	Países baixos	<i>Atmospheric Environment</i>	Regionalização de fatores de caracterização global para a categoria de formação de MP e smog fotoquímico, separando o globo em 56 unidades

recomenda-se que haja um levantamento dos métodos de AICV bem como dos modelos utilizados por eles, seguida de uma revisão crítica dos modelos, recomendação de modelo para aplicação em estudos brasileiros e regionalização de FC para o contexto do Brasil.

De maneira geral, esta pesquisa atinge 4 dos 17 Objetivos para o Desenvolvimento Sustentável (ODS): ODS 3 (Saúde e Bem-Estar), uma vez que visa dar maior embasamento científico para estudos de ACV que atingem a área de proteção da Saúde Humana; ODS 9 (Indústria, inovação e infraestrutura), 11 (Cidades e comunidades sustentáveis) e 12 (Consumo e produção responsáveis), uma vez que a análise de modelos pode auxiliar tomadores de decisão a escolherem um modelo de cálculo de AICV adequado, permitindo uma gestão ambiental mais consciente dos sistemas de produção.

### Agradecimentos

Ao processo nº 2019/03287-5, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo financiamento dessa pesquisa.

### Referências bibliográficas

- ABNT. NBR 14044: Gestão ambiental – Avaliação de ciclo de vida. Requisitos e orientações. Rio de Janeiro: ABNT, 2009.
- Aschner M.; Erikson, K.M.; Dorman, D.C. (2005) Manganese dosimetry: Species differences and implications for neurotoxicity. *Crit Rev Tox*, V. 35, p.p 1-32.
- Cavalett, O. et al. *Int J Life Cycle Assess* (2013). <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0465-0>
- COORDENAÇÃO DE APERFEIÇOAMENTO DE PESSOAL DE NÍVEL SUPERIOR (CAPES). *Qualis periódicos*. 2016: Disponível em <<https://sucupira.capes.gov.br/sucupira/public/consultas/coleta/veiculoPublicacaoQualis/listaConsultaGeralPeriodicos.jsf>> Acesso: julho 2020
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). *Qualidade do ar*. 2019: Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/ar/poluentes/>>. Acesso: setembro de 2019.
- Curtiss, P.S.; Rabl, A. *Atmospheric Environment* (1996). [https://doi.org/10.1016/1352-2310\(96\)00031-3](https://doi.org/10.1016/1352-2310(96)00031-3).

- Fantke, P. et al. *Int J Life Cycle Assess* (2015). <https://doi.org.ez31.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s11367-014-0822-2>.
- Frischknecht, R. et al. *Energy Impact Assess Review* (2000). [https://doi.org/10.1016/S0195-9255\(99\)00042-6](https://doi.org/10.1016/S0195-9255(99)00042-6).
- Gronlund, C. J. et al. *Air Quality, Atmosphere and Health* (2015). <https://doi.org.ez31.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s11869-014-0283-6>.
- Hauschild, M.Z. et al. *Int J Life Cycle Assess* (2013). <https://doi.org.ez31.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s11367-012-0489-5>.
- Huijbregts, M.A.J. et al. *Int J Life Cycle Assess* (2017). <https://doi.org.ez31.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s11367-016-1246-y>.
- Humbert, S. et al. *Sci Tot Env* (2009). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.05.024>.
- ISO 14040: Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework. ISO, 1997.
- Kim, K. H.; Kabir, E.; Kabir, S.A. *Environment Int* (2015). <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.005>.
- Laurent, A.; Espinosa, N. *Energy and environmental science* (2015). DOI: 10.1039/C4EE03832K.
- Masanet, E. et al. *Annual Review Env and Res* (2013). <https://doi.org.ez31.periodicos.capes.gov.br/10.1146/annurev-environ-010710-100408>.
- Mendes, C.N. Métodos e modelos de caracterização para a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: análise e subsídios para a aplicação no Brasil. (2013). Dissertação – EESC, USP.
- Notter, D.A. *Environment Int* (2015). <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.05.002>.
- Oliveira, C.M. et al. *Transportes* (2016). <https://10.4237/transportes.v24i3.1137>.
- UGAYA, C.M.L.; NETO, J.A.A.; FIGUEIREDO, M.C.B. *Recomendação de modelos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida para o Contexto Brasileiro*. 1. ed. Brasília: IBICT, 2019.
- Van Zelm, R. et al. *Atmospheric Env* (2008). <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.09.072>.
- Van Zelm, R. et al. *Atmospheric Env* (2016). <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.03.044>.
- Wenger, Y.; Li, D.; Jolliet, O. *Int J Life Cycle Assess* (2012). <https://doi.org.ez31.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s11367-012-0420-0>.



## Comparação de diferentes métodos para avaliação do Ciclo de Vida quanto à pegada de carbono da pecuária de corte do Nordeste

Camila Daniele Willers 1

Jessyka Silva da Costa 2

Gabriela Muricy de Souza Silva 2

Izís Rafaela Alves Silva 2

José Adolfo de Almeida Neto 3

Luciano Brito Rodrigues 2

<sup>1</sup>Instituto Federal da Bahia – IFBA

<sup>2</sup>Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia - UESB, Rodovia BR 415, km 03, Itapetinga – BA, 45700-000, Brasil

<sup>3</sup>Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC

rodrigueslb@uesb.edu.br

### Resumo

O trabalho realizou uma comparação entre os métodos ReCiPe 2016 e Impact 2002+ e sua aplicação na avaliação da pegada de carbono da pecuária de corte semi-intensiva do estado da Bahia. Os procedimentos adotados neste trabalho fundamentaram-se de uma pesquisa bibliográfica e experimental (coleta de dados), seguida da aplicação da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). A metodologia foi realizada conforme as normas NBR ISO 14040, NBR ISO 14044 e NBR ISO 14067. O software SimaPro 8.5.2.0 foi utilizado para o processamento dos dados e modelagem dos potenciais impactos de acordo com o modelo considerado. Os resultados obtidos indicaram diferenças nos métodos quanto aos modelos de caracterização: mecanismos ambientais, fatores de destino, fatores de efeito, fatores de caracterização, horizonte de tempo, resolução espacial, e as diferenças entre as categorias de dano ambiental (médio e final). Em relação aos fatores de caracterização de ponto médio, as maiores diferenças estão no horizonte de tempo e nos GWP utilizados. Assim, os resultados auxiliam na tomada de decisão da escolha dos métodos a ser utilizado por estudos futuros, para que atendam as

necessidades desses, e que também possa suportar a justificativa dos resultados encontrados (como impactos não considerados, critérios de decisão – horizonte de tempo, resolução espacial, etc.), na definição previamente de critérios de escolha.

**Palavras-chaves:** ReCiPe 2016, Impact 2002+ fatores de impacto, gases de efeito estufa.

### Introdução

A produção animal no contexto geral da atividade humana influencia a oferta de alimentos, emprego e produção de renda. Essa relevância aumenta os encargos da sociedade quanto aos impactos ambientais de várias atividades, principalmente em relação à produção de ruminantes, em meio aos problemas atuais das mudanças climáticas (DICK *et al.*, 2015a).

A importância do agronegócio brasileiro colocou o país em uma posição de destaque em relação às emissões de gases de efeito estufa - GEE do setor da pecuária (DICK *et al.*, 2015b), com destaque para a região Nordeste, pelo potencial produtivo neste setor. No mundo, os ruminantes são responsáveis por 25% da produção de metano, enquanto no Brasil essa contribuição pode chegar a 70% (BERNDT, 2010).

A pecuária de corte brasileira apresenta uma ampla gama de sistemas de produção. Esses variam desde uma pecuária extensiva, suportada por pastagens nativas e cultivadas de baixa produtividade e pouco uso de insumos, até uma pecuária intensiva, com pastagens de alta produtividade, suplementação alimentar em

pasto e confinamento (CEZAR *et al.*, 2005). Com isso, reduções nessas emissões são fundamentais e estudos são realizados para elucidar os impactos da pecuária no meio ambiente. Com isso, faz-se necessário caracterizar e quantificar a pegada de carbono dessa produção e auxiliar no estabelecimento de possíveis opções para mitigar seus efeitos negativos.

Para selecionar as práticas de produção mais adequadas, é necessária uma análise da sustentabilidade ambiental dos sistemas. Ferramentas capazes de avaliar as diferentes atividades de acordo com os princípios do desenvolvimento sustentável podem facilitar essa análise (DICK *et al.*, 2015b). Nesse sentido, a avaliação do ciclo de vida (ACV) pode ser utilizada, devido à amplitude em relação às categorias e indicadores de impacto ambiental, disseminação global e escopo (GOEDKOOP *et al.*, 2009).

Deste modo, o objetivo do estudo foi realizar uma comparação entre os métodos de avaliação de impacto ReCiPe 2016 (Huijbregts *et al.*, 2016) e Impact 2002+ (Jolliet *et al.*, 2003), e sua aplicação na avaliação da pegada de carbono da pecuária de corte semi-intensiva do estado da Bahia.

### Material e métodos

Os procedimentos adotados neste trabalho fundamentaram-se de uma pesquisa bibliográfica e experimental (coleta de dados), seguida da aplicação ACV, conforme as normas NBR ISO

14040:2009a e NBR ISO 14044:2009b (ABNT, 2009a, b).

O sistema produtivo em estudo compreende um rebanho bovino de produção semi-intensiva, abrangendo duas propriedades na região sudoeste da Bahia. Juntas representam um sistema completo de cria (rebanho de fêmeas em reprodução até a desmama dos bezerras), recria (período após a desmama) e engorda (desenvolvimento do novilho em boi gordo).

O objetivo da avaliação do ciclo de vida foi analisar a pegada de carbono no processo produtivo da pecuária de corte semi-intensiva, e comparar os resultados obtidos por meio dos métodos de avaliação de impacto ReCiPe 2016 e Impact 2002+.

Para caracterização do processo produtivo das propriedades foram realizadas entrevistas e aplicados questionários junto ao proprietário, para assim obter as informações acerca das etapas do processo produtivo, os insumos necessários, aspectos tecnológicos, infraestrutura, como também informações sobre a utilização de recursos naturais, como água, solo, etc. As informações sobre o consumo de energia, compra de insumos e venda de produtos foram obtidas, mediante visitas *in loco*, e levantamento contábil (pelas notas fiscais de compra e venda).

A fronteira do sistema de produto inclui as etapas de cria e recria na propriedade 1 e engorda na propriedade 2. A unidade funcional foi definida com base na unidade utilizada pelo proprietário

para comercializar sua produção, que corresponde a 1 arroba (@), equivalente a 30 kg de peso vivo (PV) do bovino. Para os requisitos da qualidade, foram priorizados dados primários, havendo uso de dados secundários, quando necessário.

A categoria de impacto para pegada de carbono no nível do ponto médio e final foram calculadas usando os métodos ReCiPe 2016 e Impact 2002+, o que implica no interesse de comparar os resultados proveniente dos mesmos.

### Resultados e discussão

As diferenças nas contribuições de impacto obtidas usando os diferentes métodos de avaliação podem ser atribuídas quanto aos modelos de caracterização.

A primeira mudança observada entre os métodos refere-se aos efeitos atribuídos à pegada de carbono é a nomenclatura. No método ReCiPe 2016, a categoria de ponto médio (*midpoint*) é nomeada de Mudanças Climáticas (MC), enquanto que para o método Impact 2002+ é referenciada como Aquecimento Global (AG). A substância de referência utilizada é kg CO<sub>2</sub>-eq/kg, para MC e kg CO<sub>2</sub> into air-eq, para AG.

A fonte dos modelos de caracterização do ReCiPe 2016 para as mudanças climáticas no ponto médio é o relatório do IPCC (2013), e não faz distinção CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e CO biogênicos. O Impact 2002+ considera o modelo do IPCC (2007), fazendo relação a CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e CO biogênicos (avaliação dos efeitos do armazenamento em longo prazo).

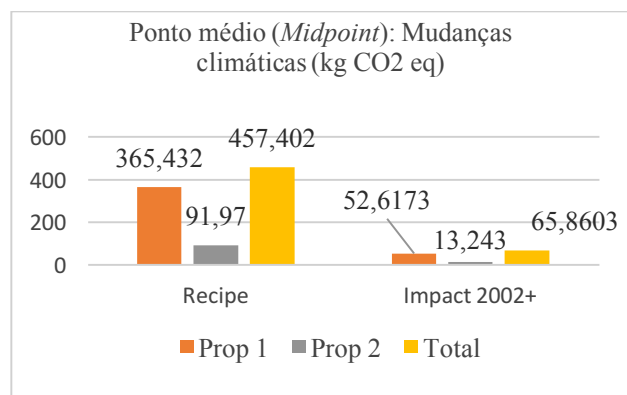
Os fatores de caracterização de certas substâncias que afetam o *Global Warming Potential* (GWP) são diferentemente ponderados nos métodos. O GWP de 1 kg de emissão de metano (CH<sub>4</sub>) no ar é igual a 25 kg de CO<sub>2</sub>, no método ReCiPe 2016 (perspectiva hierarquista), e 7,6 kg de CO<sub>2</sub> no Impact 2002+. Isso pode ser justificado pela diferença no horizonte de tempo abordado por estes métodos 100 e 500 anos, respectivamente, com incerteza considerada baixa para ambos.

Nas categorias de ponto final (*endpoint*), o ReCiPe 2016 avalia os efeitos das emissões de GEE em danos finais para saúde humana, ecossistema terrestre e ecossistema aquático. Já o Impact 2002+ possui a categoria mudanças climáticas, que é a própria categoria de impacto de ponto médio; e outras duas categorias de ponto final, que são saúde humana e qualidade do ecossistema. No entanto essas não consideram os efeitos do aquecimento global no seu mecanismo ambiental, ou seja, não há contribuição da emissão dos GEE nos potenciais impactos ambientais destas.

Na categoria de ponto médio GWP (Figura 1) são demonstrados os resultados do impacto de cria e recria (propriedade 1), e engorda (propriedade 2), sendo os valores maiores para as duas propriedades pelo ReCiPe 2016 (365 e 91 kg de CO<sub>2eq</sub>), e menores pelo método Impact 2002+ (52,61 e 13,243 kg de CO<sub>2eq</sub>). Em ambos os métodos, a propriedade 1 obteve as maiores contribuições.

A diferença no escore total de impacto do GWP para as propriedades de cria, recria (Propriedade 1) e engorda (Propriedade 2) entre os dois métodos foi de 6,94. Pode-se constatar que a propriedade 1 teve uma demanda superior por área de pastagem e edificações, água, energia, combustível e medicamentos em relação à propriedade 2.

**Figura 1: Contribuição da pegada de carbono da pecuária semi-intensiva para produção de 1 arroba (@) de peso vivo do bovino, para a categoria de ponto médio dos métodos ReCiPe 2016 e Impact 2002+**



Legenda: Prop 1: propriedade 1 (cria e recria), Prop 2: propriedade 2 (engorda)

A diferença entre os métodos se deve ao uso dos fatores de caracterização diferentes, mesmo ambos utilizando o IPCC como referência apresentam anos distintos. Isso alterou os fatores e os GEE considerados em sua recomendação, nas versões de 2007 (Impact 2002+) e 2013 (ReCiPe), e o horizonte de tempo dos GEE considerados por cada um, 500 anos (Impact

2002+) e 100 anos (ReCiPe). Tal condição causou uma relevante diferença no resultado, demonstrando assim a importância da escolha do método de AICV, compreensão dos mecanismos ambientais considerados, bem como interferência da escolha do horizonte temporal pode ter um grande impacto sobre a pegada de carbono de produtos da pecuária, devido à grande quantidade de emissões de metano biogênico e óxido nitroso.

O aumento no horizonte de tempo reduziu substancialmente a pegada de carbono. Entretanto, apresenta maiores incertezas associadas à métrica de acordo com Persson *et al.* (2015).

Nesse sentido, o método utilizado deve ser escolhido de modo que possa representar da melhor forma os mecanismos ambientais que o estudo pretende avaliar, bem como horizonte temporal e a escala geográfica.

Para as categorias de ponto final o método ReCiPe 2016 (Figura 2a) e o Impact 2002+ (Figura 2b) obtiveram predominância dos impactos ambientais na etapa de cria e recria do rebanho, tendência já mostrada na categoria de impacto médio.

No entanto, pode-se ressaltar que essa diferença no impacto ambiental entre as propriedades mantém na ordem 3,9 vezes maior na propriedade 1 do que na propriedade 2, pelo ReCiPe 2016, nas três categorias de ponto final. Nas categorias do Impact 2002+ há uma variação

de 2,5 para qualidade do ecossistema e saúde Humana, e 3,9 para mudanças climáticas.

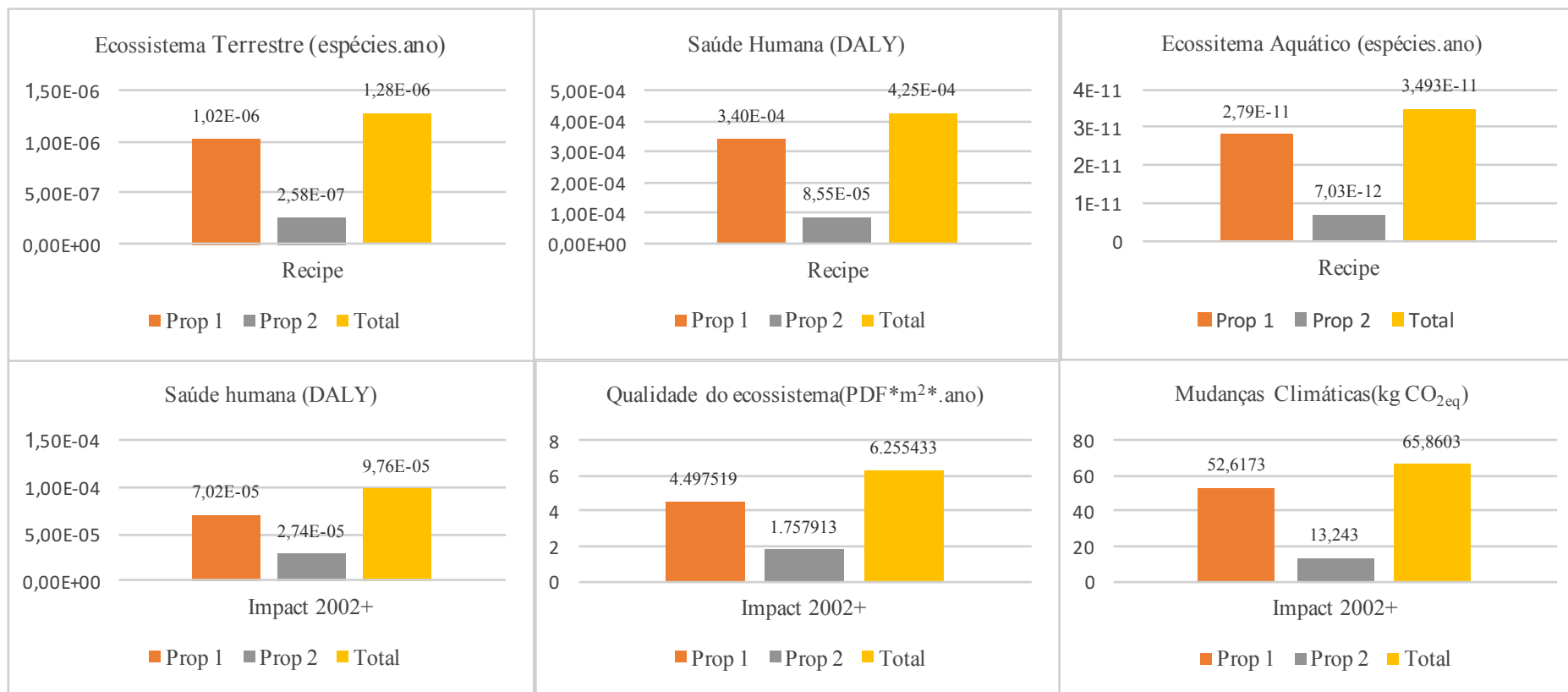
Para o Impact 2002+, a categoria Mudanças Climáticas é única do método que considera os GEE no mecanismo ambiental, apresentando similaridade com o ReCiPe 2016, sendo que as demais categorias *endpoint* se diferenciaram por não considerar apenas os GEE.

Assim, nas categorias de impacto final (*endpoint*), o ReCiPe 2016 é mais abrangente, visto que possui um mecanismo ambiental mais amplo, já que considera danos ambientais em mais compartimentos.

Ambos os métodos na categoria *midpoint* utilizam o GWP, que considera a influência dos gases na alteração do balanço energético da terra para o cálculo do impacto ambiental. Porém, para a conversão dos impactos das categorias *midpoint* para *endpoint*, apenas o ReCiPe 2016 utiliza o *Global Temperature Change Potential* (GTP). O GTP considera a influência desses gases no aumento de temperatura, sendo indicado para avaliações a longo prazo.

Observou-se também que ainda não é oferecida a consideração dos gases *Near-Term Climate Forcers* (NTCF) que inclui o SO<sub>x</sub> (óxidos de enxofre), NO<sub>x</sub> (óxidos de nitrogênio), *Black Carbon*, para ambos os métodos.

**Figura 2: Contribuição da pegada de carbono da pecuária semi-intensiva para produção de 1 arroba (@) de peso vivo do bovino, para a categoria de ponto final dos métodos ReCiPe 2016 e Impact 2002+**



Legenda: Prop 1: propriedade 1 (cria e recria), Prop 2: propriedade 2 (engorda)

## Conclusão

Os resultados obtidos indicam as diferenças nos métodos de avaliação de impacto quanto aos modelos de caracterização: mecanismos ambientais, fatores de destino, fatores de efeito, fatores de caracterização, horizonte de tempo, resolução espacial e as diferenças entre as categorias de dano ambiental (médio e final).

Em relação aos fatores de caracterização de ponto médio, as maiores diferenças estão no horizonte de tempo e nos GWP utilizados. Assim, os resultados deste trabalho auxiliam na tomada de decisão na escolha dos métodos a serem utilizados em estudos futuros, para que atendam às suas reais necessidades, e que também possa suportar a justificativa dos resultados encontrados (ex. impactos não considerados, critérios de decisão – horizonte de tempo, resolução espacial), na definição previamente de critérios de escolha.

Em síntese, para as categorias de ponto final, ambos os métodos utilizam o GWP - *Global Warming Potential*, que considera a influência dos gases na alteração do balanço energético da Terra para o cálculo do impacto ambiental. Apenas o ReCiPe 2016 utiliza o GTP - *Global*

*Temperature Change Potential*, para conversão dos impactos das categorias de ponto final.

Em relação às categorias de impacto final, o ReCiPe 2016 é mais abrangente, visto que possui um mecanismo ambiental mais amplo, já que considera danos ambientais em mais compartimentos.

## Agradecimentos

Os autores agradecem a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Capes (Código de Financiamento 001), Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq (313293/2014-7; 167546/2017-1; 424824/2016-7), a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia - Fapesb (PAM0017/2014) pelo apoio no desenvolvimento deste trabalho.

## Referências bibliográficas

- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas (2009a). NBR ISO 14040:2009 - Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura. Rio de Janeiro.
- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas (2009b). NBR ISO 14040:2009 - Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e Orientações. Rio de Janeiro.
- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas (2015). NBR ISO/TS 14067:2015- Gases do efeito estufa – Pegada de carbono de produtos - Requisitos e orientações sobre quantificação e comunicação.
- Berndt A. (2010) Impacto da pecuária de corte brasileira sobre os gases de efeito estufa. In: III Simpósio Internacional de produção de gado de corte, 2010, Viçosa, MG. p. 121-147.
- Cezar I.M., Queiroz H.P., Thiago L.R.L.S., Cassales F.L.G., Costa F.P. (2005). Sistemas de Produção de Gado de Corte no Brasil: Uma Descrição com Ênfase no Regime Alimentar e no Abate. Documentos 151. Embrapa Gado de Corte, Campo Grande, MS. ISSN 1517-3747.

Dick M., Silva M.A., Dewes H. (2015a). Life cycle assessment of beef cattle production in two typical grassland systems of southern Brazil. *J. Clean Prod.*, 96, 426-434.

Dick M., Silva M. A., Dewes H. (2015b). Mitigation of environmental impacts of beef cattle production in southern Brazil – Evaluation using farm-based life cycle assessment. *J Clean Prod.*, 87, 58-67.

Goedkoop M, Heijungs R, Huijbregts M, De Schryver A, Struijs J, Van Zelm R. (2009) ReCiPe 2008. A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment, The Netherlands. First edition. Report I: Characterization.

Huijbregts MAJ, Steinmann ZJN, Elshout PMF, Stam G, Verones F, Vieira MDM, Hollander A, Zijp M, van Zelm R (2016) ReCiPe 2016 - A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. Report I: Characterization. RIVM Report 2016-0104

Jolliet O, Margni M, Charles R, Humbert S, Payet J, Rebitzer G, Rosenbaum R. (2003). IMPACT 2002+: a new life cycle impact assessment methodology. *Int. J. Life Cycle Assess.* 8 (6), 324–330. <https://doi.org/10.1007/BF02978505>

Persson U.M., Johansson D.J.A., Cederberg C., Hedenus F., Bryngelsson D. (2015). Climate metrics and the carbon footprint of livestock products: Where's the beef? *Environmental Research Letters*, 10, 3.

## ***Diferenciação espacial e temporal de fatores de destino para eutrofização de água doce: um estudo de caso na UHE do Leste, Bahia***

Maira Caetano de Andrade<sup>1</sup>, Cássia Maria Lie Ugaya<sup>2</sup>, Camila Daniele Willers<sup>3</sup>, Jose Adolfo de Almeida Neto<sup>1</sup>, Luciano Brito Rodrigues<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Universidade Estadual de Santa Cruz, campus Soane Nazaré de Andrade, Rodovia Jorge Amado, km 16, Ilhéus - BA, 45662-900

<sup>2</sup>Universidade Tecnológica Federal do Paraná, R. Dep. Heitor Alencar Furtado, 5000, Bloco M, sala EM306- Cidade Industrial, Curitiba - PR, 81280-340

<sup>3</sup>Instituto Federal da Bahia, campus de Vitória da Conquista, Av. Sérgio Vieira de Mello, 3150 - Zabelê, Vitória da Conquista - BA, 45078-300

<sup>4</sup>Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, campus de Itapetinga, Rodovia BR 415, km 03, Itapetinga - BA, 45700-000, Brasil

rodrigueslb@gmail.com

### **Resumo**

*Na etapa de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV), a tradução dos fluxos elementares em impactos potenciais é feita por meio de fatores de caracterização. Esses, por sua vez, podem ser derivados pela associação de fatores de destino, fatores de efeito e fatores de exposição. No caso da eutrofização de água doce, os fatores de destino refletem a trajetória do fósforo no compartimento ambiental e o seu consequente tempo de permanência, sendo assim influenciados diretamente por duas variáveis: região e sazonalidade. Desta forma, o objetivo do estudo foi avaliar a influência da região e da sazonalidade no tempo de permanência do fósforo na bacia hidrográfica estadual (UHE) do Leste, Bahia. A modelagem de destino foi fundamentada em Helmes et al. (2012) e Oliveira e Ugaya (2017) e bases de dados nacionais (Geonetwork, HidroWeb, SAR e SNIS) foram incorporadas ao modelo. A diferenciação geográfica foi feita a nível de UHE e um período de 60 anos com dados mensais foi considerado na determinação do volume de água na bacia. Os fatores de destino, para a UHE do Leste, variaram entre 45 e 100 dias. Esta diferenciação temporal foi caracterizada por uma amplitude de 122%*

*entre os meses de menor e maior tempo de permanência do fósforo no sistema. A este período de maior permanência do fósforo na UHE, esteve diretamente relacionado uma menor disponibilidade hídrica na UHE, pois a remoção de fósforo aconteceu predominantemente via advecção, que por sua vez esteve diretamente associada ao fluxo de água na unidade hidrográfica. Quando comparado ao valor médio do fator de destino, estimado por Helmes et al. (2012) para o Brasil, a UHE do Leste foi 2,4 vezes maior. Estes resultados mostram que o potencial de eutrofização de ambientes de água doce pode ser consideravelmente distinto com relação ao período do ano ou à localização geográfica, ressaltando a importância do desenvolvimento de fatores de destino regionalizados.*

**Palavras-chaves:** *AICV, Regionalização, Modelagem de destino.*

### **1. Introdução**

O enriquecimento dos corpos hídricos, a partir de nutrientes de fontes antropogênicas (pontuais e não-pontuais), é o principal causador da eutrofização de água doce (DAVIS et al., 2015). Como consequência, tem-se o aumento da biomassa algal, que por sua vez está diretamente relacionado à quantidade de fósforo e nitrogênio nos corpos hídricos (GLIBERT et al., 2017). A trajetória do fósforo no compartimento ambiental e o seu consequente tempo de permanência podem ser estimados pelos denominados fatores de destino (HELMES et al., 2012). Estes compõem os fatores de caracterização, responsáveis pela tradução dos fluxos elementares em impactos potenciais na etapa de Avaliação do Impacto do

Ciclo de Vida (AICV) (UDO DE HAES et al., 2002).

A eutrofização de água doce é uma categoria de impacto *site-dependent*, em que o destino dos poluentes depende diretamente da região de emissão (POTTING; HAUSCHILD, 2006). Diante disso, os novos métodos de AICV (VERONES et al., 2016; HUIJBREGTS et al., 2017; BULLE et al., 2019) têm derivado os fatores de caracterização com uma cobertura global e de maneira *country-specific*, onde as particularidades de cada país são preservadas. Apesar de serem regionalizados, esses métodos ainda possuem potencial para refinamento de suas bases de dados e de suas resoluções espaciais e temporais. Neste contexto, Oliveira e Ugaya (2017) propuseram fatores de caracterização regionalizados para bacias hidrográficas situadas nos estados do Ceará, São Paulo, Paraná, Pernambuco e Piauí. A partir disso, o objetivo deste estudo foi avaliar a influência da região e da sazonalidade no tempo de permanência do fósforo na bacia hidrográfica estadual (UHE) do Leste, Bahia.

### **2. Metodologia**

#### **2.1. Área de estudo**

Para este estudo, os fatores de destino foram derivados na resolução nativa de Unidades Hidrográficas Estaduais (UHE), como já proposto por Almeida Castro et al. (2018) e Andrade et al. (2019) em estudos anteriores. O estado da Bahia, localizado na região nordeste

do Brasil, possui um total de 25 unidades hidrográficas, sendo a UHE do Leste escolhida como região alvo deste estudo de caso. Esta unidade possui uma área total de 9.507 km<sup>2</sup>, que abrange 24 municípios e tem como principais corpos hídricos, os rios Cachoeira e Colônia (BAHIA, 2019).

## 2.2. Modelagem de destino

A modelagem dos fatores de destino para a UHE do Leste foi fundamentada principalmente nas metodologias de Oliveira e Ugaya (2017) e Helmes et al. (2012). Segundo Helmes et al. (2012), os fatores de destino para a eutrofização de água doce ( $FD_j$ , dias), mostrado na Equação 1, são analisados como a persistência do fósforo no ambiente. Essa persistência pode ser expressa como o inverso das somas das taxas de remoção de fósforo, sendo que estas ocorrem em uma unidade hidrográfica ( $j$ ) por meio de processos de advecção ( $K_{adv,j}$ , dias<sup>-1</sup>), retenção ( $K_{ret,j}$ , dias<sup>-1</sup>) e uso da água ( $K_{uso,j}$ , dias<sup>-1</sup>).

$$FD_j = \frac{1}{K_{adv,j} + K_{ret,j} + K_{uso,j}} \quad (1)$$

No processo de advecção, o fósforo é removido da unidade hidrográfica juntamente com fluxo da água e pode ser calculado através da razão entre a disponibilidade hídrica ( $Q_j$ , km<sup>3</sup>.dia<sup>-1</sup>), calculada por Andrade et al. (2019), e o volume total de água doce ( $V_{tot,j}$ , km<sup>3</sup>) na UHE (Equação 2). Estas variáveis foram obtidas por meio da base de dados nacionais (HidroWeb,

Geonetwork e SAR) e a sua coleta será melhor detalhada no tópico 2.3.

$$K_{adv,j} = \frac{Q_j}{V_{tot,j}} \quad (2)$$

Já a remoção do fósforo, via retenção, se dá por meio de mecanismos físicos e biológicos, como os processos de sedimentação e de incorporação do fósforo na biomassa. O cálculo, Equação 3, é realizado pela ponderação das taxas de remoção de fósforo em rios, lagos e reservatórios da UHE, sendo dependente de dois coeficientes: remoção de fósforo total em rios ( $K^s$ , dias<sup>-1</sup> [Tabela 1]) e velocidade de deposição do fósforo total em lagos e reservatórios ( $K^r$ , 3,8x10<sup>-5</sup> dias<sup>-1</sup>). Ambos os coeficientes foram derivados por Alexander et al. (2004).

$$K_{ret,j} = \frac{1}{V_{tot,j}} (V_{rio,j} \cdot k_j^s + k_j^r \cdot (A_{lago,j} + A_{res,j})) \quad (3)$$

**Tabela 1: Coeficiente de remoção de fósforo total em rios de acordo com as taxas de vazão (Alexander et al., 2004)**

Vazão ( $Q_j$ , m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )	$K_j^s$ (dias <sup>-1</sup> )
$Q_j < 2.8$	0.195
$2.8 < Q_j < 14.2$	0.069
$Q_j > 14.2$	0.012

Para a remoção de fósforo através do uso da água, na Equação 4, foram contabilizados os setores agrícola e doméstico. Para este primeiro

setor, considerou-se a fração de fósforo que fica retida no solo, após a irrigação, e a fração de fósforo emitida por fertilizantes e adubos. Para tanto, foram utilizados nos cálculos: a demanda de irrigação ( $WD_{irri,j}$ , km<sup>3</sup>.dia<sup>-1</sup>), o volume total de água doce ( $V_{tot,j}$ , km<sup>3</sup>) e a fração das emissões de fósforo que é transferida do solo para a água doce ( $f_{solo}$ , adimensional) (Equação 5).

$$K_{uso,j} = K_{agr,j} + K_{dom,j} \quad (4)$$

$$K_{agr,j} = \frac{WD_{irri,j}}{V_{tot,j}} (1 - f_{solo}) \quad (5)$$

Na determinação da  $f_{solo}$ , considerou-se duas formas de fósforo: fósforo orgânico dissolvido ( $f_{FOD,j}$ , adimensional) e fósforo inorgânico dissolvido ( $f_{FID,j}$ , adimensional). Mayorga et al. (2010) estimaram esse transporte, demonstrado nas Equações 6 e 7, baseado em uma média mensal de escoamento ( $R$ , mm.mês<sup>-1</sup>). Este, por sua vez, foi estimado por Fekete et al. (2002).

$$f_{FOD,j} = 0.01 \cdot R^{0.95} \quad (6)$$

$$f_{FID,j} = \frac{0.29}{(1 + (R/0.85))^{-2}} \quad (7)$$

Já para a remoção do fósforo, através do uso da água no setor doméstico (Equação 8), foram contabilizados a demanda de água pelo setor doméstico ( $WD_{dom,j}$ ,  $\text{km}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$ ), o volume total de água doce ( $V_{tot,j}$ ,  $\text{km}^3$ ) e a razão entre o fósforo removido nas estações de tratamento de efluentes (ETE) e a produção total de fósforo na UHE ( $\gamma_{esgoto,j}$ , adimensional). Essa última variável, Equação 9, foi estimada por meio da: população conectada à ETE ( $POP_{conectada,j}$ , hab), calculada pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2018); população total na UHE ( $POP_{total,j}$ , hab), de acordo com o último censo demográfico (IBGE, 2010); e a eficiência de remoção de fósforo total em ETE ( $\eta = 0.35$ , adimensional), estimado por Von Sperling (2007).

$$K_{dom,j} = \frac{WD_{dom,j}}{V_{tot,j}} \gamma_{esgoto,j} \quad (8)$$

$$\gamma_{esgoto,j} = \frac{P_{removido,j}}{P_{produção\ total,j}} = \frac{POP_{conectada,j}}{POP_{total,j}} \cdot \eta \quad (9)$$

### 2.3. Coleta dos dados

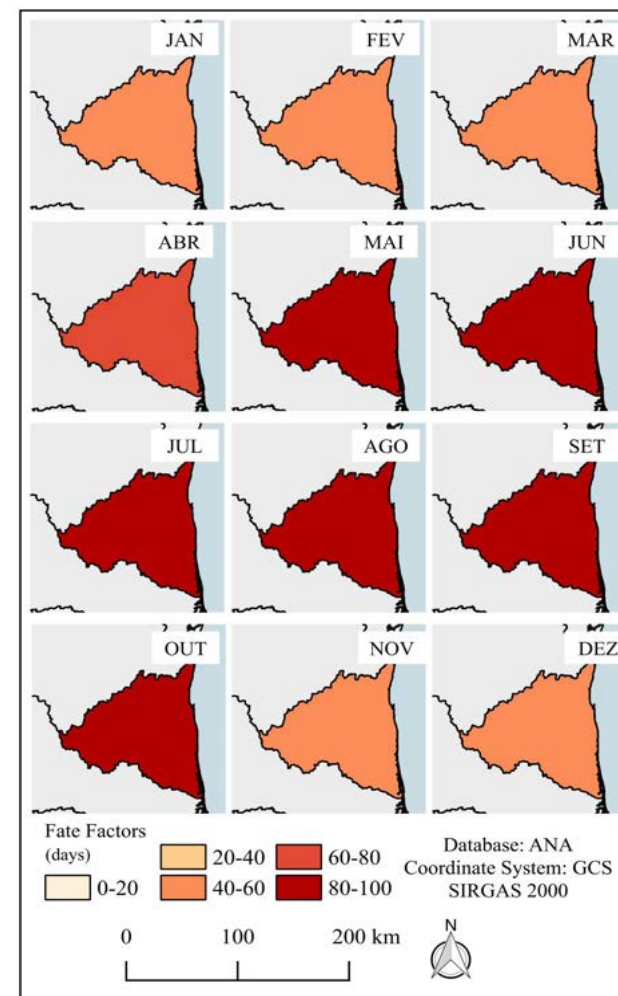
Como citado anteriormente, base de dados nacionais, provenientes da Agência Nacional das Águas (ANA) e do Ministério do Desenvolvimento Regional (MDR), foram utilizadas neste estudo, sendo essas: Geonetwork, HidroWeb, SAR (Sistema

Nacional de Acompanhamento de Reservatórios) e SNIS (Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento). Um resumo dos indicadores da qualidade dos parâmetros utilizados, e de suas respectivas bases de dados, pode ser encontrado na Tabela 2.

### 3. Resultados e Discussão

Os fatores de destino, para a UHE do Leste, variaram entre 45 e 100 dias. Esta diferenciação foi caracterizada por uma amplitude de 122% entre os meses de menor e maior tempo de permanência do fósforo no sistema. Em outras palavras, essa diferenciação indica que o fator de destino para a eutrofização de água doce, considerando uma mesma unidade hidrográfica, pode mais do que duplicar a depender da época do ano em que aconteça a emissão do poluente. Na Figura 1, é apresentado um mapa da variabilidade temporal da UHE do Leste, onde há a formação de dois grupos principais: os meses de maior e menor vulnerabilidade. O primeiro grupo é composto pelos meses de maio a outubro, representados pelo tom de vermelho escuro, onde ocorreram os maiores tempos de permanência (80-100 dias). Já o segundo grupo, representados pelo tom de laranja claro, apresentou os menores tempos de permanência (40-60 dias), sendo composto pelos meses de dezembro a março. Como exceção, o mês de abril aparece em um período de transição entre os dois grupos supracitados.

Figura 1: Mapa de diferenciação temporal dos fatores de destino (dias) para a UHE do Leste, Bahia.



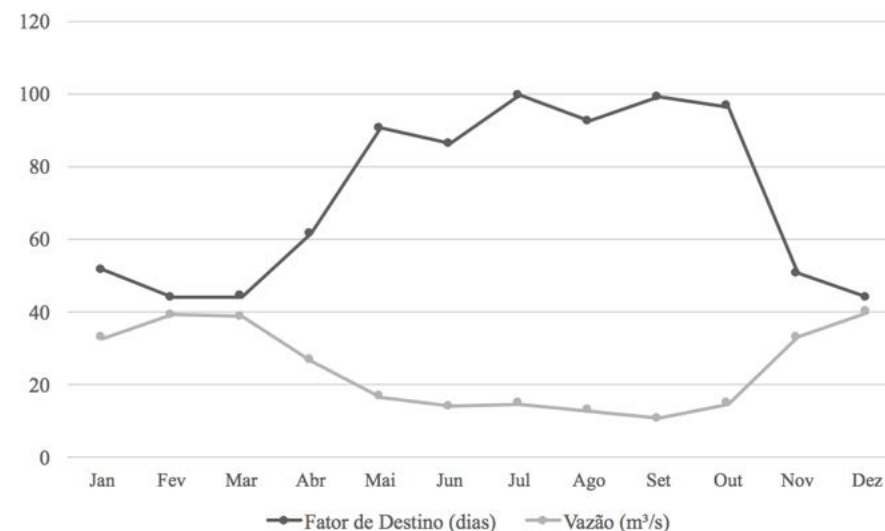


**Tabela 2: Indicadores da qualidade dos parâmetros utilizados no cálculo do volume, disponibilidade hídrica, demandas e população conectada à ETE.**

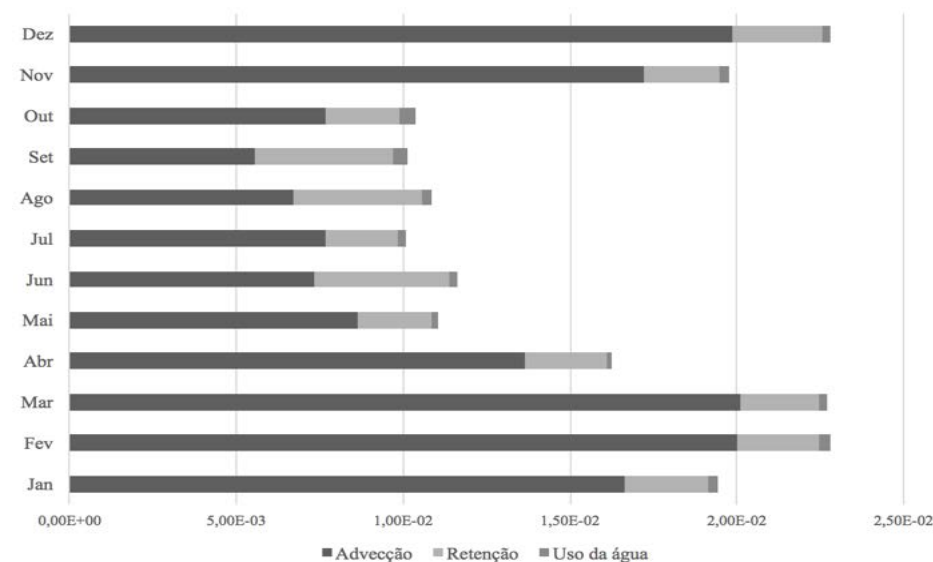
Parâmetro	Base de Dados	Período	Dados faltantes (%)	Resolução Temporal	Resolução Espacial	
Volume de rios	área molhada*	HidroWeb	1963-2018	11	Mensal	Estação fluviométrica
	comprimento	Geonetwork	N.A.	N.A.	N.A.	Curso d'água.
Volume de lagos	área superficial	Imagens Google Earth	N.A.	N.A.	N.A.	15 m x 15 m
	profundidade	Literatura	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Volume de reservatórios	SAR	2015-2019	0	Mensal	Reservatório	
Disponibilidade hídrica	HidroWeb	1973-2017	14	Diários	Estação fluviométrica	
Demanda de irrigação	Geonetwork	N.A.	N.A.	Mensal	Otto bacias	
Demanda doméstica	Geonetwork	N.A.	N.A.	Anual	Otto bacias	
População conectada à ETE	SNIS	2018	N.A.	Anual	Municípios	

\*área molhada é a área da seção de um rio, calculada pela multiplicação entre o comprimento e a profundidade, que é ocupada por água.

**Figura 2: Gráfico de comparação entre a disponibilidade hídrica e os fatores de destino na UHE do Leste, Bahia.**



**Figura 3: Taxas de remoção de fósforo total via advecção, retenção e uso da água na UHE do Leste, Bahia.**



O período de maior permanência do fósforo está diretamente relacionado a uma menor disponibilidade hídrica na UHE, como mostrado na Figura 2. Isto acontece porque, para UHE do Leste, a remoção de fósforo acontece predominantemente via advecção (Figura 3), que por sua vez está diretamente associada ao fluxo de água na unidade hidrográfica. Ainda na Figura 3, nota-se que a partir do momento em que a disponibilidade hídrica na UHE diminui, os processos de remoção de fósforo via retenção aumentam.

Com relação à diferenciação espacial, a UHE do Leste obteve um valor médio de fator destino 2,4 vezes maior do que o estimado por Helmes et al. (2012) para o Brasil. Oliveira e Ugaya (2017) também encontraram valores maiores, para a bacia do Paraíba do Sul, do que o estimado por Helmes et al. (2012). Dois fatores principais podem explicar essa diferenciação, o primeiro é que as bases de dados nacionais tiveram um papel essencial na caracterização real dos fluxos hidrológicos na UHE e o segundo é que a inclusão da modelagem do setor doméstico trouxe uma carga extra do fósforo proveniente do esgoto doméstico não tratado.

#### 4. Conclusão

Foi observado que o potencial de eutrofização de ambientes de água doce calculado com base em modelos globais podem não representar a realidade regional no Brasil. Os resultados

podem variar consideravelmente no tempo e no espaço, obtendo valores distintos ao longo do ano e dependendo da sua localização geográfica, o que ressalta a importância da regionalização dos mesmos. Com relação à diferenciação temporal, o estudo de caso também indica que, para a UHE do Leste, não se faz necessário a determinação de fatores de destino mensais, sendo suficiente a determinação de fatores de destino que caracterizem os períodos de menor (dez-mar) e maior vulnerabilidade (mai-out).

#### Agradecimentos

Agradecemos ao CNPq pelo financiamento desta pesquisa e à RAICV (Rede de Pesquisa de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida) pela coordenação dos projetos de AICV no Brasil.

#### Referências

- ALEXANDER, R. B.; SMITH, R. A.; SCHWARZ, G. E. Estimates of diffuse phosphorus sources in surface waters of the United States using a spatially referenced watershed model. *Water Science and Technology*, v. 49, n. 3, p. 1–10, 2004.
- ANDRADE, E. P.; DE ARAÚJO NUNES, A. B.; DE FREITAS ALVES, K.; UGAYA, C. M. L.; DA COSTA ALENCAR, M.; DE LIMA SANTOS, T.; DA SILVA BARROS, V.; PASTOR, A. V.; DE FIGUEIRÊDO, M. C. B. Water scarcity in Brazil: part 1—regionalization of the AWARE model characterization factors. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2019.
- BAHIA. Instituto de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Caracterização da CBH Leste. 2019. Disponível em: <<http://www.inema.ba.gov.br/gestao-2/comites-de-bacias/comites/cbh-leste/>>

- DAVIS, T. W.; BULLERJAHN, G. S.; TUTTLE, T.; MCKAY, R. M.; WATSON, S. B. Effects of Increasing Nitrogen and Phosphorus Concentrations on Phytoplankton Community Growth and Toxicity during Planktothrix Blooms in Sandusky Bay, Lake Erie. *Environmental Science and Technology*, v. 49, n. 12, p. 7197–7207, 2015.

- GLIBERT, P.; BURFORD, M. Globally Changing Nutrient Loads and Harmful Algal Blooms: Recent Advances, New Paradigms, and Continuing Challenges. *Oceanography*, v. 30, n. 1, p. 58–69, 2017.

- HELMES, R. J. K.; HUIJBREGTS, M. A. J.; HENDERSON, A. D.; JOLLIET, O. Spatially explicit fate factors of phosphorous emissions to freshwater at the global scale. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 17, n. 5, p. 646–654, 2012.

- FEKETE, B. M.; VORSOMATY, C. J. High-resolution fields of global runoff combining observed river discharge and simulated water balances. *Global biogeochemical cycles*, v. 16, n. 3, 2002.

- HUIJBREGTS, M. A. J.; STEINMANN, Z. J. N.; ELSHOUT, P. M. F.; STAM, G.; VERONES, F.; VIEIRA, M.; ZIJP, M.; HOLLANDER, A.; VAN ZELM, R. ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 22, n. 2, p. 138–147, 2017.

- MAYORGA, E.; SEITZINGER, S. P.; HARRISON, J. A.; DUMONT, E.; BEUSEN, A. H. W.; BOUWMAN, A. F.; FEKETE, B. M.; KROEZE, C.; VAN DRECHT, G. Global Nutrient Export from WaterSheds 2 (NEWS 2): Model development and implementation. *Environmental Modelling and Software*, v. 25, n. 7, p. 837–853, 2010.

- OLIVEIRA, J. M. de.; UGAYA, C. M. L. Regionalization of characterization factor in Brazil: freshwater eutrophication category. 2017. Dissertação. Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Curitiba, 2017.

- POTTING, J.; HAUSCHILD, M. Z. Spatial differentiation in life cycle impact assessment: A decade of method development to increase the environmental realism of LCIA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 11, n. SPEC. ISS. 1, p. 11–13, 2006.

- UDO DE HAES HA, FINNVEDEN G, GOEDKOOP MJ, HAUSCHILD M, H.; E, HOFSTETTER P, JOLLIET O, KLÖPFERW, KREWITTW, LINDEIJER E, M.-; WENK R, OLSEN SI,

PENNINGTON DW, POTTING J, S. B. Life cycle impact assessment: striving towards best practice. Pensacola: SETAC Press, 2002.

VERONES, F.; HELLWEG, S.; AZEVEDO, L. B.; CHAUDHARY, A.; COSME, N.; FANTKE, P.; GOEDKOOP, M.; HAUSCHILD, M. Z.; LAURENT, A.; MUTEL, C. F.; PFISTER, S.; PONSIOEN, T.; STEINMANN, Z. J. N.; VAN ZELM, R.; VIREIRA, M.; HUIJBREGTS, M. LC-Impact version 0.5. [s.l: s.n.].

VON SPERLING, M. Estudos e modelagem da qualidade da água de rios. Belo Horizonte: UFMG, 2007.

## ***Avaliação qualitativa dos aspectos e impactos ambientais como suporte para definição das categorias de impacto de uma ACV: aplicação na cadeia da casca de coco pós consumo***

Janiel Rodrigo Zaro <sup>1</sup>

Magali Rejane Rigon <sup>2</sup>

Ana Cristina Curia <sup>3</sup>

Genyr Kappler <sup>4</sup>

Regina Célia Espinosa Modolo <sup>5</sup>

Daiane Calheiro Evaldt <sup>6</sup>

Rafael Batista Zortea <sup>7</sup>

André Canal Marques <sup>8</sup>

Rodrigo Casas <sup>9</sup>

Carlos Alberto Mendes Moraes <sup>10</sup>

<sup>1</sup> Universidade do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS

<sup>2</sup> Instituto Federal Sul-Rio-Grandense

<sup>3</sup> Empório Argentino

janielrzaro@gmail.com

### **Resumo**

*Para a condução dos estudos de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) torna-se necessário verificar se as metodologias de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) e as categorias utilizadas são capazes de representar e avaliar os potenciais impactos ambientais no contexto de cada região. Por isso, o objetivo desse estudo é realizar uma avaliação qualitativa dos aspectos e impactos ambientais como ferramenta de suporte para definição em relação às categorias consideradas posteriormente em um estudo de ACV aplicado à cadeia de beneficiamento da casca de coco pós-consumo para a produção de fibras, a serem utilizadas para reforçar compósito polimérico. A avaliação qualitativa de Impactos Ambientais foi realizada por meio da metodologia de ponderação de atributos definida por Sánchez (2006), a qual consiste em arbitrar valores de pesos entre os critérios definidos combinando os mesmos em uma função matemática. A planilha de aspectos e*

*impactos ambientais foi elaborada considerando a perspectiva do ciclo de vida da cadeia de beneficiamento da casca de coco pós-consumo para obtenção de fibras e posteriormente sua aplicação como agente de reforço na produção de uma placa polimérica de resina biodegradável. Em seguida, a planilha passou pela análise de especialistas, profissionais, bem como dos pesquisadores envolvidos em cada fase do processo que pontuaram adequações abrangendo definições de escopo, os critérios de análise, neste caso, abrangência, severidade, frequência e emergência, entre outras considerações. Então, realizou-se a avaliação para identificação dos principais aspectos e impactos potenciais desta cadeia. Os principais aspectos identificados foram o consumo de energia, a geração de material orgânico e efluentes e dentre os principais impactos ambientais identificados destacam-se o potencial de aquecimento global, acidificação, eutrofização, depleção da camada de ozônio, e a contaminação dos solos e das águas. Por fim, sabe-se que a transformação e o estabelecimento de uma nova cadeia pós-consumo do coco in natura vai ao encontro de maneira direta com vários dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) e suas metas, por isso, é fundamental considerar o ciclo de vida nas tomadas de decisão para que toda a cadeia de valor seja fortalecida mediante as oportunidades decorrentes da adesão aos objetivos.*

**Palavras-chaves:** AICV, categorias de impactos ambientais, casca de coco, pós-consumo, compósito polimérico.

### **Introdução**

A quantidade de coco produzido no Brasil de acordo com a organização das Nações Unidas para a Agricultura e Alimentação (FAOSTAT)

foi o equivalente a 2,3 milhões de toneladas do fruto em 2017.

Resultante dos processos industriais para a remoção da água e da polpa do fruto, ou ainda do consumo da água de coco in natura, a casca de coco verde (CCV) equivale a não menos que 80% da massa bruta do fruto (Rosa et al., 2001).

Atualmente, a CCV é coletada e tratada junto à coleta de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) e, na melhor perspectiva, são descartadas em aterros sanitários, comprometendo a vida útil dos aterros devido ao volume da casca e ao seu tempo de decomposição, que remete a aproximadamente 8 anos. As cascas quando descartadas em locais irregulares, uma realidade das regiões praianas brasileiras, podem causar importantes impactos negativos ao meio ambiente, como a contaminação do solo e da água, contribuem para a proliferação de vetores, geram emissões atmosféricas como o gás metano e causam odores desagradáveis.

Uma das alternativas ao montante de CCV descartados irregularmente em regiões litorâneas é seu beneficiamento para obtenção das fibras. Foi neste contexto que Curia et. al (2017) e Curia et al. (2018) avaliaram a política de logística reversa no âmbito do reaproveitamento do coco no litoral Gaúcho e Catarinense respectivamente. Os autores estudaram a percepção dos atores envolvidos no beneficiamento do coco identificando que tal beneficiamento se mostra alternativa viável

junto à uma perspectiva de desenvolvimento sustentável.

A partir disso, e alinhados aos parâmetros do desenvolvimento sustentável foi implementado o projeto de beneficiamento da CCV junto a Universidade do Vale do Rio do Sinos – UNISINOS, financiado pelo Sebrae e pela empresa Empório Argentino, onde o projeto buscou encontrar alternativas de beneficiamento para a CCV.

Dentre os diversos resultados deste projeto pode-se citar o desenvolvimento de uma metodologia de beneficiamento da CCV para obtenção de fibras e posteriormente sua aplicação como agente de reforço na produção de uma placa polimérica de resina biodegradável.

Sabe-se que é fundamental considerar o ciclo de vida da cadeia de beneficiamento da casca de coco pós-consumo para que toda a cadeia de valor seja fortalecida. Dessa forma, o objetivo desse estudo é realizar uma avaliação qualitativa dos aspectos e impactos ambientais como ferramenta de suporte para definição das categorias de impacto a serem consideradas posteriormente em um estudo de ACV.

## Metodologia

### Apresentação do estudo de caso

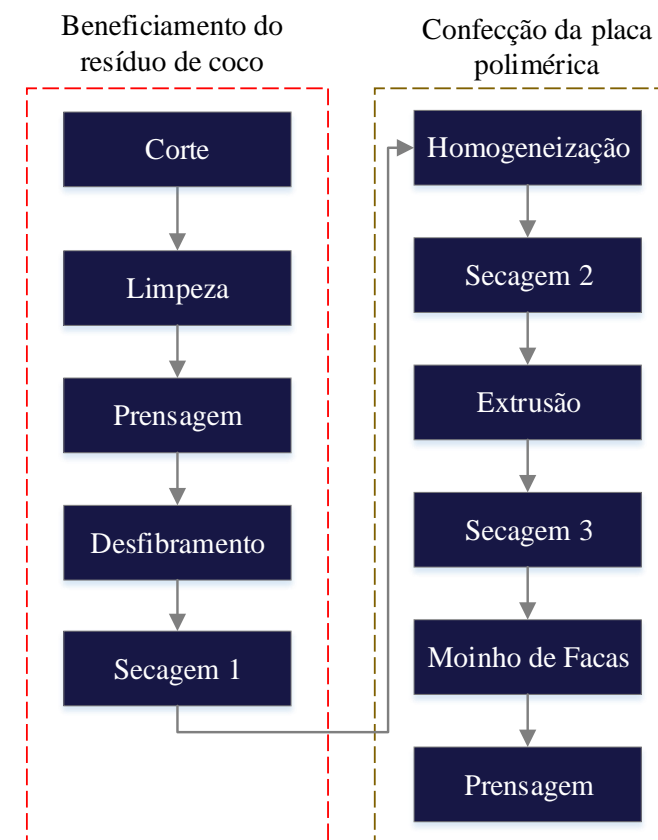
O estudo de caso elaborou e utilizou o método de desfibramento mecânico para separação das

fibras, se baseando no trabalho de Mattos et al. (2011).

As fibras de coco resultantes do beneficiamento serviram como matéria prima, na condição de material de reforço de um compósito polimérico baseado no biopolímero Poli(ácido láctico) (PLA). As etapas do beneficiamento da CCV para obtenção das fibras, bem como da produção do compósito polimérico e da confecção da placa foram divididas em dois sistemas apresentados na figura 1.

Este processo de beneficiamento assim como a confecção da placa do compósito de matriz polimérica reforçada com fibra de coco, brevemente descrito a seguir na figura 1 passou pela análise de especialistas, profissionais, bem como dos pesquisadores envolvidos em cada fase para avaliação e identificação dos principais aspectos e impactos potenciais desta cadeia

**Figura 1: Etapas analisadas no estudo de caso.**



As etapas analisadas no estudo de caso foram subdivididas em dois sistemas isolados. O primeiro refere-se ao beneficiamento da CCV com vistas à obtenção da fibra de coco, já o segundo engloba a produção do compósito e confecção da placa polimérica.

A etapa de beneficiamento se inicia pela etapa de corte da CCV em 4 ou 5 partes, na direção paralela à disposição das fibras. A seguir são removidos os elementos orgânicos presentes nas partes já cortadas de CCV na etapa de limpeza. O beneficiamento segue então para a etapa da prensagem da CCV junto a uma prensa manual

hidráulica, sob pressão de aproximadamente 10 ton. A CCV prensada é então desfibrada no desfibrador desenvolvido junto ao projeto. O desfibrador consiste na revolução em alta velocidade de barras de metal que trituram a CCV, separando a fibra do pó por meio de uma peneira acoplada. Uma vez separada a fibra a mesma é seca pelo período de 12h em uma estufa de secagem.

**Figura 2: Aspecto da fibra de coco obtida a partir do beneficiamento da CCV**



A etapa de confecção da placa polimérica se inicia a partir da produção do compósito polimérico de PLA reforçado com fibra de coco. A primeira etapa consiste na mistura dos dois materiais em um aglutinador. O material homogeneizado é então secado por 12h no intuito de reduzir a umidade e aperfeiçoar a adesão entre matriz e material estruturante. Segue-se a fase de extrusão, onde o material passa por uma extrusora monorosca. Posteriormente o compósito passa ainda por secagem e moagem no moinho de facas.

A etapa de confecção da placa requer a disposição do compósito em uma matriz metálica, para que após fundido o material tome o formato da matriz. Os parâmetros utilizados para a prensagem da placa foram: Aquecimento até 210°, prensagem de 50 ton, resfriamento até 60° sob pressão constante de 50 ton.

O consumo de energia foi considerado como sendo preponderantemente elétrica e de matriz hídrica. As emissões referem-se aos gases provenientes das elevadas temperaturas presentes nas etapas de secagem, extrusão e prensagem. O uso consuntivo da água reflete a necessidade de resfriar o material fundido e prensado na etapa de moldagem da placa. A geração de ruído contempla os ruídos presentes nas etapas de corte por serra-fita, e desfibramento considerando a utilização do desfibrador. A geração de efluentes refere-se ao LCCV originado nas etapas de corte e prensagem da CCV principalmente. Após análises das características químico-físicas deste material foi possível verificar que possui PH ácido e alto teor de DBO e DQO. O odor é oriundo dos materiais orgânicos em decomposição presentes no interior da CCV. Os resíduos não orgânicos referem-se ao compósito polimérico presente no interior dos equipamentos de moagem e extrusão.

A tabela 1 apresenta os resíduos oriundos em cada etapa de processo do estudo de caso, que posteriormente, e de acordo com diversos estudos, podem ser estudados como coprodutos.

**Tabela 1: Resíduos oriundos dos processos.**

<i>Processo</i>	<i>Resíduos</i>
Corte	Casquilhos da casca de coco; LCCV
Limpeza	Materiais orgânicos
Prensagem	LCCV e pequenos casquilhos provenientes da casca
Desfibramento	Pó
Secagem 1	Vapor d'água
Homogeneização	Material particulado
Extrusão	Fibra e PLA presentes junto ao interior da máquina
Secagem 2	Vapor d'água
Moinho de facas	Fibra e PLA presentes junto à máquina
Prensagem	Compósito que vazou da matriz

\*LCCV: Líquido da Casca de Coco Verde.

### **Avaliação dos aspectos e impactos ambientais**

A partir da ISO 14001 é possível definir conceitualmente os aspectos e impactos ambientais. O primeiro é caracterizado como elemento das atividades ou produto capaz e responsável por interagir com o meio ambiente, sendo que de tal interferência, seriam provenientes impactos ambientais, ou seja, manifestações resultantes no meio ambiente.

Os aspectos ambientais são as matérias primas e insumos na entrada e os resíduos sólidos efluentes e emissões atmosféricas gerados nas saídas dos processos de beneficiamento e produção das placas. Os impactos foram considerados como sendo aqueles potenciais a afetarem o meio ambiente tanto na entrada como na saída dos processos. A avaliação

qualitativa de Impactos Ambientais, foi realizada por meio da metodologia de ponderação de atributos definida por Sánchez (2006), que consiste em arbitrar valores de pesos entre os critérios definidos combinando os mesmos em uma função matemática. Neste estudo optou-se por somar os valores dos pesos atribuídos a cada critério para obter a significância total, que então foi normalizada a partir de um fator de conversão para compreender o resultado em uma faixa de 0 a 100.

As Tabelas 2 e 3 englobam respectivamente os aspectos e impactos ambientais considerados e avaliados neste estudo de caso. Avaliou-se qualitativamente a presença dos aspectos e ambientais nos processos descritos na figura 1, a partir de uma planilha de aspectos e impactos ambientais desenvolvida.

**Tabela 2: Aspectos ambientais analisados**

<i>Aspectos</i>	<i>Índice</i>
Consumo de Energia	1
Emissão de CFC's; HCFC's e outros	2
Uso da Terra	3
Uso consuntivo da água	4
Consumo de RENR*	5
Geração de ruído	6
Geração de Efluentes	7
Geração de Odor	8
Geração de material orgânico	9
Geração de material particulado	10
Geração de resíduos	11

\*Recursos energéticos não renováveis

**Tabela 3: Impactos ambientais analisados**

<i>Impactos</i>	<i>Índice</i>
Potencial de aquecimento global	a
Acidificação	b
Eutrofização	c
Depleção da camada de ozônio	d
Mudança de uso e ocupação do solo	e
Alteração da qualidade do solo	f
Escassez hídrica	g
Poluição sonora	h
Alteração da qualidade das águas	i
Alteração da qualidade do ar	j

Os atributos definidos para a avaliação da significância dos impactos ambientais foram estabelecidos a partir da revisão bibliográfica dos trabalhos de Rigon (2015), Grabasck (2016), Rigon (2013), Silva (2016), Stalter (2017) e Anschau (2017) e estão descritos na tabela 4, 5, 6 e 7.

**Tabela 4: Atributo de abrangência**

<i>Atributo - Abrangência</i>	<i>Pontuação</i>
Impacto localizado no entorno do local da execução dos processos.	1
Impacto que ultrapassa o local de execução de processos, mas não excede a fronteira da empresa.	2
Impacto regional quando localizado entre a fronteira da empresa e uma distância de 100km.	3
Impacto global quando ultrapassa a faixa pré-estabelecida no item anterior	4

**Tabela 5: Atributo de severidade**

<i>Atributo - Severidade</i>	<i>Pontuação</i>
Não causa danos	0
Danos leves com parâmetros acima de	2

limites impostos em legislação ou norma, cessando o impacto quando da interrupção do aspecto via adequação operacional

Danos severos com parâmetros acima de limites impostos em legislação ou norma cessam o impacto quando da interrupção do aspecto via adequação operacional, NÃO implicam na solução imediata dos danos, faz-se necessário ferramentas de controle extra-firma.

4

**Tabela 6: Atributo de frequência**

<i>Atributo - Frequência</i>	<i>Pontuação</i>
Periodicidade de ocorrência semestral ou maior	1
Periodicidade de ocorrência mensal	2
Periodicidade de ocorrência semanal	3
Periodicidade de ocorrência diária	4

**Tabela 7: Atributo de emergência**

<i>Atributo - Emergência</i>	<i>Pontuação</i>
Normal	1
Anormal	2
Risco	3

A tabela 8 apresenta as faixas de significância adotadas para a classificação dos impactos ambientais mais relevantes no trabalho.

**Tabela 8: Escalas de significância**

<i>Significância</i>	<i>Percentual %</i>
Pequena	< 41
Média	> 41 e < 67
Grande	> 67

## Resultados

Apresenta-se na Tabela 9 os aspectos ambientais - apresentados na Tabela 2 - e relacionados a cada etapa de processo analisadas e elencadas na Figura 1.

**Tabela 9: Aspectos ambientais por processo**

<i>Processo</i>	<i>Aspecto</i>
Corte	1, 6, 7, 8, 9
Limpeza	9
Prensagem	14
Desfibramento	7, 9
Secagem 1	1
Homogeneização	1, 6, 10
Secagem 2	1
Extrusão	1, 11
Secagem 3	1
Moinho de facas	1, 6, 11
Prensagem	1, 2, 4, 11

Os dados da Tabela 9 permitem verificar que o aspecto preponderante em 7 dos 10 processos analisados é o consumo de energia elétrica, o que se reflete na análise dos principais impactos num segundo momento. Vale salientar ainda que a etapa de prensagem da CCV foi realizada em um dispositivo manual, e, portanto, não contribuiu para a soma, o que destoa de um futuro processo industrial.

A Tabela 10 traz os impactos ambientais atrelados a cada aspecto ambiental identificado no estudo de caso abordado.

**Tabela 10: Impactos ambientais por aspecto**

<i>Aspectos</i>	<i>Impactos</i>
Consumo de Energia	a, h
Emissão de CFC's; HCFC's e outros	b, d, j
Uso da Terra	-
Uso consuntivo da água	g
Consumo de RENR	-
Geração de Ruído	h
Geração de Efluentes	b, c, e, f, i
Geração de Odor	k
Geração de material orgânico	c, e, f, i
Geração de material particulado	k
Geração de resíduos	e, f, i

Dentre os impactos listados na tabela acima, a ênfase preliminar recai sobre o Potencial de aquecimento Global, Acidificação e Eutrofização.

Mesmo que considerado o caráter regional e local do estudo, a produção de energia é responsável por emissões de gases de efeito estufa, conforme salienta Freire (2015). Diante disso, a análise de significância certamente apontara para o sentido de maior significância para tal impacto.

A acidificação está intimamente relacionada à composição química dos resíduos oriundos nos processos, tais como LCCV e o pó. Dado seu pH inferior a 7, verifica-se o desequilíbrio da matéria conforme Mattos et al. (2011a).

A eutrofização adquire certo destaque pelo alto montante de material orgânico gerado durante os processos de beneficiamento da CCV em fibra.

**Tabela 11: Avaliação de significância dos impactos ambientais**

<i>Impacto</i>	<i>Abrangência</i>	<i>Severidade</i>	<i>Frequência</i>	<i>Emergência</i>	<i>Significância (%)</i>	
<b>a</b>	4	4	4	1	86,6	Grande
<b>b</b>	3	4	4	1	80,0	Grande
<b>c</b>	3	4	4	1	80,0	Grande
<b>d</b>	4	4	4	1	86,6	Grande
<b>e</b>	3	2	4	1	66,6	Média
<b>f</b>	3	2	4	1	66,6	Média
<b>g</b>	3	2	4	1	66,6	Média
<b>h</b>	1	0	4	1	40,0	Pequena
<b>i</b>	3	2	4	1	66,6	Média
<b>k</b>	3	2	4	1	66,6	Média

\*Fator de conversão: 15. Dados normalizados para faixa de 0 a 100%.

De acordo com a Tabela 11 é possível identificar que os impactos ambientais mais significativos deste estudo de caso são o potencial de aquecimento global, acidificação, eutrofização, e a depleção da camada de ozônio.

Considerando uma escala de significância média se destacam os impactos como a mudança de uso e ocupação do solo, alteração da qualidade do solo, escassez hídrica, alteração da qualidade das águas e do ar. Já considerando a significância baixa encontramos o impacto de geração de ruído.

No intuito de corroborar tais resultados, a Tabela 12 mostra o perfil de geração de resíduos por processo, obtidos a partir do



balanço de massa do estudo de caso, tema que será estabelecido na continuidade do presente trabalho, bem como o caráter energético.

**Tabela 12: Dados de perfil energético e de geração de resíduos do estudo de caso.**

<i>Processo</i>	<i>Perfil energético (% sobre o total de energia)</i>	<i>Resíduos Gerados (% sobre cada processo)</i>
Corte	Desprezível	0,5
Limpeza	-	7,7
Prensagem	-	27,9
Desfibramento	0,05	61,4
Secagem 1	2,92	1
Homogeneização	0,26	1
Secagem 2	26,9	
Extrusão	37,6	10
Secagem 3	17,6	1
Moinho de facas	0,7	10
Prensagem	13,8	1

## Conclusões

Neste estudo foi possível analisar e identificar os principais aspectos e impactos ambientais atrelados ao desenvolvimento de uma cadeia produtiva em escala laboratorial, que utiliza as fibras de coco e o PLA para a confecção de uma placa polimérica.

Foi identificado que nas etapas de beneficiamento os aspectos mais relevantes são o consumo de energia, geração de material orgânico e efluentes. Consequentemente, os impactos ambientais atrelados ao

beneficiamento, a partir da avaliação correspondem ao potencial de aquecimento global, acidificação, eutrofização e alteração da qualidade dos solos e das águas.

Já nas etapas de produção do compósito e confecção da placa destacam-se os aspectos relacionados ao consumo de energia, geração de resíduos, e o uso da água, o que implica nos impactos como a mudança de uso e ocupação do solo e escassez hídrica.

Verificou-se ainda que o manejo adequado dos materiais oriundos no estudo de caso, como por exemplo o LCCV e o pó de coco são necessários e contribuem para a redução dos danos ambientais atrelados ao estudo de caso.

A metodologia apresentada permite que se identifique rapidamente os principais aspectos e impactos ambientais atrelados à estudos de caso particulares de forma versátil e prática. Desta maneira, esta ferramenta possibilita sua utilização na ampla gama de processos industriais, auxiliando no direcionamento da definição de quais categorias de impacto mais contribuem para a carga ambiental, utilizando um embasamento metodológico. Adicione-se a isso também a oportunidade de empregar a metodologia para auxiliar tomadas de decisão em que os valores obtidos por *softwares* não possibilitem elevados graus de exatidão e precisão.

Vale destacar que com o lançamento da versão 2015 da norma ISO 14001 que traz a questão da perspectiva do ciclo de vida nos seus requisitos,

a metodologia apresentada neste trabalho aproxima ainda mais a metodologia de ACV contemplada nas normas ISO 14040 e 140044 do Sistema de Gestão Ambiental sistêmico buscado pela ISO. Desta maneira, este trabalho visa contribuir para discussões que objetivem uma aproximação maior das normas que compõem a série 14000, e que correspondem ao grupo de normas de um Sistema de Gestão Ambiental.

## Agradecimentos

Os autores agradecem a CAPES pelas bolsas de doutorado e mestrado, e ao CNPq pela bolsa de produtividade DT e PQ de autores.

## Referências bibliográficas

- ANSCHAU, Ramon. Avaliação ambiental-econômica do uso da energia no processo de produção de água mineral com aplicação dos conceitos de produção mais limpa. Dissertação (Mestrado). 2018. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica. Universidade do Vale do Rio dos Sinos.
- CASTILHOS, Lisiane F. F. de. Aproveitamento da fibra de coco. [Paraná]: Dossiê Técnico. Serviço Brasileiro de Respostas Técnicas - BRT. ago. 2011. Disponível em: <<http://www.respostatecnica.org.br/dossie-tecnico/downloadsDT/NTY0MA>>. Acesso em 7 mar. 2020.
- CURIA, Ana C. et al. Estudo da gestão da logística reversa do resíduo do coco verde pós-consumo no litoral de santa catarina – SC. In: 9 FIRS – Fórum Internacional de Resíduos Sólidos. 2018.
- CURIA, A.C.; MORAES, C.A.M.; MODELO, R.C.E. Percepção da Responsabilidade Compartilhada do Varejista e do Consumidor Final do Resíduo do Coco Verde Pós-Consumo no Rio Grande do Sul – RGS. 8 FIRS – Fórum Internacional de Resíduos Sólidos. 2017.
- FAOSTAT – Fao's Corporate Database. Disponível em: <<http://www.fao.org/faostat/en/#data/QC>>. Acesso em: 7 mar. 2020.
- FREIRE, Ana Lúcia Feitoza. Avaliação do ciclo de vida de painéis obtidos a partir da casca de coco verde. Dissertação (Mestrado). 2015. Mestrado Acadêmico em Recursos Naturais. Universidade Estadual Do Ceará.

GRABASCK, Jaqueline Ramos. Aspectos e impactos ambientais decorrentes da extração de agregado natural e produção de agregado reciclado: estudo de caso no RS. Dissertação (Mestrado). 2016. Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil. Universidade do Vale do Rio dos Sinos.

LOMELÍ-RAMÍREZ, María G. et al. Comparative Study of the Characteristics of Green and Brown Coconut Fibers for the Development of Green Composites. *BioResources*, [s.l.] ,v. 13, n. 1, p. 1637-1660, 2018. ISSN: 1930-2126. Disponível em: <[http://ojs.cnr.ncsu.edu/index.php/BioRes/article/view/BioRes\\_13\\_1\\_1637\\_Lomeli\\_Ramirez\\_Comparative\\_Green\\_Brown\\_Coconut/5843](http://ojs.cnr.ncsu.edu/index.php/BioRes/article/view/BioRes_13_1_1637_Lomeli_Ramirez_Comparative_Green_Brown_Coconut/5843)>.

MATTOS, Adriano L. A. et al. Beneficiamento da casca de coco verde. Fortaleza: Embrapa Agroindústria Tropical, 2011a. Disponível em: <[http://www.ceinfo.cnpat.embrapa.br/arquivos/artigo\\_3830.pdf](http://www.ceinfo.cnpat.embrapa.br/arquivos/artigo_3830.pdf)>. Acesso em: 7 mar. 2020

RIGON, Magali Rejane. Avaliação ambiental do uso da casca de arroz como biomassa para fins energéticos e do coproduto cinza aplicado ao concreto. Dissertação (Mestrado). 2015. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade do Vale do Rio dos Sinos.

RIGON, Viviane Salet. Aspectos e Impactos ambientais durante a fase de execução de uma obra residencial. Dissertação (Mestrado). 2013. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade do Vale do Rio dos Sinos.

ROSA, Morsyleide de F. et al. Caracterização do pó da casca de coco verde usado como substrato agrícola. Fortaleza: Embrapa Agroindústria Tropical, n. 54, p. 1-6, maio/2001a. Disponível em: <[http://www.ceinfo.cnpat.embrapa.br/arquivos/artigo\\_2459.pdf](http://www.ceinfo.cnpat.embrapa.br/arquivos/artigo_2459.pdf)> Acesso em: 7 mar. 2020.

SANCHEZ, L. E. Avaliação de impacto ambiental: conceitos e métodos. 1. ed. Oficina de textos. 2006. ISBN: 9788586238598.

SILVA, Adriana Hoenisch. Avaliação ambiental do setor calçadista sob a ótica dos resíduos sólidos. Dissertação (Mestrado). 2016. Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil. Universidade do Vale do Rio dos Sinos.

SILVA, Alessandro C. da. Reaproveitamento da casca de coco verde. Revista Monografias Ambientais – REMOA, Santa Maria, v. 13, n. 5, p. 4077-4086, dez. 2014. DOI: 10.5902/2236130815186. e-ISSN: 2236-1308. Disponível em: <<https://periodicos.ufsm.br/remoa/article/viewFile/15186/pdf>>. Acesso em: 7 mar. 2020.

STALTER, Carline Fabiane. Avaliação ambiental e econômica do processo de embalagem de utilidades domésticas a partir da abordagem de produção mais limpa. Dissertação (Mestrado). 2017. Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil. Universidade do Vale do Rio dos Sinos.

## Regionalização fatores de caracterização do índice de estresse hídrico (WSI) para o nordeste brasileiro.

Mateus de Alencar Costa<sup>1</sup>; Francisco Casimiro Filho<sup>1</sup>

Edilene Pereira Andrade<sup>2</sup>

Maria Clea de Brito Figueiredo<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Universidade Federal do Ceará (UFC) – Programa de Pós Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA);

<sup>2</sup>Universitat Rovira i Virgili (URV), Tarragona, Espanha;

<sup>3</sup>EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária), Fortaleza, Brasil.

malencarcosta@gmail.com

### Resumo

Os métodos publicados e mais utilizados de avaliação de escassez hídrica não são capazes de demonstrar a aridez reconhecida historicamente na região Nordeste do Brasil. Dessa forma, com o intuito de dar precisão a esses dados, regionalizou-se o método Pfister e Bayer (2014) utilizando dados hidrológicos nacionais e recortes geográficos das Unidades Hidrográficas Estaduais (UHEs). Para regionalizá-los, utilizou-se dados hidrológicos nacionais de retirada, disponibilidade e recorte espacial da Agência Nacional de Águas (ANA). Para a realização do cálculo dos fatores de caracterização foram utilizados dados de precipitação de 1961 até 2017, retirados de Harris et al. (2014). A regionalização gerou fatores mensais e anuais para 144 UHEs. As classes utilizadas para classificação qualitativa do WSI foram:  $WSI < 0,09$  (Baixo);  $0,09 \leq WSI < 0,5$  (Médio);  $0,5 \leq WSI < 0,91$  (Alto);  $0,91 \leq WSI < 1$  (Muito Alto). Após a regionalização, realizou-se uma identificação da porcentagem de UHEs por categoria e análise descritiva dos fatores anuais e dos mensais dessas UHEs para avaliar o comportamento das amostras antes e depois da regionalização. Observou-se que houve um aumento no WSI anual de 116 UHEs. Esse aumento foi maior em 54 UHEs que passaram da categoria de “Estresse Hídrico Baixo” para a de “Estresse Hídrico Muito Alto”, destacando-se a UHE de Riacho Doce

(Bahia) que teve o maior aumento, de 7220%. Houve diminuição de WSI anual em 28 UHEs após a regionalização, destacando por exemplo: Piranhas e Ceará Mirim. Após análise descritiva dos fatores anuais, observou-se que a mediana subiu de 0,018 para 0,942 e houve aumento na média, sinalizando que houve aumento nos valores da amostra. desvio padrão teve número menor no método original, visto que as áreas utilizadas pelo método são maiores. Além disso, a porcentagem de UHEs no “Baixo Estresse Hídrico” caiu de 83% para 26% e “Estresse Hídrico Muito Alto” subiu de 6% para 53%. Nos mensais, o desvio padrão, média e mediana do original foram menores. Foram encontradas diferenças significativas que justificam a regionalização do WSI utilizando dados nacionais. O uso de tais limites para bacias facilitará os estudos que envolvam avaliações ambientais utilizando a ACV.

**Palavras-chaves:** Escassez Hídrica, Nordeste, Unidade Hidrográfica Estadual, WSI, Agência Nacional de Águas.

### Introdução

A falta de água, a sua má distribuição e as tentativas de como contornar essa situação são assuntos constantemente debatidos pela comunidade internacional. Vários países da África e do Oriente Médio, por exemplo, enfrentam grandes problemas em áreas muito importantes como abastecimento humano, dessedentação animal, agricultura, indústria e outros.

O relatório de 2019 apresentado pelo Departamento dos Assuntos Econômicos e Sociais das Nações Unidas traz dados alarmantes em relação a situação dos recursos hídricos. Em

média, cerca de 70% da água consumida no mundo é destinada somente à agricultura, restando apenas 30% para todas as outras atividades e necessidades como: abastecimento humano, dessedentação animal, indústria em geral, pecuária e outros. Contudo, o fator mais preocupante, segundo o relatório, é o crescente aumento do consumo per capita de recursos ambientais e, conseqüentemente, de água pelos seres humanos.

Com o intuito de estudar e avaliar os impactos causados pela escassez hídrica, foram desenvolvidos diferentes métodos de Avaliação de Impactos de Ciclo de Vida (AICV), os quais podemos destacar: Frischknecht *et al.* (2006), Bösch *et al.* (2007), Pfister *et al.* (2009), Milà i Canals *et al.* (2009), Boulay *et al.* (2011), Kounina *et al.* (2013), Pfister e Bayer (2014), Bayart *et al.* (2014) e Boulay *et al.* (2017) com o modelo AWARE (Available Water Remaining).

Cada método utiliza critérios diferentes para calcular seus fatores de caracterização (FCs). Pfister e Bayer (2014), por exemplo, utiliza o WSI (Water Stress Index). Tais valores de WSI expressam a fração de água consumida da qual os outros usuários são potencialmente privados.

Infelizmente, assim como em outras partes do globo, a região nordeste do Brasil também é constantemente afetada por graves secas, sendo que a mais recente, e a mais severa delas, ocorreu de 2012 a 2017 (Inmet, 2018).

Entretanto, os métodos não são capazes de demonstrar essa aridez que é reconhecida

historicamente em praticamente toda a região Nordeste do Brasil. A maioria desses métodos indicam que praticamente não há escassez hídrica no Nordeste pelo fato de não estimarem corretamente os valores para disponibilidade e demanda de irrigação nessas regiões. Dessa forma, consideram apenas que a água existente em todo o país é suficiente para a sua população. Porém, eles não consideram o fator espaço, que é muito importante, visto a grande extensão territorial do Brasil.

Segundo Castro *et al.* (2018), os métodos AWARE (Boulay et al, 2017) e WSI (Pfister *et al.*, 2009) são métodos mais adequados para uso em estudos no Brasil sendo, porém, indicado a regionalização.

Dessa forma, com o intuito de tonar os FCs do método WSI mais condizentes com a realidade do semiárido brasileiro, esse trabalho regionalizou os FCs método Pfister e Bayer (2014) utilizando dados hidrológicos nacionais e recortes geográficos das Unidades Hidrográficas Estaduais (UHEs). Esse trabalho busca servir de complemento ao trabalho de Andrade *et al.* (2019), que realizou a regionalização do método AWARE para a região do semiárido brasileiro

### Metodologia

Para realizar o processo de regionalização utilizou-se dados hidrológicos nacionais de retirada, disponibilidade e recorte espacial das UHEs da Agência Nacional de Águas (ANA). Tal escolha se explica pelo fato de o método

original utilizar recortes espaciais propostos pelo WaterGAP que, por serem muito grandes, acabam por esconder as peculiaridades de cada região. Exemplificando: seguindo a divisão da ANA, a região hidrográfica do São Francisco é dividida em 45 UHEs. Já pelo WaterGAP, utilizado no método original, ela é apenas um grande bloco. Dessa forma, todas essas 45 UHEs tiveram os mesmos valores no método original.

O método de Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida (AICV) escolhido foi o Pfister e Bayer (2014). Esse método (equações 1 a 5) utiliza o índice de estresse hídrico (WSI) para quantificar a fração de água consumida da qual outros usuários são potencialmente privados. Os fatores de caracterização no modelo variam entre 0.01 a 1.00, representando mínima e máxima escassez hídrica, respectivamente.

$$(1) WSI_{\text{anual}} = \frac{1}{1 + e^{-6,4 \times WTA^* \cdot \left(\frac{1}{0,01} - 1\right)}}$$

$$(2) WSI_{\text{mensal}} = \frac{1}{1 + e^{-9,8 \times WTA^*_{\text{mensal}} \cdot \left(\frac{1}{0,01} - 1\right)}}$$

$$(3) WTA = \frac{\sum WU}{WA}$$

$$(4) WTA^* = VF \times WTA$$

$$(5) VF = e^{\sqrt{\ln(S^*_{\text{mês}})^2 + \ln(S^*_{\text{ano}})^2}}$$

Onde:

- WTA = Retiradas da disponibilidade hidrológica (anual ou mensal);
- WU = Retiradas de diferentes usuários;

- WA = Disponibilidade anual de água doce;
- VF = Fator de variação;
- WTA\* = Retiradas da disponibilidade hidrológica modificado
- S\*mês = Desvio padrão mensal da precipitação;
- S\*ano = Desvio padrão anual da precipitação.

Segundo as equações propostas por Pfister e Bayer (2014), é necessário a obtenção de dados de precipitação para o cálculo dos desvios padrões mensal e anual da precipitação. Logo, para atender esse critério, foram utilizados dados de precipitação de janeiro de 1961 até dezembro de 2017, retirados de Harris et al. (2014).

No total, foram regionalizadas 144 UHEs e, para a realização de uma análise qualitativa, os valores de WSI foram classificados em quatro categorias de estresse hídrico: WSI < 0,09 (Baixo); 0,09 ≤ WSI < 0,5 (Médio); 0,5 ≤ WSI < 0,91 (Alto); 0,91 ≤ WSI < 1 (Muito Alto).

Posteriormente, para avaliar o comportamento das amostras antes e depois da regionalização, realizou-se uma análise descritiva dos fatores anuais e dos mensais de todas as UHEs onde calculou-se: média, desvio padrão, mediana, número mínimo e máximo.

## Resultados e discussão

Após o processo de regionalização obtivemos os seguintes resultados (tabela 1). Os fatores anuais foram analisados separadamente dos mensais.

**Tabela 1: Contagem de UHEs por categoria de escassez hídrica (WSI anual).**

WSI Original		
Contagem	Porcentagem	
<b>Total</b>	81	100,00
<b>Baixo</b>	67	82,72
<b>Médio</b>	4	4,94
<b>Alto</b>	5	6,17
<b>Muito Alto</b>	5	6,17
WSI Regionalizado		
Contagem	Porcentagem	
<b>Total</b>	144	100,00
<b>Baixo</b>	38	26,39
<b>Médio</b>	14	9,72
<b>Alto</b>	16	11,11
<b>Muito Alto</b>	76	52,78

Na elaboração da tabela 1, foi feita comparação utilizando os recortes do WaterGAP para o método original e o recorte da ANA para o método regionalizado. Para verificar as mudanças promovidas pelo processo de regionalização, a análise foi feita utilizando porcentagem.

Analisando a tabela 1, podemos perceber que as categorias que mais sofreram modificações

foram as de estresse hídrico baixo e estresse hídrico muito alto. No método original, a categoria de menor estresse possuía 82,7% das UHEs, passando para apenas 26,3% na contabilização do método regionalizado. Já a categoria de maior estresse englobava 6,1% das UHEs no método original e, quando a regionalização foi realizada, essa porcentagem passou para 52,7%.

Posteriormente, para fazer uma avaliação mais completa, foi feita uma adequação das bacias originais para a delimitação da ANA para permitir uma comparação direta. Calculou-se qual seria o valor do fator de caracterização para as 144 UHEs utilizando os dados do método original.

Realizando essa avaliação, tivemos que: 116 UHEs tiveram elevação de WSI anual após a regionalização. Esse aumento foi maior em 54 UHEs que passaram da categoria “Estresse hídrico baixo” para a de “Estresse hídrico muito alto”, destacando-se a UHE de Riacho Doce (Bahia) que obteve o maior aumento percentual (7220%, passando de 0,013 para 0,953).

Apesar da situação severa demonstrada pelo método regionalizado, houve uma diminuição de WSI em 28 UHEs após a regionalização. Entretanto, dessas 28, apenas 4 UHEs sofreram mudança de categorias: Jacu PB e Piranhas (Paraíba), Ceará Mirim (Rio Grande do Norte) e São Francisco SE (Sergipe). Dessa forma, podemos considerar que as outras 24 UHEs não obtiveram mudanças significativas, visto que o

intervalo de cada categoria é pensado justamente para englobar características semelhantes.

Em relação a análise descritiva dos fatores anuais, temos os seguintes resultados (tabela 2):

**Tabela 2 – Análise descritiva anual.**

WSI Original	
<b>Desvio Padrão</b>	0,284
<b>Média</b>	0,136
<b>Mínimo</b>	0,010
<b>Máximo</b>	1,000
<b>Mediana</b>	0,018
WSI Regionalizado	
<b>Desvio Padrão</b>	0,434
<b>Média</b>	0,628
<b>Mínimo</b>	0,010
<b>Máximo</b>	1,000
<b>Mediana</b>	0,942

Observou-se na análise que a média, o desvio padrão e a mediana foram os que mais sofreram mudanças. No método original, a média era de 0,136 passando para 0,628 após a regionalização, além da mediana ter aumentado de 0,018 para 0,942. O desvio padrão subiu de 0,284 para 0,434 e, por definição, ele é uma medida que expressa o grau de dispersão de um conjunto de dados, ou seja, quanto maior o desvio padrão, maior será a dispersão de tal conjunto. Dessa forma, como o método original possuía diversos valores repetidos, seu desvio padrão foi menor que o do método original, que possui valores mais

diversificados. Na figura 1 é possível ver o antes e o depois do processo de regionalização dos fatores WSI anuais da região nordeste e na figura 2 é possível ver o resultado da adequação das bacias originais para a delimitação da ANA.

**Tabela 3: Contagem de UHEs por categoria de escassez hídrica (WSI mensal)**

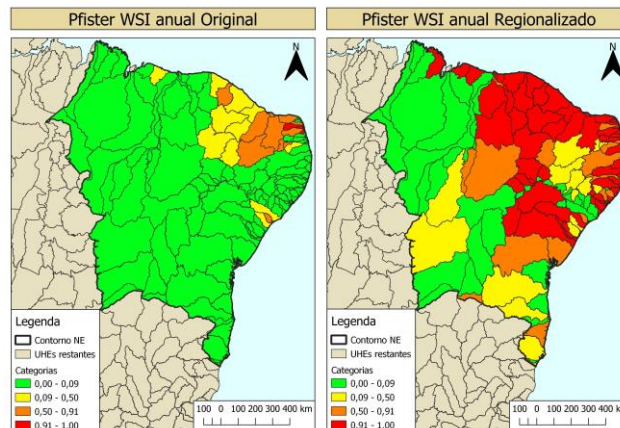
Original WSI		
Contagem	Porcentagem	
<b>Total</b>	816	100,00
<b>Baixo</b>	712	87,25
<b>Médio</b>	53	6,50
<b>Alto</b>	18	2,21
<b>Muito Alto</b>	33	4,04
Regionalized WSI		
Contagem	Porcentagem	
<b>Total</b>	1728	100,00
<b>Baixo</b>	552	31,94
<b>Médio</b>	183	10,59
<b>Alto</b>	123	7,12
<b>Muito Alto</b>	858	49,65

Em relação aos fatores mensais (tabela 3), observou-se que, assim como nos fatores anuais, as categorias que mais sofreram modificações foram as de estresse hídrico baixo e de estresse hídrico muito alto (Foram contabilizados os 12 meses de todas as 144 UHEs).

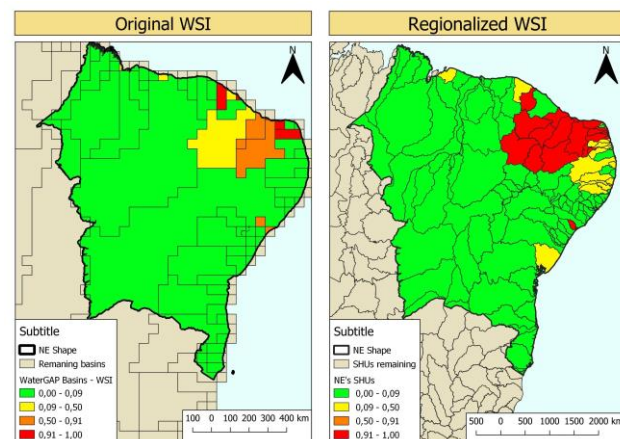
No método original, cerca de 87% dos meses estava na categoria mais baixa de estresse hídrico

e, no regionalizado, apenas 32%. Na categoria mais alta de estresse, o método original possuía apenas cerca de 4% dos meses, contudo, no regionalizado, esse valor subiu para quase 50%.

**Figura 1: Comparação Original x Regionalizado.**



**Figura 2: Original Adaptado x Regionalizado.**



**Tabela 4 – Análise descritiva mensal**

WSI original mensal	
<b>Desvio Padrão</b>	0,219
<b>Média</b>	0,085
<b>Mínimo</b>	0,010
<b>Máximo</b>	1,000
<b>Mediana</b>	0,013
WSI regionalizado mensal	
<b>Desvio Padrão</b>	0,450
<b>Média</b>	0,585
<b>Mínimo</b>	0,010
<b>Máximo</b>	1,000
<b>Mediana</b>	0,910

Na análise descritiva mensal observou-se que após o processo de regionalização houve acréscimo do valor da média (de 0,085 para 0,585), mostrando que a amostra agora possui valores mais elevados do que anteriormente. O valor da mediana cresceu de forma substancial, saindo do valor mínimo 0,01 para quase o valor máximo, 0,910. Por definição, a mediana trata-se de uma medida de tendência central que mostra o valor do meio em uma amostra (em ordem crescente de informações). Logo, a tendência da amostra regionalizada aponta para o valor máximo (1).

Na figura 3 podemos visualizar claramente o comportamento mensal do WSI regionalizado da região nordeste. O período mais crítico de

escassez hídrica é de junho até dezembro, onde a maior parte da região está em vermelho.

Observou-se, também, que os estados do Ceará, Rio Grande do Norte e Paraíba são os que mais sofrem com a escassez hídrica, chegando a ficar cerca de 6 meses na categoria Estresse Hídrico muito alto. Por outro lado, os estados que menos sofrem com tal problemática são os do Maranhão e parte da Bahia, que passam quase o ano todo na categoria de Estresse Hídrico muito baixo

O estado com a situação mais crítica, de acordo com a análise é o Rio Grande do Norte, onde 15 das 23 UHEs do estado se encontram na categoria de estresse muito alto em todos os meses do ano.

### Conclusões

O processo de regionalização foi mais severo, principalmente, nos estados do Rio Grande do Norte e do Ceará, onde passam pelo menos 6 meses na categoria mais alta de escassez hídrica.

Dessa forma, a regionalização dos Fatores trouxe, de fato, mudanças para avaliação de escassez hídrica no Nordeste brasileiro com resultados mais condizentes com a realidade do local de estudo, mudando completamente a interpretação da situação hídrica na região.

Tais mudanças foram significativas e, dessa forma, justificaram a regionalização dos WSI utilizando dados nacionais da ANA. Além disso, o uso de limites para as bacias já utilizados em pesquisas realizadas no Brasil, facilitará os

estudos que envolvam avaliações ambientais utilizando a ACV.

Com isso, espera-se que os resultados auxiliem em tomadas de decisões tornando-as mais adequadas em relação à gestão de recursos hídricos na região de estudo.

Posteriormente, um estudo de sensibilidade deverá ser realizado para avaliar como a adequação dos limites originais das bacias do WSI podem afetar os resultados e, logo, o processo de pesquisa e tomada de decisão.

### Agradecimentos

Gostaria de agradecer à EMBRAPA pelo suporte e pela experiência, principalmente na pessoa da pesquisadora Maria Clea de Brito Figueiredo. Gostaria de agradecer, também, a FUNCAP, pelo apoio e incentivo à pesquisa.

### Referências bibliográficas

Andrade, E.P., Nunes A.B.N., Alves K.F. et al. Water scarcity in Brazil: part 1—regionalization of the AWARE model characterization factors **International Journal of Life Cycle Assessment**, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01643-5>

BOULAY, A. M. et al. The WULCA consensus characterization model for water scarcity footprints: Assessing impacts of water consumption based on available water remaining (AWARE). **The International Journal of Life Cycle Assessment**, p. 1-11, 2017.

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

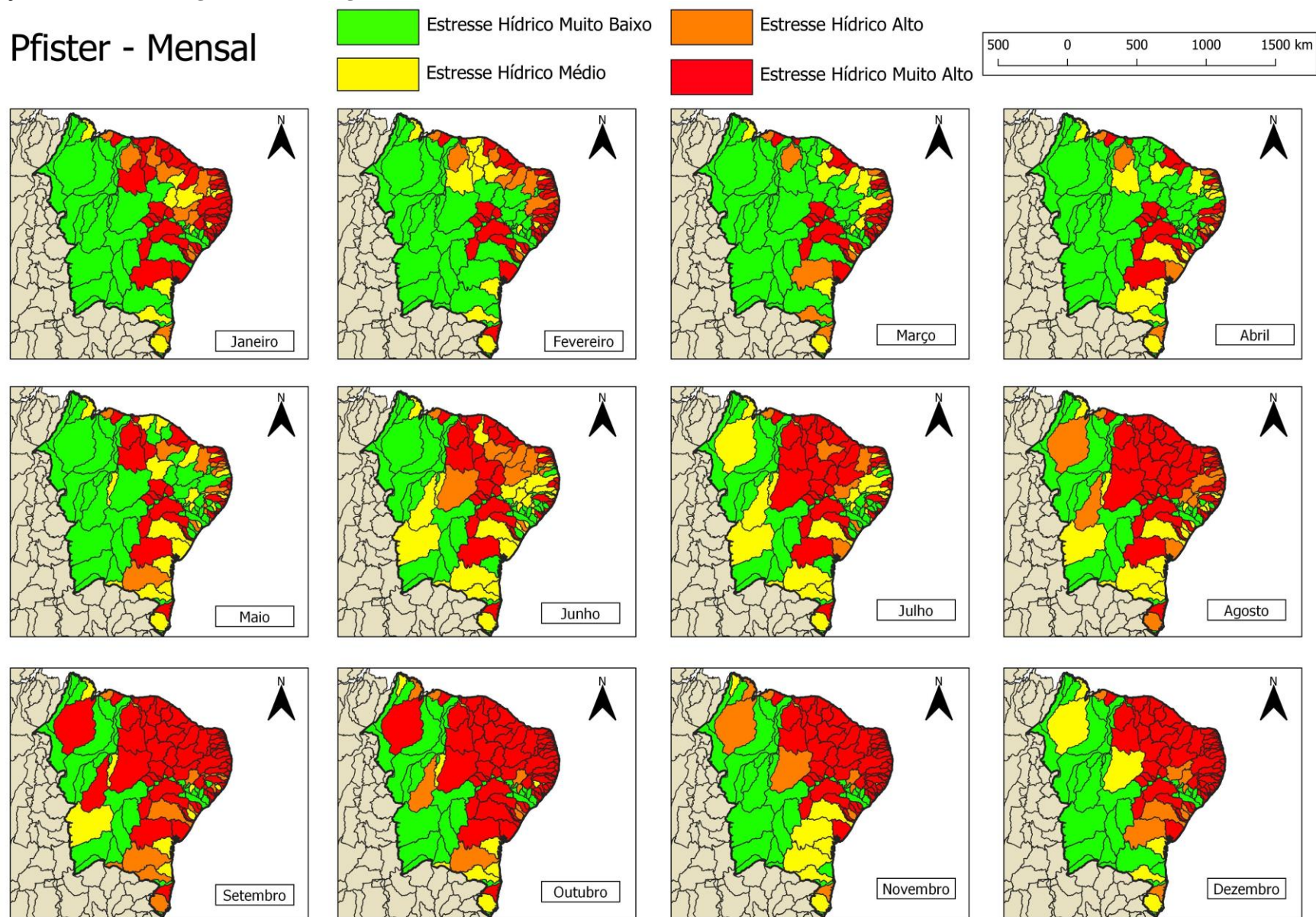
HARRIS, I. et al. Updated high-resolution grids of monthly climatic observations – the CRU TS3.10 Dataset. **International Journal of Climatology**, v. 34, n. 3, 2013.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA –INMET. 2018. Disponível em: < <http://www.inmet.gov.br/>>. Acessos em: janeiro, 2020.

PFISTER, S.; BAYER, P. Monthly water stress: spatially and temporally explicit consumptive water footprint of global crop production. **Journal Clean Production**, v. 73, p. 52-62, 2014.

PFISTER, S.; KOEHLER, A.; HELLWEG, S. Assessing the environmental impacts of freshwater consumption in LCA. **Environmental Science & Technology**, v. 43, n. 11, p. 4098-4104, 2009.

Figura 3: Variação do WSI mensal regionalizado da região Nordeste do Brasil.





## ***Estudo de Base para Análise das Emissões dos Gases de Efeito Estufa e NO<sub>x</sub> e Otimização da Logística nas Etapas de Pré-produção e Distribuição do Ciclo de Vida do Biodiesel***

Iolanda Cristina Mariano da Conceição<sup>1</sup>

Roberto Guimarães Pereira<sup>1</sup>

Elisa Maria Mano Esteves<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Programa de Pós-graduação em Engenharia de Biosistemas (PGEB) - Universidade Federal Fluminense

<sup>2</sup>Programa de Engenharia Ambiental (PEA) - Universidade Federal do Rio de Janeiro

iolandamariano@id.uff.br

### **Resumo**

*O transporte de cargas é um serviço que impulsiona a economia de um país. No Brasil, o principal modal utilizado é o rodoviário. Um fato que pode exemplificar a dependência do transporte rodoviário foi a greve dos caminhoneiros, ocorrida em maio de 2018, em que o país apresentou atrasos em diversos setores pela falta de alimentos, insumos médicos e combustíveis. O setor de transporte também é uma das principais causas de degradação do meio ambiente, causando impactos como a extinção de espécies, o desmatamento, a geração de resíduos sólidos, a contaminação do solo e dos corpos hídricos e a emissão de gases poluentes, como dióxido de carbono, metano, óxido nitroso e os NO<sub>x</sub>. Com o aumento da preocupação ambiental, e interesse por identificar e reduzir os impactos ambientais associados a produtos manufaturados, vários métodos como a Análise de Ciclo de vida (ACV) têm sido criados. Assim como o ciclo de vida de diversos produtos, o ciclo de vida de um biocombustível gera impacto ambiental. E essa tendência em utilizar o transporte rodoviário faz dele o maior causador de impactos na qualidade do ar, sobretudo nas etapas de pré-produção, por meio do transporte da matéria-prima até os centros de processamento e destes*

*até as usinas produtoras, e de distribuição do combustível até os locais de uso. Por essa razão, o presente trabalho discute temas como a emissão de Gases de Efeito Estufa (GEE) no Brasil, o IPCC 2006 e os métodos de cálculo utilizados, além da Análise de Ciclo de Vida no Brasil e os métodos de otimização de logística relacionados à engenharia de transporte, caminho mínimo, tempo mínimo e fluxo máximo. Este trabalho foi realizado através do levantamento bibliográfico de dados necessários para identificar, avaliar e reduzir as emissões de GEE e NO<sub>x</sub> no ciclo de vida do biodiesel pelo transporte rodoviário de cargas, que em trabalho posterior utilizará a ACV para demonstrar a origem das principais emissões do processo. Sendo um trabalho de alta relevância, que fornecerá dados de auxílio em pesquisas futuras para otimização da logística de transporte.*

**Palavras-chaves:** Transporte de cargas, ACV, Biodiesel, GEE, NO<sub>x</sub>, impactos ambientais, logística.

### **1. Introdução**

No Brasil, o principal modal utilizado é o rodoviário, com participação de 61,10% (CNT, 2019). Esse fato pode ser exemplificado pela greve dos caminhoneiros, de 2018, que deixou setores deteriorados durante e após a greve, como a agricultura, a saúde e a logística de transporte de diversos produtos (BBC NEWS, 2018).

Os dados mais recentes encontrados, de 2015, apresentam o Brasil como o sétimo maior emissor de GEE no mundo, com cerca de 1.229.246 kt CO<sub>2</sub> eq. (European Parliament, 2019). Em relação a fontes móveis, os gases responsáveis por esse fenômeno são: o dióxido

de carbono (CO<sub>2</sub>), o metano (CH<sub>4</sub>) e o óxido nitroso (N<sub>2</sub>O), emitidos diretamente da combustão de veículos, e os indiretos como o monóxido de carbono (CO), os óxidos de nitrogênio (NO<sub>x</sub>), o dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>), material particulado (PM) e os compostos orgânicos voláteis (VOC), que resultam na poluição do ar local ou regional (IPCC, 2006).

#### **1.1. O Biodiesel no Brasil**

Biocombustíveis são derivados de biomassa renovável que são capazes de substituir, totalmente ou parcialmente, combustíveis derivados de petróleo e gás natural em diversos tipos de geração de energia, como por exemplo em motores a combustão (ANP, 2019b).

De acordo com o mesmo autor, os principais biocombustíveis utilizados no Brasil são: o etanol, a partir da cana-de-açúcar, e o biodiesel, que pode ser produzido com óleos vegetais, gorduras animais, entre outras fontes.

O biodiesel é uma fonte renovável de energia, sustentável e considerado ecológico por ser biodegradável, não-tóxico, livre de enxofre e aromáticos (BIODIESELBR, 2006). Sendo bastante semelhante ao diesel vindo do petróleo, por características como a densidade e a viscosidade, o biodiesel pode ser utilizado em motores convencionais, em geral adicionado ao diesel de petróleo (Demirbas, 2003).

Diante de tudo isso, este trabalho constitui-se em uma revisão a respeito das principais

ferramentas utilizadas na identificação, avaliação e redução das emissões de GEE e NO<sub>x</sub> no transporte rodoviário, dentro do ciclo de vida do biodiesel, visando melhorias na logística de transporte e minimização de impactos ambientais.

## 2. Materiais e Métodos

O procedimento metodológico utilizado foi a revisão bibliográfica. A coleta de dados foi realizada entre os meses de dezembro de 2019 e fevereiro de 2020, utilizando-se as bases de dados Science Direct, Engineering Village, Scopus, Scielo, Environmental Science and Pollution Research e Web of Science para a pesquisa por artigos de interesse. Além destas bases, pesquisas foram realizadas em órgãos nacionais e internacionais, capazes de fornecer dados confiáveis atualizados.

Nas bases citadas anteriormente foram encontrados cerca de 1.500 artigos relevantes ao tema, utilizando as palavras-chave “Life Cycle Analysis; Life Cycle Inventory; Life Cycle Inventory Assessment; charge transport; biodiesel; soy; logistics; greenhouse gases; nitrogen oxide; environmental impacts; transport optimization; minimum path; minimum time”, através de filtros, como publicações dos 10 últimos anos. A partir da leitura do resumo de muitos dos artigos, foram selecionados apenas 25 deles para um estudo aprofundado, sendo estes os diretamente relacionados às potenciais metodologias que

serão utilizadas para avaliação das emissões dos Gases de Efeito Estufa e NO<sub>x</sub> no setor rodoviário de cargas.

Os resultados foram obtidos por meio da leitura e interpretação dos materiais encontrados. O aperfeiçoamento e a adaptação de alguns métodos ao objetivo do trabalho foram os principais meios para atingir as conclusões.

Essa abordagem foi o melhor recurso que pôde ser utilizado para alcançar os objetivos, pois aponta o potencial das diversas metodologias de avaliação, vindos de diferentes âmbitos da ciência.

## 3. Resultados e Discussões

Com a seleção dos 25 artigos referidos no item anterior, foi possível elaborar o Quadro 1, com os principais autores e suas metodologias que influenciaram nos resultados apresentados neste artigo.

**Quadro 1: Principais metodologias encontradas na literatura (elaborado pelos autores)**

Autores	Ano	Método
Laporte e Pascoal DOI: 10.1016/j.cor.2010.04.010 v.28, p.165-173	2011	Caminho de custo mínimo
Wang et al. DOI: 10.1016/j.physa.2011.01.026 v.390, p. 2593-2600	2011	Caminho mínimo

Nanaki e Koroneos DOI: 10.1016/j.jclepro.2011.07.026 v.20, p.14-19	2012	ACV
Chen et al DOI: 10.1063/1.4799236 v.138, p.1-9	2013	Caminho mínimo
Norgate e Haque DOI: 10.1016/j.mineng.2012.11.012 v.42, p.13-21	2013	IPCC
Seo e Kim DOI: 10.1016/j.rser.2013.08.016 v.28, p.777-787	2013	IPCC
Boyчук e Bun DOI: 10.1007/s10584-013-1040-9 v.124, p.561-574	2014	IPCC
Rocha et al. DOI: 10.1016/j.rser.2014.05.036 v.37, p.435-459	2014	ACV
Smidstrup et al. DOI: 10.1063/1.4878664 v.140, p.0-6	2014	Caminho mínimo
Sookun, Boojhawon e Rughooputh DOI: 10.1016/j.trd.2014.06.005 v.32, p.35-47	2014	IPCC
Wen, Çatay e Eglese DOI: 10.1016/j.ejor.2013.10.044 v.236, p.915-923	2014	Caminho mínimo
Chatterjee, Sharma e Mukherjee DOI: 10.1007/s12649-015-9375-2	2015	ACV
Carvalho e Abrahão	2016	ACV

DOI: 10.1007/s11356-016-6295-z		
Fernández-tirado, Parra-lópez e Romero-gámez DOI: 10.1016/j.esd.2016.04.005 v.33, p.36-52	2016	ACV
Pec et al. DOI: 10.1007/s10098-016-1161-8	2016	ACV e IPCC
Shen, Ren e Liu DOI:10.1016/j.physa.2016.02.002 v.452, p.229-240	2016	Caminho mínimo
Czyrnek-Delêtre, Smyth e Murphy DOI: <a href="https://doi.org/10.1016/j.renene.2016.11.043">https://doi.org/10.1016/j.renene.2016.11.043</a> v.105, p.436-448	2017	ACV
Idri et al. DOI: 10.1016/j.procs.2017.05.379 v.109, p.692-697	2017	Caminho mínimo
Archer, Murphy e Steinberger-Wilckens DOI: <a href="https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.05.066">https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.05.066</a> v.94, p.694-704	2018	ACV
Liu et al. DOI: 10.1016/j.rser.2018.08.052 v.97, p.301-322	2018	ACV
Toledo e Rovere DOI: 10.3390/su10113995 v.10	2018	IPCC
Pereira et al. DOI: 10.1016/j.rser.2019.04.043 v.110, p.1-12	2019	ACV

Gilbert et al. DOI: 10.1016/j.jclepro.2017.10.165 v.172, p. 855-866	2020	ACV
Meng et al. DOI: 10.1016/j.colsurfa.2020.124658	2020	Tempo mínimo
Vernet et al. DOI: 10.1016/j.dam.2019.12.012	2020	Caminho e tempo mínimos

### 3.1. The Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC): 2006

Através do apoio de diversos países que visam o acareamento das mudanças climáticas, o IPCC cria inventários sobre os GEE. Em seu volume 2, capítulo 3, é abordada a quantificação dos gases de efeito estufa diretos (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O). Já os gases indiretos, como NO<sub>x</sub>, são apresentados no Volume 1 (capítulo 7), e não compreendem à análise dos gases de efeito estufa por fontes móveis (IPCC, 2006).

O IPCC (2006) possui metodologia de cálculo que possibilita estimar as emissões de GEE tanto pelo combustível consumido (combustível vendido), quanto pela distância percorrida pelos veículos. Sendo a primeira mais apropriada para o cálculo das emissões de CO<sub>2</sub> e a segunda para as emissões CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O.

Com a Equação 1 (IPCC, 2006) é possível calcular as emissões de CO<sub>2</sub> através do produto entre o combustível vendido e o fator de emissão.

$$E = \sum_{\alpha} [C_{\alpha} \cdot FE_{\alpha}] \quad \text{Eq. 1}$$

Onde:

E = Emissão de CO<sub>2</sub> (kg); C = Combustível vendido (TJ); FE = Fator de emissão (kg/TJ); α = Tipo de combustível.

O outro método de cálculo para o CO<sub>2</sub> é parecido com a anterior, difere-se no fato do conteúdo de carbono específico do país do combustível vendido no transporte rodoviário ser usado. A Equação 1 permanece a mesma, porém o fator de emissão deve se basear na quantidade real de carbono, emitido somente como CO<sub>2</sub>, dos combustíveis vendidos no país no ano de análise (IPCC, 2006).

As emissões de CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O não são simples de estimar com precisão, um exemplo dessa afirmação é o fato destas emissões serem afetadas pelos controles de emissão na frota, que são distintos de acordo com a população, os tipos de veículos e as tecnologias existentes para o controle das emissões (IPCC, 2006).

Por esta razão, o IPCC (2006) fornece três alternativas de cálculo para as emissões de CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O. A alternativa 1 utiliza fatores de emissão com base no tipo de combustível, e pode ser utilizado caso não seja possível estimar o consumo de combustível por tipo de veículo. A alternativa 2 utiliza fatores de emissão baseados nos combustíveis específicos das subcategorias de veículos. A alternativa 3 calcula as emissões através do produto entre os fatores de emissão e os níveis de atividade de veículos (VKT), em relação a todas as subcategorias de veículos,

combustíveis, tecnologias de controle e condições operacionais (IPCC, 2006).

Todas estas alternativas de cálculo utilizam a Equação 1 como equação base, fazendo apenas as modificações necessárias para cada alternativa descrita no parágrafo anterior.

### 3.2. Análise de Ciclo de Vida (ACV)

A Análise de Ciclo de vida (ACV) é uma metodologia analítica utilizada na avaliação quanti-qualitativa de impactos ambientais durante todo o ciclo de vida de um produto (Rebitzer et al., 2004). Uma das principais fases de uma ACV é o Inventário do Ciclo de Vida (ICV), Existem diferentes *softwares* e bancos de dados de apoio à ICV no mercado, eles são fundamentais para a realização de cálculos, comparações de cenários dentro da ACV, análise do fluxo de matéria e energia, análise de impactos ambientais e obtenção de resultados confiáveis (Campolina, Sigrist e Moris, 2015).

Apesar de contribuições brasileiras para condições locais em alguns *softwares*, o Brasil não possui um método próprio de avaliação de impacto (Campolina, Sigrist e Moris, 2015). Por isso, e por possuírem uma grande quantidade de informações brasileiras disponibilizadas, os *softwares* mais utilizados são: SimaPro, GaBi e Umberto, que possuem os bancos de dados Ecoinvent, GaBi Databases, e Ecoinvent/GaBi Databases respectivamente, que são bem completos para o setor de transporte (Netto e Lucente, 2016).

Outra fase fundamental em uma ACV é a Avaliação de Impacto Ambiental (AICV), nessa fase, as categorias de impacto ambiental pré-determinadas são associadas a um inventário de dados capaz de propiciar uma melhor e detalhada compreensão dos impactos ambientais do processo. Por isso, os principais métodos de avaliação devem ser analisados em suas particularidades, para que seja capaz de atender um determinado estudo (Florindo et al., 2015).

Os métodos de avaliação em AICV mais adequados para analisar as emissões dos GEE e NOx no transporte rodoviário podem ser observados no Quadro 2, juntamente com suas possíveis abordagens.

**Quadro 2: Métodos AICV mais adequados ao estudo (elaborado pelos autores a partir de Florindo et al., 2015 e Mendes, Bueno e Ometto, 2013)**

Método	Abordagem
EPS 2000	Endpoint
LUCAS	Midpoint/endpoint
ReCiPe	Midpoint/endpoint
CML 2002	Midpoint
Eco-indicator 99	Endpoint

### 3.3. Métodos de Otimização de Logística

O Brasil, todos os anos, investe a maior parte dos seus recursos para transporte no modal rodoviário (CNT, 2018). Segundo dados da

ILOS (2017), os custos logísticos no Brasil equivalem a mais de 10% do PIB, com ênfase no transporte. Esta alta porcentagem pode ser explicada pela péssima condição das estradas brasileiras e pela falta de conexão entre os modais, que com isso, fazem nosso país perder muito dinheiro com o transporte de cargas.

Mas não é apenas financeiramente que o Brasil perde, com a logística ruim os impactos ambientais se agravam, os veículos necessitam transitar mais por estradas ruins, podendo ser veículos antigos ou sem a devida manutenção, fazendo que eles emitam ainda mais gases.

Além de alternativas como a implantação de veículos movidos a bateria elétrica ou a hidrogênio (Reuters, 2018), ainda existem alguns modelos, como o caminho mínimo, que é muito utilizado na ciência da computação (Santos, Brito e Barbosa, 2019) e na engenharia de produção (Shirabayashi et al., 2017), que possui grande potencial na redução de percurso, de combustível e consequentemente da emissão dos GEE e NOx. Além disso, é imprescindível mencionar que através da modelagem de caminho mínimo é possível estimar também o tempo mínimo e o fluxo máximo nos trechos rodoviários do estudo de ACV, levando não apenas à redução de impactos ambientais como à otimização do transporte de cargas.

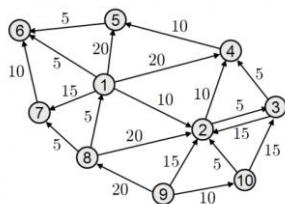
As metodologias de caminho mínimo, tempo mínimo e fluxo máximo são analisadas a seguir.

#### 3.3.1. Caminho Mínimo

O caminho mínimo é a minimização do tempo e custo de travessia de um grafo entre dois vértices. A modelagem que resolve o problema de caminho mínimo foi criada por Edsger Wybe Dijkstra em 1956, e publicada em 1959. Este método é conhecido como Algoritmo de Dijkstra, capaz de localizar a menor distância entre a origem e o destino, através de variáveis de decisão, que são caminhos escolhidos. Para que esse método funcione, é necessário que as arestas tenham valores numéricos não negativos (como na Figura 1) (IME, 2020a).

Embora a notação e terminologia sejam um pouco complexas, é uma metodologia simples de aplicar e eficaz para se determinar a menor distância entre dois pontos. É um importante instrumento utilizado na redução de custos com a utilização de rotas mais curtas, permitindo melhorias na logística. O Excel é uma das ferramentas mais utilizadas como auxílio na identificação do caminho mínimo e do fluxo máximo (do item 3.3.4) em problemas de grande dimensão.

Figura 1: Grafo ponderado (IME, 2020a)



### 3.3.2. Tempo Mínimo

O problema do tempo mínimo é capaz de determinar o menor tempo de viagem para uma entrega. O método utilizado para o problema do tempo mínimo pode ser também o Algoritmo de Dijkstra, porém, com algumas adaptações.

Para encontrar o menor tempo entre dois vértices, é necessário ter a distância entre origem e destino e a velocidade máxima permitida em cada rodovia. Antes da aplicação da metodologia, é necessário um cálculo matemático básico que determinará o valor das arestas do grafo.

Ao reorganizar a expressão matemática de velocidade média de um móvel, de forma que  $t_i$  seja igual a zero, resulta-se a fórmula que nos permitir calcular o deslocamento de um móvel em função do tempo, resultando na equação abaixo:

$$t = \frac{S_f - S_i}{v} \quad \text{Eq. 2}$$

Sendo:

$t$ = tempo (h);  $S_f$ = distância final(km);  $S_i$ = distância inicial (km);  $V$ = velocidade (km/h).

### 3.3.3. Fluxo Máximo

O problema de fluxo máximo objetiva identificar no caminho as arestas “gargalo”, ou seja, as arestas nas quais a velocidade de passagem é limitada pela sua dimensão (como ilustrado na Figura 2).

Essa ferramenta foi publicada por L. R. Ford e D. R. Fulkerson, em 1956, e é conhecido por Algoritmo de Ford-Fulkerson, capaz de descrever o algoritmo dos pseudocaminhos aumentadores (IME, 2020b).

Esta metodologia tem potencial para resolver uma diversidade de problemas, entre eles, o fluxo de um fluido em uma rede de dutos, a combinação de problema e solução e o fluxo de produtos, de produtor a consumidor, que é a linha almejada neste trabalho (IME, 2020b).

Possui uma aplicação razoavelmente fácil, apesar da sua terminologia técnica.

Figura 2: Problema de fluxo máximo (IME, 2020b)



## 4. Conclusões e Escopo Futuro

Após a aplicação da metodologia descrita, observou-se a clareza dos métodos de cálculo do IPCC com relação aos gases CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O, sendo insuficiente apenas no cálculo das emissões de NO<sub>x</sub>, o qual não possui cálculo para o setor de energia. Ainda não foram encontrados estudos bem-sucedidos sobre a análise quantitativa das emissões de NO<sub>x</sub>.

A partir dos *softwares* apresentados, os autores consideraram o SimaPro mais adequado para a avaliação do ciclo de vida do biodiesel. Nele será utilizado o método ReCiPe Midpoint, que possui as categorias de impacto relacionadas ao objetivo deste artigo, *as mudanças climáticas e a depleção da camada de ozônio*, tendo como uma das vantagens os fatores de caracterização serem bem representativos em escala global neste método.

Este artigo foi capaz de demonstrar não apenas como calcular e avaliar as emissões, mas também apresentou alternativas difundidas pelo mundo para redução das emissões em questão. Ele apresenta também, métodos relacionados diretamente com a logística de transporte, que acabam por influenciar diretamente nas emissões de GEE e outros impactos.

Apesar dos problemas de caminho mínimo, tempo mínimo e fluxo máximo possuem notações bastante complexas, possuem aplicação simples e com grande potencial de confiabilidade, algo que não é encontrado em todos os métodos do IPCC, por exemplo.

O presente artigo, capaz de identificar e caracterizar metodologias de auxílio na redução da emissão para GEE diretos e indiretos e fornecer alternativas para a logística do transporte brasileiro, resultou em um importante material de base para um estudo posterior, que irá objetivar a identificação e avaliação de GEE e NO<sub>x</sub>, nas fases de transporte do ciclo de vida do biodiesel, e a otimização da sua logística. A matéria-prima em questão será a soja, e a região

analisada será o sul brasileiro, que é uma das maiores potências produtivas de biodiesel do Brasil.

## 5. Referências Bibliográficas

Agência Nacional de Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP). **Biocombustíveis**. 2019b. Disponível em: <<http://www.anp.gov.br/biocombustiveis>>. Acesso em 15 jan. 2020.

BBC NEWS. **Greve dos caminhoneiros: a cronologia dos 10 dias que pararam o Brasil**. 2018. Disponível em: <<https://www.bbc.com/portuguese/brasil-44302137>>. Acesso em 13 jan. 2020.

BIODIESELBR. **O que é o Biodiesel?** 2006. Disponível em: <<https://www.biodieselbr.com/biodiesel/definicao/o-que-e-biodiesel>>. Acesso em: 20 jan. 2020.

CAMPOLINA, J. M.; SIGRIST, C. S. L.; MORIS, V. A. S. Uma revisão de literatura sobre *softwares* utilizados em estudos de Avaliação do Ciclo de Vida. **Revista do Centro de Ciências Naturais e Exatas – UFSM Santa Maria**, v. 19, p.735-750, 2015.

Confederação Nacional do Transporte (CNT). **Plano CNT de Transporte e Logística 2018**. 2018. Disponível em: <<https://planotransporte.cnt.org.br/>>. Acesso em: 28 dez. 2019.

\_\_\_\_\_. **Boletim Estatístico**. Brasília: fev. 2019. Disponível em: <<https://www.cnt.org.br/boletins>> Acesso em: 13 jan. 2020.

DEMIRBAS, A. Biodiesel fuels from vegetable oils via catalytic and non-catalytic supercritical alcohol transesterifications and other methods: a survey. **Energy Conversion and Management**, v.44, p. 2093-2109, 2003.

European Parliament. News. **Greenhouse gas emissions by country and sector (infographic)**. 2019. Disponível em: <<https://www.europarl.europa.eu/news/en/headlines/society/20180301STO98928/greenhouse-gas-emissions-by-country-and-sector-infographic>>. Acesso em 15 jan. 2020.

FLORINDO, T. J.; MEDEIROS, G. I. B.; RUVIARO, C. F.; COSTA, J. S. Avaliação do impacto do ciclo de vida: uma discussão metodológica. **Natureza on line**, v.13, p. 211-219, 2015.

ILOS. **Custos Logísticos**. 2017. Disponível em: <<https://www.ilos.com.br/web/solucoes-por-tema/solucoes-por-tema-custos-logisticos/>>. Acesso em: 06 dez. 2019.

Instituto de Matemática e Estatística (IME). Universidade de São Paulo – USP. 2020a. **Algoritmo de Dijkstra**. Disponível em: <[https://www.ime.usp.br/~pf/algoritmos\\_para\\_grafos/aulas/dijkstra.html](https://www.ime.usp.br/~pf/algoritmos_para_grafos/aulas/dijkstra.html)>. Acesso em: 05 dez. 2019.

\_\_\_\_\_. 2020b. **Algoritmo de Ford-Fulkerson**. Disponível em: <[https://www.ime.usp.br/~pf/algoritmos\\_para\\_grafos/aulas/flow-FF.html](https://www.ime.usp.br/~pf/algoritmos_para_grafos/aulas/flow-FF.html)>. Acesso em: 05 dez. 2019.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). **2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. Volume 2: Energy, Chapter 3: Mobile Combustion. Disponível em: <<https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol2.html>>. Acesso em 03 dez. 2019.

MENDES, N. C.; BUENO, C.; OMETTO, A. R. Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: revisão dos principais métodos. **Production**, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/0103-6513.153213>.

NETTO, C. A. A.; LUCENTE, F. S. Análise Comparativa e Seleção de Ferramentas para Implementação de um Laboratório Didático de Avaliação de Ciclo de Vida. **XXXVI Encontro Nacional de Engenharia de Produção**, João Pessoa/PB, 2006.

REBITZER, G; EKVAL, T; FRISCHKNECHT, R; HUNKELER, D; NORRIS, G; RYDBERG, T; SCHMIDT, W; SUH, S; WEIDEMA, B; PENNINGTON, D. Life cycle assessment Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. **Environment International**, v.30, p.701-720, 2004.

REUTERS. G1: Auto Esporte. **Montadoras estão prontas para lançamento de grandes caminhões elétricos**. 2018. Disponível em: <<https://g1.globo.com/carros/caminhoes/noticia/2018/10/22/montadoras-estao-prontas-lancamento-de-grandes-caminhoes-eletricos.ghtml>>. Acesso em: 04 nov. 2019.

SANTOS, J. V. A. J.; BRITO, G. L. R.; BARBOSA, G. V. Caminho Mínimo de Redes Conectadas Utilizando Grafos. **Revista Cereus**, 2019. DOI: 10.18605/2175-7275/cereus.v11n3p61-68.

SHIRABAVASHI, J. V.; MUZULON, N. Z.; DOMICIANO, D. F.; CAMOS, B. J.R.; LIMA, B. B. Problema de Caminho Mínimo no Vale do Ivaí - PR. **XXXVII Encontro Nacional de Engenharia de Produção**, Joinville/SC, 2017.



Sessão 12

# Tecnologias de Base de Dados para Sustentabilidade



GCV-2020 | 21

## Rota Estratégica de Base de Dados Nacionais: elaboração e próximos passos

Cássia Maria Lie Ugaya<sup>1</sup>, Thiago Rodrigues<sup>2</sup>, Juliana Gerhardt<sup>2</sup>, Marília Folegatti<sup>3</sup>, Cristiane Sampaio<sup>4</sup>, José Paulo Pereira das Dores Savioli<sup>1</sup>, Tiago Braga<sup>2</sup>

<sup>1</sup>UTFPR, R. Dep. Heitor Alencar Furtado, 5000, Bloco M, sala EM306-Cidade Industrial, Curitiba - PR, 81280-340

<sup>2</sup>IBICT

<sup>3</sup>Embrapa

<sup>4</sup>Inmetro

cassiaugaya@utfpr.edu.br

### Resumo

A disponibilidade e o acesso a dados de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) ainda é limitada no Brasil, apesar da existência da base de dados de ACV (SICV Brasil), dos esforços da ONU Meio Ambiente e da disponibilização gratuita dos inventários doecoinvent do projeto Indústria de Reciclagem Sustentáveis (SRI). Com isso, a tomada de decisão do setor público, privado e da sociedade é limitada a poucas informações ambientais. A presente atividade foi parte do projeto Eficiência de Recursos por meio da Aplicação do Pensamento de Ciclo de Vida (REAL) da Iniciativa de Ciclo de Vida da ONU Meio Ambiente com financiamento da Comissão Europeia e visou desenvolver a Rota estratégica de Base de Dados Nacional (BDN) de ACV em diferentes países, avançar na disponibilidade de dados nos países mais adiantados no tema e contribuir internacionalmente com o Apoio Técnico para BDN ACV liderado peloecoinvent. No Brasil, o projeto contou com parceiros do MCTIC, Inmetro e Embrapa, sob coordenação da UTFPR e do IBICT, que analisaram a situação da ACV no país, incluindo o mapeamento e engajamento de partes interessadas. A versão preliminar da Rota Estratégica de BDN de ACV foi elaborada e posteriormente comentada em consulta e audiência públicas no país e pelo Grupo de Trabalho Internacional. Em seguida, a versão final em português foi elaborada e lançada em um evento no

MCTIC. O documento resultou na definição de 13 temas para análise, compostos por 18 objetivos, 32 metas e 51 ações, que explicitam os desafios para o aprimoramento e consolidação do SICV Brasil, principalmente no que tange o modelo de negócio, a capacidade da comunidade de ACV brasileira para elaborar inventários, a priorização de setores da economia nacional, a capacitação de profissionais de TI e de ACV, a sensibilização de setores chave do setor privado e das agências de fomento à pesquisa e inovação, o fortalecimento da governança e o incremento da aplicação em políticas públicas para o desenvolvimento sustentável. Espera-se com isso contribuir para o SICV Brasil e ampliar a implementação de ACV visando melhores informações para o desenvolvimento sustentável.

**Palavras-chaves:** ACV, inventários, rota estratégica

### 1. Introdução

A disponibilidade e o acesso a dados de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) ainda é limitada no Brasil, apesar da existência da base de dados de ACV (SICV Brasil), dos esforços da ONU Meio Ambiente e da disponibilização gratuita dos inventários doecoinvent do projeto Indústria de Reciclagem Sustentáveis (SRI). Com isso, a avaliação de impactos de políticas e escolhas de produtos, entre outras tomadas de decisão, são difíceis de serem realizadas pelo setor público, privado e acadêmico.

O projeto Eficiência de Recursos por meio da Aplicação do Pensamento de Ciclo de Vida (REAL) faz parte da Iniciativa de Ciclo de Vida do Meio Ambiente da ONU e foi financiado pela Comissão Europeia. Um dos componentes

do projeto REAL é apoiar o desenvolvimento de base de dados de ACV, melhorando o acesso a dados e promovendo sua interoperabilidade.

O presente projeto abordou este componente do REAL e visou desenvolver a rota estratégica nacional de base de dados de ACV (Rota estratégica) em diferentes países, assim como avançar na disponibilidade de dados nos países mais avançados no tema e contribuir internacionalmente com o Helpdesk Técnico para Base de Dados Nacionais de ACV.

O projeto foi liderado peloecoinvent na Suíça e incluiu parceiros do Brasil, Equador, Índia, África do Sul, Sri Lanka e Uganda. No Brasil, o projeto contou com parceiros do Ministério de Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações (MCTIC), Inmetro e Embrapa sob coordenação da UTFPR e do IBICT formando o Grupo de Trabalho (GT) de Base de Dados Nacional.

O GT analisou a situação da ACV no país, bem como o mapeamento e engajamento de partes interessadas. Durante o período, o GT reuniu-se virtualmente, elaborando a versão preliminar da Rota Estratégica para Base de Dados Nacional que foi comentada em consulta e audiência públicas, e pelo Grupo de Trabalho Internacional.

Em seguida, a versão final do documento foi elaborada e apresentada em um evento de lançamento do documento em português no MCTIC. O documento da rota compilou os resultados dos diagnósticos situacionais de



SICV Brasil e da construção de ICVs no país e, a partir deles, definiu 13 temas para análise, compostos por 18 objetivos, 32 metas e 51 ações. Estes números explicitam os desafios para o aprimoramento e consolidação do SICV Brasil, principalmente no que tange o seu modelo de negócio, a capacidade da comunidade de ACV brasileira para elaborar ICVs, a priorização de setores da economia nacional, a capacitação cruzada de profissionais de TI e de ACV, a sensibilização de setores chave da indústria e das agências de fomento à pesquisa e inovação, o fortalecimento da governança e o incremento em políticas públicas para o desenvolvimento sustentável.

O objetivo deste trabalho é apresentar os resultados preliminares alcançados das ações traçadas na Rota Estratégica.

## 2. Método

A partir da Rota Estratégica, foram identificadas as ações cujo prazo foi o ano de 2019. Em contato com os responsáveis de cada ação, verificou-se se a ação foi realizada ou se está pendente. No último caso, procurou-se analisar os motivos e verificar se há um plano de contingência.

## 3. Resultados

Na Tabela 1 estão apresentados os resultados obtidos. Como se pode observar, existem

Tabela 1: Acompanhamento do andamento de conclusão das metas da Rota Estratégica de BD Nacional de ACV

OBJETIVOS	AÇÕES	PRAZO	Março de 2020
Construir e elaborar políticas de gestão para o SICV	Analisar as recomendações no documento: DIÁLOGOS SETORIAIS BRASIL E UNIÃO EUROPEIA: Análise crítica das principais políticas de gestão, manutenção e uso de bancos de dados internacionais de inventários do ciclo de vida de produto	out/19	Pendente
	Validar as recomendações para a política de gestão do SICV		Pendente
	Construção do documento de políticas		Pendente
Treinamento de ACV para desenvolvedores de Sistema	Elaborar curso de ACV para profissionais da computação	set/19	Pendente
	Validar curso de ACV para profissionais da computação	out/19	Pendente
	Oferecer curso de ACV para profissionais da computação	nov/19	Pendente
Alinhamento da nova gestão do Inmetro com o IBICT	Reunião entre a nova gestão do Inmetro com o IBICT	jun/19	A reunião de alinhamento da nova gestão do Inmetro foi realizada em 21/8, no Ibict, com a presença do Diretor do Dconf do Inmetro Gustavo Kuster
Engajar agências de financiamento público e privada	Identificar atores chaves nas agências de financiamento público (p.ex., MCTIC, FINEP, CNPq, CAPES, ANP, ME, ANEEL, MAPA, APEX, Unesco, etc.) e setor privado (p.ex. Rede ACV, bancos)	jun/19	Pendente
	Sensibilizar pelo menos uma agência de financiamento	dez/19	
Identificar atores chaves para outros setores (p.ex. Bioeletricidade, Químicos, Plásticos, Energia, produtos exportáveis/setores com compromisso de redução das emissões para mudanças climáticas e ODS)	Fazer um brainstorming no BRACV 2019	jun/19	Pendente
Fazer a conversão de dados de Ecospol2 para ILCD dos dados disponibilizados pelo ecoinvent com conversor de conjuntos de dados próprio	Pesquisa de aplicações de conversão de conjuntos de dados disponíveis; Criação de planilha própria de conversão dos dados nos formatos Ecospol2 e ILCD a partir do conhecimento dos integrantes e documentação disponível do conversor do OpenLCA	mai/19	Completo
	Analisar as correspondências feitas para desenvolvimento do conversor de conjuntos de dados de Ecospol2 e ILCD	jun/19	Completo
	Desenvolvimento do conversor, teste e validação das saídas (se estão no formato ILCD e com as informações necessárias) com conjuntos de dados de teste; Apresentação dos resultados em reunião	jun/19	Completo
	Design Pattern do código e implementação no SICV Brasil, nova rodada de testes	jun/19	Em execução
	Documentação do código com maiores informações sobre as conversões dos dados	jun/19	Em execução

diversos itens que estão pendentes, sendo que seis metas foram atingidas, no entanto, quatro delas além do prazo estipulado na Rota Estratégica.

As duas metas alcançadas dentro do prazo foram as relacionadas à discussão no BRACV 2019 (Ugaya et al., 2020) e a divulgação dos resultados obtidos de 2017 a 2019.

Quanto às metas que ultrapassaram o prazo, a primeira consistiu na Reunião entre a nova gestão do Inmetro com o IBICT, visando o fortalecimento do Programa Brasileiro de ACV (PBACV). Por decorrência, as atividades do PBACV estão estagnadas.

As outras três metas alcançadas são referentes ao conversor de formatos de inventários do Ecospol2 para o ILCD, que foi atrasado em virtude da mudança de pessoal de TI no IBICT. Apesar de não ter sido realizado no prazo estipulado, Savioli et al. (2020) realizaram a finalização da correspondência de dados entre os dois formatos, a análise da correspondência entre os campos dos formatos o desenvolvimento do conversor e validação das saídas. Os próximos passos consistem no teste e validação do conversor.

#### 4. Conclusões

A partir do que foi analisado, o cumprimento das ações tem sido realizado em uma velocidade distinta da esperada no momento de elaboração da Rota Estratégica.

A fim de agilizar o atingimento das metas, é importante que o Programa Brasileiro de ACV seja consolidado. É importante reforçar este programa, especialmente com a expectativa de recuperação dos efeitos da COVID-19 por meio da economia verde.

Espera-se com isso contribuir para o SICV Brasil e, conseqüentemente, ampliar a realização de estudos de ACV, proporcionando maior disponibilidade de informações ambientais no Brasil.

#### Agradecimentos

Agradecemos à coordenação geral do projeto internacional realizada peloecoinvent, à Iniciativa de Ciclo de Vida do Meio Ambiente da ONU e o financiamento realizado pela Comissão Europeia. Adicionalmente, agradecemos a todos que contribuíram para o atingimento das metas.

#### Referências

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14040 Gestão ambiental - Avaliação do Ciclo de Vida: princípios e estrutura. Rio de Janeiro: ABNT, 2014a.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14044 Gestão ambiental - Avaliação do Ciclo de Vida: requisitos e orientações. Rio de Janeiro: ABNT, 2009.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO- TR 14049. Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida — Exemplos ilustrativos de como aplicar a ABNT NBR ISO 14044 à definição de objetivo e escopo e à análise de inventário. Rio de Janeiro: ABNT, 2014b.
- SAVIOLI, J.P. et al. (2020) Conversor de formatos Ecospol2 para ILCD para o SICV Brasil. GCV 2020 (submetido).

SETAC - Life-Cycle Impact Assessment: Striving Towards Best Practice. ISBN: 978-1-880611-54-8. 2002. 272p.

UGAYA, C.M.L. et al. (2020) BRACV 2019 e além - Convite para contribuir com as metas. GCV 2020 (submetido).

UN (2020) Green economy & COVID-19 recovery. 16/7/2020. Disponível em: <https://www.unenvironment.org/news-and-stories/story/green-economy-covid-19-recovery>

UNEP e SETAC (2011). Global Guidance Principles for Life Cycle Assessment Databases - a basis for greener processes and products. 156p.

## Life Cycle Inventory for Manufacturing Processes – an Overview

Luiz Arthur Paluch Soares<sup>1</sup>

Virginia Aparecida da Silva Moris<sup>1</sup>

Diogo Aparecido Lopes Silva<sup>1</sup>

Yovana Maria Barrera Saavedra<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Universidade Federal de São Carlos – Campus Sorocaba

luiz\_apsoares@hotmail.com

### Abstract

*Fundamentals: There is nowadays an expressive quantity of lifecycle inventories (LCI) available in global databases. Nevertheless, few of them refer to manufacturing processes, which are in most of the cases, conventional processes like drilling and turning. Objective: Within this context, this research has conducted a systematic review about the scientific approaches proposed recently to the development of LCI in manufacturing processes, which, in its turn, could feed global databases. Methods: This research has been developed by means of a systematic review of literature over the databases Web of Science, Scopus, Scielo and Google Scholar. Aiming at identification of global research streams related to the theme, a bibliometric analysis has been carried out with the software Citespace. Results: The searching and refining processes have resulted in 33 selected articles, starting from an initial sample of 249 documents, which have been obtained in the mentioned databases. The majority of articles related to LCI in all sort of manufacturing processes has been written by authors from U.S.A. and European countries, and, are concentrated in the branch of environmental sciences and engineering, manufacturing and sustainable technologies. The qualitative data extraction has shown the selected articles approach case studies, modelling and simulation, and, new methodologies combined with case studies. Among twelve identified methodologies, the prominent ones concern LCI in additive manufacturing processes, and, mainly, LCI developed according the methodology Unit Process Lifecycle Inventory - UPLCI (CO2PE!). The international standards ISO 14040:2006 and 14044: 2006*

*also figure as the most cited references within that research area. At least 50% of the identified methodologies encompass, as foundation, the UPLCI. Conclusion: The research efforts about LCI in manufacturing processes have grown in the last five years, although just few methodologies for construction and implementation of LCI in this specific branch have been identified. Within this limited set, the methodology UPLCI plays an important role, once it has been employed, even as theoretical basis for the construction of recent methodologies in LCI. Alongside with the standards ISO 14040: 2006 and 14044:2006, UPLCI is the main citation source within this research area, as revealed by this study.*

**Keywords:** *Lifecycle inventory (LCI), Systematic Review, Methodology, Manufacturing processes, Unit Process Lifecycle Inventory (UPLCI).*

### I. Introduction

The most powerful use of life cycle information is in the design and improvement for sustainability. Such life cycle information begins with the fundamental characterization referred to as life cycle inventory (LCI) and these data drive the life cycle process (Overcash et al., 2009).

Therefore, the accuracy level of results derived from a Life Cycle Assessment depends on the data quality obtained by the Life Cycle Inventory Analysis (Weidema, 1993).

Ecoinvent, one of largest data providers in the world, lists over 4,000 processes, while the US LCI database lists about 600 processes (Suh et al., 2016). The Ecoinvent database is exemplary one of most consulted sources of documented Life Cycle Inventory data. It encloses more than

16,000 datasets for materials, chemical production, and manufacturing processes, among others (Ecoinvent 3.5, 2018).

Nevertheless, manufacturing processes are not as well documented as materials and chemical production, in terms of environmental impacts, and, the available data are limited to more conventional processes (Kellens et al., 2012).

One possible approach to overcome the scarcity of manufacturing processes datasets could be the adaptation of existing datasets from one location into another. However, the negligence of geographical system boundaries and the local market aspects may lead to non-representative life cycle analysis. As the production facilities and the effects of their environmental releases depend strongly on local conditions, an essential part for a system description of a life cycle inventory is determining how system boundaries are established (Weidema, 1993). Aspects like energy supply, raw material sources and available technological level must be taken into consideration.

Finnveden et al. (2009) and Thorn et al. (2011) pointed out uncertainties associated to LCI data, which are collected on an aggregated way (i.e. black-box processes), and by a static way (i.e. they are not updated during production real-time).

In order to avoid uncertainties in the life cycle inventory analysis, Fillet et al. (2014) mentioned the need of collecting the inventory data directly from productive processes, and, in real-time.

Once the research about life cycle inventory is contemporary and under evolution, the objective of this paper is to develop a systematic review of articles on LCI of manufacturing processes, published in peer-reviewed journals, that propose methodologies for the construction of datasets. The selection of a suitable methodology could potentially ease the construction and release of such datasets.

This work is structured as follows: besides this introduction, Section II describes the methodology adopted in this systematic review, Section III presents the results and discussion, and, Section IV provides conclusions about the review.

## II. Methodology

This research work is classified as applied research, once it is concerned with the usage of knowledge acquired through research to contribute directly to the understanding of a contemporary issue (Adams et al., 2017), portrayed in this work as the development of new life cycle inventory datasets of manufacturing processes. Concerning its level, this research is classified as explanatory, once it is conducted to build theories and predict events (Adams et al., 2017). In the present context, it exploits contributions to the practice of life cycle inventory analysis.

The systematic review of literature has been assigned to answer the research question, that

will be subsequently brought up for discussion. According to Tranfield et al. (2003), systematic review allows the selection and evaluation of contributions from previous researches, the corresponding data analysis and synthesis, as well as sharing evidences from the investigation. In the end, it offers the researcher a wider view about the studied knowledge field. The systematic review increases the transparency level of research, and, as consequence, its grade of reproducibility.

Tranfield et al. (2003), split the review into three stages: planning, conduction and reporting. The first stage comprises the establishment of research question and assignment of a research protocol. The conduction stage generates all the quantitative data, from extraction to arrangement of data into distinct categories based on the context of studied knowledge branch. In the last stage, a descriptive analysis of knowledge field is carried out in accordance with the proposed categories. As result, the main contributions of selected articles are examined and interpreted.

### *Planning phase*

This step is fundamental for the assignment of research question to be addressed in the review and the definition of a review protocol as well. The research question is as follow: “How is the literature about proceedings and methodologies for supporting LCI of manufacturing processes?” The review protocol encompasses: definition of search strings; selection of databases; searching

period, and, establishment of inclusion and exclusion criteria.

The defined search string is a combination of key words extracted directly from the research question. They are: “Life cycle inventory” or its abbreviation “LCI” simultaneously with the terms “manufacturing” and “methodology”.

Scopus, Web of Science, Google Scholar and Scielo were set as databases without ranging the searching period. The intention is mapping the evolution of the researched theme throughout the years. The first two databases were chosen due to their global coverage in the academia. Scielo was picked due to its coverage of Brazilian scientific subjects. On the other hand, Google Scholar is integrated on the most popular search engine worldwide (Ziakis et al., 2019).

The selection of articles for the review is set according to the inclusion and exclusion criteria. The inclusion criteria consisted of articles published in peer-reviewed journals, in English language, once it is largely employed at scientific publications. The exclusion criteria comprise books, editorials, notes, non-peer-reviewed conference papers and doubled articles. Such literature is excluded as attempt of ensuring the quality of selected articles, as the mentioned publication are usually not peer reviewed. It could lead to significant variability of quality (Adams et al., 2017).

The remaining articles are to be assessed to exclude the ones, which are neither related simultaneously to life cycle inventory

methodologies nor proceedings for the following manufacturing processes: original forming, transforming, separating or joining, as described in standard DIN 8580:2003 (DIN, 2003). Data extraction must be conducted qualitatively for the final selection of articles. It is supposed to enclose: article title, journal or editor, publication year and researcher country.

The bibliographic references from the final selection of articles must be submitted to a bibliometric analysis by means of the software Citespace, in order to supplement the data extraction, capturing research trends in the area of life cycle inventory methodologies for manufacturing processes, by revealing the most cited articles and the respective authors.

Bibliometrics has been used during the past quarter of a century to refer to mathematical and statistical analyses of patterns that arise in the publication and use of documents (Diodato, 2012). In this study, the software Citespace has been assigned for those analysis. It is a freely available Java application for visualizing and analyzing trends and patterns in scientific literature (Citespace, 2019).

Closing the conduction stage, the data synthesis aims at the classification of the selected articles as methodological development, case study, combined studies, modelling and simulation, survey, action research and literature review. In the sequence, qualitative data must be extracted.

For the sake of organization, the conduction and reporting phases of this systematic review are presented on the next section.

### III. Results and discussion

The first outcomes of this research work come with the establishment of a body of articles for analysis and its refinement, as detailed in the conduction phase.

#### *Conduction phase*

It was initially established a correlation between the search strings and the logical search expressions adapted to the databases, according to the Table 1.

The search on databases Scopus, Web of Science, Scielo and Google Scholar resulted in 249 articles. The exclusion of duplicated and non-peer-reviewed articles reduced the total amount to 127 documents.

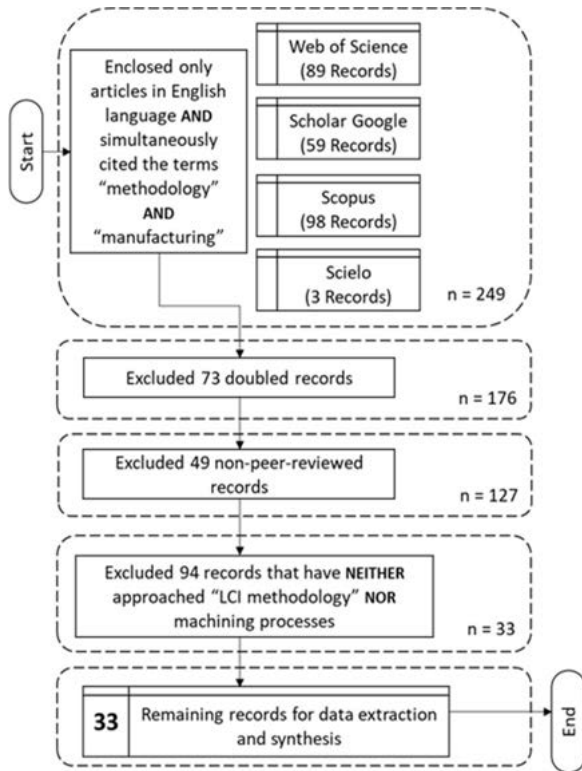
Afterwards, by reading title and abstract of remaining articles, 94 documents were eliminated due to lack of connection between the keywords “life cycle inventory”, “methodology” and the “manufacturing” processes.

On this way, 33 articles passed all the inclusion and exclusion pre-defined criteria. That refined sample was organized into categories and interpreted in reference to the research question. The Figure 1 shows the entire refinement process.

**Table 1 – Definition of searching terms**

Database	Search string	Search results
Scopus	(( TITLE-ABS-KEY ("life cycle inventory") OR TITLE-ABS-KEY ("lifecycle inventory") OR TITLE-ABS-KEY (lci) AND TITLE-ABS-KEY ( manufacturing ))) AND (( TITLE-ABS-KEY ("life cycle inventory") OR TITLE-ABS-KEY ("lifecycle inventory") OR TITLE-ABS-KEY (lci) AND TITLE-ABS-KEY ( methodology ))) AND ( LIMIT-TO ( LANGUAGE , "English" ))	98 documents
Web of Science	((TS="life cycle inventory" OR "lci" OR "lifecycle inventory") AND TS=(manufacturing)) Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI Timespan=All years) AND ((TS="life cycle inventory" OR "lci" OR "lifecycle inventory") AND TS=(methodology)) Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, ESCI Timespan=All years) AND LANGUAGE: (English)	89 documents
Scielo	(TS="life cycle inventory" OR TS="lifecycle inventory" OR TS="LCI" AND TS="methodology" AND TS="manufacturing") AND LANGUAGE: (English) Indexes=SCIELO Timespan=All years	3 documents
Google Scholar	(Find articles: with all of the words (methodology) AND with the exact phrase (life cycle inventory) AND where my words occur (In the title of the article)) AND* (Find articles: with all of the words (manufacturing) AND with the exact phrase (life cycle inventory) AND where my words occur (In the title of the article)) AND LANGUAGE: (English)	59 documents

**Figure 1 – Selection of relevant articles after employment of exclusion criteria**



**Reporting phase**

The 33 selected articles summarized in the Table 2 are published in 13 peer-reviewed scientific journals. More than 57% (19 from 33) of the articles are represented by only 2 journals. The high concentration is due to coverage of themes connected to the life cycle analysis and sustainable practices.

The number of published articles and citations related to life cycle inventory methodologies on manufacturing processes has increased in the last five years, as shown in the Figure 2.

In regard to distribution of publications around the globe, in reference to methodologies of life cycle inventory for manufacturing processes, the European countries together counts on 16 from 33 selected articles, and, the United States accounts for 11 among the selected sample. It shows the correlated studies are highly concentrated in Europe and North America.

Most of selected publications is connected to environmental and sustainability topics. As the systematic review is directly related to manufacturing processes, the engineering manufacturing knowledge area appears also in spotlight.

The bibliometric analysis was carried out basing on 424 non-repeated references cited on the 33 selected articles. The resulting arrangement of clusters revealed the 10 most cited articles (2.37%) represent 19% of the 2,670 citations, when it refers to methodologies of life cycle inventory for manufacturing processes.

Therefore, that sample represents the main source for the development of new researches in this particular knowledge segment. The Table 3 lists such articles, their authors and quantity of citations.

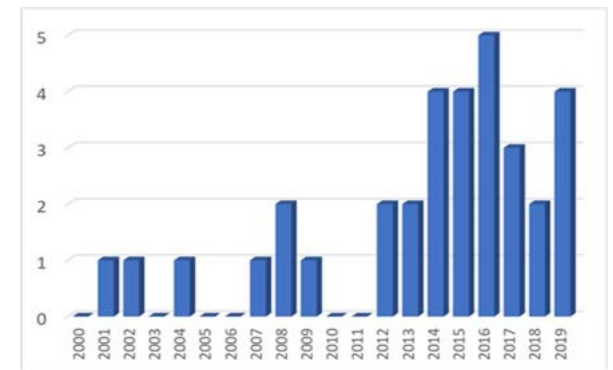
Subsequently, the 33 selected articles were fully examined and analyzed descriptively according their research methodology and the research

question established for this review. The Figure 3 shows the distribution among research categories.

**Table 2 – Journals of selected articles**

Scientific Journal	Frequency
International Journal of Life Cycle Assessment	11
Journal of Cleaner Production	8
Production Engineering-Research and Development	2
Journal of Industrial Ecology	2
Journal of Manufacturing Science and Engineering-Transactions of the ASME	2
Nordic Laser Materials Processing Conference	1
International Journal of Advanced manufacturing Technology	1
Proceedings of the ASME International Manufacturing Science and Engineering Conference	1
Chemical Engineering Transactions	1
CIRP Conference on Life Cycle Engineering	1
Rapid Prototyping Journal	1
Virtual and Physical Prototyping	1
Proceedings of CIRP Conference in Manufacturing Systems	1

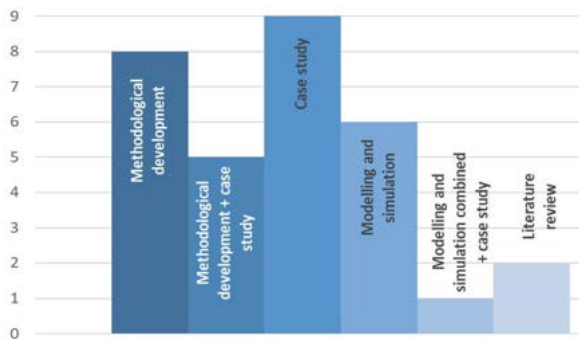
**Figure 2 – Publications about LCI**



**Table 3 – core citations of searching articles**

Article title	Author / Year	Citations
Methodology for systematic analysis and improvement of manufacturing unit process life-cycle inventory (UPLCI) - Part 1: Methodology description	Kellens K. 2012	113
Methodology for systematic analysis and improvement of manufacturing unit process life cycle inventory (UPLCI) - Part 2: case studies	Kellens K. 2012	65
Towards energy and resource efficient manufacturing: A processes and systems approach	Duflou J.R. 2012	61
Review of life cycle assessment towards sustainable product development	Chang D.N. 2014	56
ISO 14040:2006	ISO	44
ISO 14044:2006	ISO	40
Unit process energy consumption models for material removal processes	Kara S. 2011	36
Recent developments in Life Cycle Assessment	Finnveden G. 2009	33
A Review of Engineering Research in Sustainable Manufacturing	Haapala K.R. 2013	30
Environmental aspects of laser-based and conventional tool and die manufacturing	Morrow W.R. 2007	30

**Figure 3 – Research categories of selected articles**



The main objectives and topics of recently introduced methodologies for manufacturing processes are described as follow:

Kellens et al. (2012) propose the screening (mainly based on engineering calculation) and in-depth approach (mainly based on process measurements), whose common steps include: set of manufacturing process according to DIN 8580:2003 (DIN, 2003); LCI construction; peer-review and publication; identification of environmental improvements and the development of guideline for the best practices and ecodesign. The definition of a unit process life cycle inventory (UPLCI - CO2PE!) for the use phase of manufacturing unit processes is the focus of this methodology.

Filleti et al. (2014) employ the methodology UPLCI - CO2PE!, which was designed by Kellens et al., 2012, and integrate it to a user interface based on the internet application, in order to make available LCI and LCIA datasets. The collected unit process inventory datasets are transferred to a main server which stores inventory and impact databases.

Broadbent (2016) proposes a calculation method for reuse and recycling of steel scrap. The process modelling is carried out for electric arc furnace and basis oxygen furnace, and, follows the guidelines ISO 14040:2006 (ISO, 2006a) and 14044 (ISO, 2006b), although it is not specifically aimed at development of life cycle inventories.

Nyamekye et al. (2015) develop a methodology based on the in-depth approach of UPLCI - CO2PE! to build up inventory data from conventional machining processes and laser additive manufacturing, taking into account a

fictional supply chain model for each technology.

Yosofi et al. (2019) develop mathematical models for sustainability based on the methodology UPLCI - CO2PE! and present the case study results.

Brundage et al. (2019) propose the construction of LCI dataset from existing process data based on format ASTM E3012-16. The methodology main steps comprise the identification of Unit Manufacturing Process Model, data conversion from ASTM into Ecosplod2 format, and, LCI conduction.

Weidema (1993) published the article before the release of ISO 14040:2006 (ISO, 2006a) and 14044 (ISO, 2006b). It sets a guideline for the development of life cycle analysis, and points out the influences of product selection, geographical boundaries of the system, technological level and allocation over LCI and LCA results.

Eastwood et al. (2015) present a 6-step methodology for product and process design evaluation under the sustainability perspective. ISO 14040:2006 (ISO, 2006a), ISO 14044 (ISO, 2006b) and in-depth approach of UPLCI - CO2PE! are the basis for the establishment of manufacturing key unit processes.

Overcash et al. (2009) propose a methodology for the generation of LCI datasets according to 3 main steps: process classification by self-assigned taxonomy; description of machine, raw materials and other unit process parameters;

calculation of energy consumption for all steps, including loss of mass, emissions and scrap.

Zendoia et al. (2014) propose a 4-step methodology to identify the productive cycles of machine tools according ISO/DIS 14955-1 (DIN, 2014). The operation states of machine tools are set for measurement of energy consumption, consumables and emissions.

Yosofi et al. (2018) present a methodology based on the UPLCI - CO2PE! that includes the conception of predictive geometry-dependent models for inventory datasets. This approach includes the comparison between measurements take in the real process and the calculations.

Matsuhashi et al. (2002) propose a process-relational model based on differential equations for estimated inputs and outputs of related process, like production consumables and fuel.

#### IV. Conclusion

The bibliometric study and the detailed analysis of the 12 articles referred in section 3 showed that methodologies UPLCI - CO2PE! and standards ISO 14040:2006 (ISO, 2006a) and 14044:2006 (ISO, 2006b) are very relevant as building blocks for the development of LCI methodologies for manufacturing processes.

In addition, the mapping of resources, waste and emissions in manufacturing unit process is mentioned as a fundamental step in the majority of proposed methodologies.

#### References

- Adams, R. J., Smart, P., Huff, A. S., 2017. *International Journal of Management Reviews* (2017). <https://doi.org/10.1111/ijmr.12102>ISSN: 1460-8545
- Broadbent, Clare. *International Journal of Life Cycle Assessment* (2017). <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1081-1>
- Brundage, Michael P.; Lechevalier, David; Morris, K. C. *Journal of Manufacturing Science and Engineering-Transactions of the ASME* (2019). <https://doi.org/10.1115/1.4041947>
- Chang, Danni; Lee, C. K. M.; Chen, Chun-Hsien. *Journal of Cleaner Production* (2014). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.07.050>
- Information on Citespace (2019). Available on: <<http://cluster.cis.drexel.edu/~cchen/citespace/>>. Access: 20 September. 2019.
- Diodato, V.P. *Dictionary of Bibliometrics*. New York: Routledge, 2012.
- Duflou J.R., Kellens K, Devoldere T, Deprez W, Dewulf W, 2010. Energy related environmental impact reduction opportunities in machine design: case study of a laser cutting machine. *Int J Sustain Manufacturing* 2:80–98
- Duflou, J.R., Sutherland, J.W., Dornfeld, D., Herrmann, C., Jeswiet, J., Kara, S., Hauschild, M., Kellens, K., 2012. Towards energy and resource efficient manufacturing: a processes and systems approach. *CIRP Ann. Manuf. Technol.* 61, 587-609.
- Eastwood, Michael D.; Haapala, Karl R. *Journal of Cleaner Production* (2015). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.08.105>
- Information on Ecoinvent 3.5 (2018). Available on: <<https://www.ecoinvent.org/support/documents-and-files/information-on-ecoinvent-3/information-on-ecoinvent-3.html#3123>>. Access: 17 July. 2019.
- Filleti, Remo A. P.; Silva, Diogo A. L.; Silva, Eraldo J.; Ometto, Aldo R. 21st CIRP Conference of Life Cycle Engineering (2014). <https://doi.org/10.1016/j.procir.2014.06.024>
- Finnveden, Goran; Hauschild, Michael Z.; Ekvall, Tomas; 2009. Recent developments in Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management*, v.91, n.1, p.1-21.
- ISO 14040 (2006) Environmental management—life cycle assessment—principles and framework. International standard. International Organization of Standardization, Geneva.
- ISO 14044 (2006) Environmental management—life cycle assessment—requirements and guidelines. International standard. International Organization of Standardization, Geneva

ISO/DIS 14955-1 (2014). *Machine Tools e Environmental Evaluation of Machine Tools e Part I: Design methodology for Energy-efficient Machine Tools*. Standard Under Development, Geneva, Switzerland.

Kara, S.; Li, W., 2011. Unit process energy consumption models for material removal processes. *CIRP Annals-Manufacturing Technology*, v.60, n.1, p.37-40.

Kellens, Karel; Dewulf, Wim; Overcash, Michael; Hauschild, Michael Z.; Duflou, Joost R. *International Journal of Life Cycle Assessment* (2012). <https://doi.org/10.1007/s11367-011-0340-4>

Matsuhashi, R; Kudoh, Y; Yoshida, Y; Ishitani, H; Yoshioka, M; Yoshioka, K. *International Journal of Life Cycle Assessment* (2002). <https://doi.org/10.1065/lca2000.04.027>

Nyamekye, Patricia; Leino, Maija; Piili, Heidi; Salminen, Antti. 15th Nordic Laser Materials Proceeding Conference (2015). <https://doi.org/10.1016/j.phpro.2015.11.051>

Overcash, Michael; Twomey, Janet; Kalla, Devi, 2009. Unit Process Life Cycle Inventory for Product Manufacturing Operations. *Proceedings of the ASME International Manufacturing Science and Engineering Conference*, v.1, p.49-55

Sproedt, A.; Plehn, J.; Schoensleben, P.; Herrmann, C. *Journal of Cleaner Production* (2015). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.12.082>

Suh, S.; Leighton, M.; Tomar, S.; Chen, C. *International Journal of Life Cycle Assessment* (2016). <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0592-2>

Tranfield, D.; Denyer, D.; Smart, P., 2003. Towards a methodology for developing evidence: informed management knowledge by means of systematic review. *British Journal of Management*, Chichester, v. 14, n. 3, p. 207-222.

Thorn, M.J.; Kraus, J.L.; Parker, D.R., 2011. Life-cycle assessment as a sustainability management tool: strengths, weaknesses, and other considerations. *Environmental Quality Management*, v.20, n.3, p.1-10

Weidema, B. *Journal of Cleaner Production* (1993). [https://doi.org/10.1016/0959-6526\(93\)90007-X](https://doi.org/10.1016/0959-6526(93)90007-X)

Yosofi, Mazyar; Kerbrat, Olivier; Mognol, Pascal. *International Journal of Advanced Manufacturing Technology* (2019). <https://doi.org/10.1007/s00170-019-03446-2>

Yosofi, Mazyar; Kerbrat, Olivier; Mognol, Pascal. *Virtual and Physical Prototyping* (2018). <https://doi.org/10.1080/17452759.2017.1418900>

Zendoia, Jose; Woy, Udisien; Ridgway, Nicola; Pajula, Tim; Unamuno, Gorka; Olaizola, Aratz; Fysikopoulos, Apostolos; Krain, Roland. *Journal of Cleaner Production* (2014). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.05.012>

Ziakis, C.; Vlachopoulou, M.; Kyrkoudis, T.; Karagkiozidou, M. *Future Internet* (2019). <https://doi.org/10.3390/fi11020032>



## Green Manufacturing: Avaliação do Ciclo de Vida de um processo de usinagem de tubos de alumínio

Alessandro Silveira Firmino<sup>1</sup>

José Augusto de Oliveira<sup>2</sup>

Diogo Aparecido Lopes Silva<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) – campus Sorocaba/SP

<sup>2</sup> Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP) – campus São João da Boa Vista/SP  
alefirmino\_01@hotmail.com

### Resumo

A manufatura é desenvolvida para a transformação de matéria-prima em produtos. Desta forma, recursos naturais são consumidos, principalmente para a geração de matéria-prima e de energia, significativamente utilizadas, refletindo em potencial de geração de impactos ambientais adversos. Visando à obtenção de sistemas produtivos com menor consumo desses recursos naturais e que, conseqüentemente, causem menos impactos ao meio ambiente, institui-se a Green Manufacturing (GM), cujo conceito foi aplicado neste estudo de desempenho ambiental de um processo produtivo de usinagem de tubos de alumínio. A técnica de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) foi utilizada para orientar as fases do estudo. Ainda, em função da necessidade de desenvolvimento mais preciso da fase de Inventário do Ciclo de Vida (ICV) do estudo, a metodologia Unit Process Life Cycle Inventory (UPLCI) foi utilizada. A aplicação desta metodologia ao longo do desenvolvimento da ACV possibilitou a identificação dos impactos ambientais potenciais do processo estudado e dos seus principais hotspots, permitindo que ações possam ser propostas focadas em mitigar a origem desses impactos, resultando em um sistema de manufatura ambientalmente mais sustentável

**Palavras-chaves:** Green Manufacturing, ACV, UPLCI, Usinagem.

### Introdução

No cenário atual, a sustentabilidade torna-se um elemento fundamental dentro das organizações, visando a estratégias ambientais voltadas ao desenvolvimento de metodologias de avaliação ambiental focadas na mitigação dos impactos negativos ao meio-ambiente causados pela manufatura de produtos colocados no mercado (Jacquemin; Pontalier; Sablayrolles, 2012). Estes produtos deverão passar a ser obtidos por meio de novas técnicas e estratégias sustentáveis incorporadas em atividades desde a extração da matéria-prima até a disposição final do produto (Ribeiro; Veiga, 2011).

Esta nova consciência ambiental orientada ao pensamento do ciclo de vida visa a estimular a indústria a se tornar proativa no *design* dos produtos e dos processos de manufatura, buscando torna-los mais sustentáveis. Neste contexto, emerge a *Green Manufacturing (GM)*, focada na implementação de sistemas produtivos que causem menos impactos negativos ao meio ambiente, por meio da redução do consumo de recursos naturais para a sua realização e na redução da emissão de resíduos por produto gerado (Dornfeld *et al.*, 2013; Sangwan; Mittal, 2015).

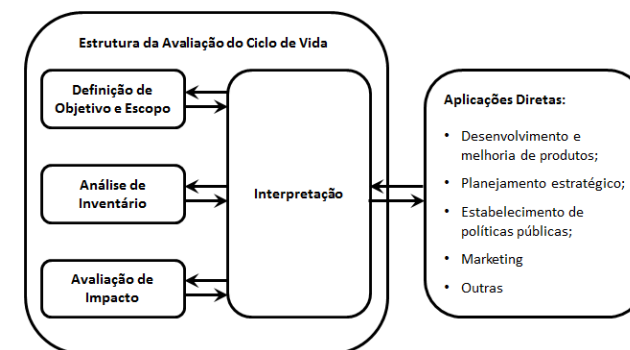
A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é costumeiramente utilizada na aplicação do conceito de *GM*, pois apresenta-se como a principal técnica para a identificação e análise dos aspectos e impactos ambientais de sistemas produtivos, em função de demandar a

mensuração dos fluxos de entrada e saída de materiais e energia, além da mensuração dos impactos potenciais desses mesmos fluxos em relação ao meio ambiente (ABNT, 2009). Por meio da técnica da ACV, portanto, torna-se possível a aplicação de medidas que beneficiem o desempenho ambiental do sistema sob a perspectiva de ciclo de vida de produto.

### Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)

A avaliação do ciclo de vida é uma estrutura metodológica para quantificar e analisar os impactos ambientais decorrentes do ciclo de vida de produtos, serviços e processos. Segundo a ABNT (2009), a ACV enfoca nos aspectos e impactos ambientais potenciais de todo o ciclo de vida de um produto, serviço ou processo, avaliando-o desde a obtenção da matéria-prima até sua disposição final. A Figura 1 indica das fases que compõem a ACV.

Figura 1: Fases de estudos de ACV (ABNT, 2009)

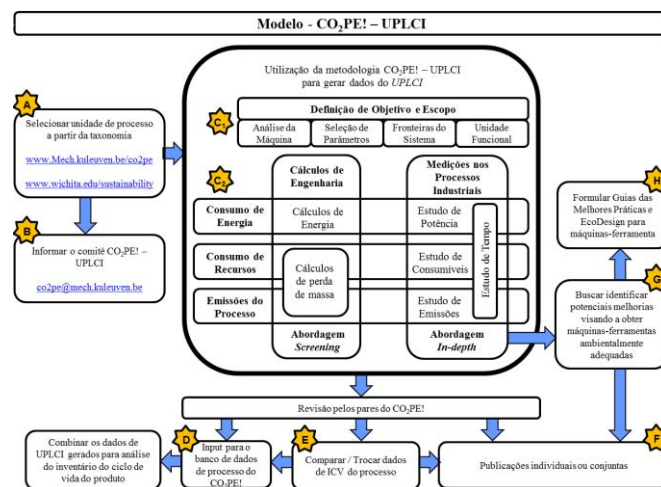


### Unit Process Life Cycle Inventory (UPLCI)

Ao se realizar uma ACV, a fase de inventário de ciclo de vida (ICV) apresenta a maior probabilidade de erros, que podem acarretar em restrições relacionadas à qualidade dos dados coletados. A fim de se reduzir essa probabilidade, Kellens *et al.* (2012a, 2012b) estabeleceram a metodologia *Unit Process Life Cycle Inventory (UPLCI)*, por meio da qual torna-se possível coletar, documentar e fornecer dados de ICV para uma variedade de unidades de processo de manufatura, além de se identificar potenciais melhorias ambientais aplicáveis aos processos avaliados. Filleti *et al.* (2017) destaca que a coleta de dados de ICV pode ser estratificada por nível de subunidade do equipamento ou por seus modos de uso, resultando na criação de inventários mais detalhados, precisos e completos para cada subunidade ou modo de uso do processo.

As etapas para aplicação da metodologia *UPLCI*, conforme Kellens *et al.* (2012a), são apresentadas no modelo *CO<sub>2</sub>PE!* (Figura 2). Destaca-se a definição das fronteiras do sistema, em que se estabelece qual o processo será estudado, em que momento se inicia e em que momento se encerra este sistema, quais as subunidades e quais os modos de uso serão detalhadamente investigados, e quais operações ocorrem entre seu início e encerramento (Kellens *et al.*, 2012a). Para isso, conforme a Figura 3, são listados os *inputs* da tecnosfera, advindos ou de unidades de processo anterior ou

Figura 2: Visão geral da metodologia UPLCI pelo modelo CO<sub>2</sub>PE! (Adaptado de Kellens *et al.*, 2012a)

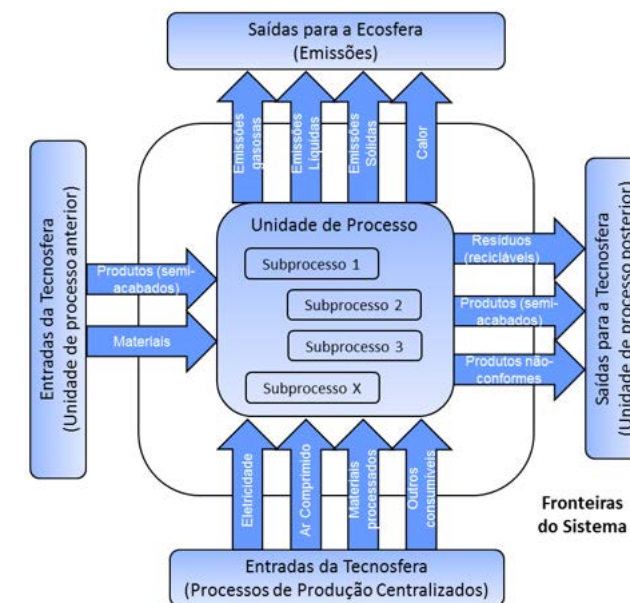


de processos de produção centralizados, os *outputs* para a ecosfera (emissões) e os *outputs* para a tecnosfera, que são os resultados enviados à unidade de processo posterior.

### Unidade Funcional e Fluxo de Referência

Ao se descrever a unidade funcional objetiva-se especificar quantitativa e qualitativamente a medida de desempenho das saídas funcionais do sistema estudado. Kellens *et al.* (2012a) e a *European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environmental and Sustainability - EC/JRC/IES* (2010) descrevem que a unidade funcional visa a definir um fluxo de referência que irá se relacionar quantitativamente com todos os outros fluxos de entrada e saída do processo, de modo a indicar a quantidade necessária do produto para desempenhar a fun-

Figura 3: Fronteiras do sistema de uma unidade de processo (Adaptado de Kellens *et al.*, 2012a)



ção expressa pela unidade funcional (Silva, 2012). A metodologia *UPLCI* propõe a utilização de um fluxo de referência aplicável a 1 segundo de tempo de processamento de uma unidade de processo de manufatura, com referência a um regime de trabalho anual igual a 2000 horas (Kellens *et al.*, 2012<sup>a</sup>; Duflou *et al.*, 2012).

### Análise de inventário em processos de manufatura

A fase de ICV objetiva a coleta de dados de entrada e saída do sistema relacionados às categorias de impactos a serem avaliadas, e a definição dos métodos para a quantificação

desse fluxos de entrada e de saída, que podem ser obtidos por meio cálculos teóricos ou por meio de medições *in loco* (Duflou *et al.*, 2012). Por meio da metodologia *UPLCI*, esta fase pode ser desenvolvida por meio de uma abordagem teórica, chamada de *screening approach*, que é vista como mais rápida, ou por uma abordagem prática, que exige maior esforço e tempo, chamada de *in-depth approach* (Kellens *et al.*, 2012a).

## Materiais e Métodos

Utilizando-se da metodologia *UPLCI*, foram estabelecidos os procedimentos relacionados à modelagem de processo de usinagem visando à descrição, monitoramento e melhoria no desempenho ambiental do processo utilizado para a fabricação de tubos de alumínio, oriundos de matéria-prima fundida, inserida no processo em seu estado bruto, cuja usinagem ocorre em um Centro de Usinagem com alimentação elétrica 380 V, trifásico.

Ao longo do ciclo de produção, são realizadas as operações de usinagem de: (i) fresamento; (ii) mandrilhamento; (iii) furação; e (iv) rosca. A partir do estudo do ciclo do processo, foram identificadas as subunidades presentes nos equipamentos, que, dependendo do modo de uso e da suboperação em desenvolvimento, podem estar em condição: (i) desligada; (ii) energizada mas com ativação intermitente; (iii) energizada mas não ativada; ou (iv) ativada. As subunidades listadas são: (i) sistema primário;

(ii) *spindle*; (iii) porta-ferramentas; (iv) sistema de refrigeração; (v) sistema de exaustão; (vi) transportador de cavaco.

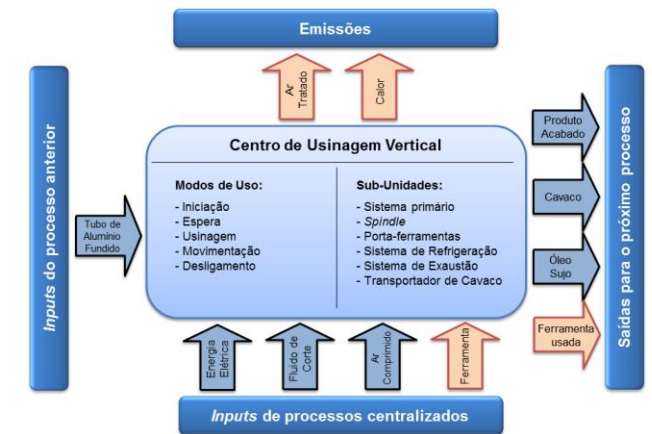
Em relação aos modos de uso, desde o momento da sua inicialização até o seu desligamento completo, foi possível se relacionar cinco modos de operação distintos: (i) iniciação; (ii) espera; (iii) usinagem; (iv) movimentação; (v) desligamento.

### *Unidade funcional, fluxo de referência e fronteiras do sistema*

Ao se definir unidade funcional e o fluxo de referência do processo estudado, baseando-se na proposta da metodologia *UPLCI* de se indicar o fluxo de referência considerando o tempo de 1 segundo de processamento, tem-se que a unidade funcional é expressa pela remoção de 0,7803 cm<sup>3</sup>/seg de alumínio. Já o fluxo de referência é expresso por: remoção, por meio de usinagem mecânica, de 0,7803 cm<sup>3</sup>/seg de alumínio, oriundos de tubos de alumínio fundidos, resultando em três tubos usinados, considerados produtos-acabados.

Em relação à definição das fronteiras do sistema, também conforme estabelecido pela metodologia *UPLCI*, foi realizado, conforme apresentado na Figura 4, o levantamento detalhado dos modos de uso, além das entradas e saídas do processo estudado, abrangendo os processos desempenhados neste processo.

Figura 4: Fronteiras do sistema estudado



### *Inventário do ciclo de vida (ICV)*

Para a realização da etapa de inventário de ciclo de vida, a abordagem *in-depth approach* foi selecionada. Os dados de *background* foram oriundos do *GaBi Database*, presente no software *GaBi Education 8.7*. Para a coleta dos dados de *foreground* foram estabelecidas as seguintes ações:

- 1) Medição do tempo, do consumo de energia elétrica e dos demais insumos (matéria-prima, fluido de corte, ferramenta, ar comprimido) em cada modo de uso;
- 2) Medição dos resíduos gerados pela realização do processo;
- 3) Compilação dos dados de inventário coletados, cálculos de entrada e saída totais, e fechamento do balanço de massa/energia do sistema do produto estudado.

### ***Avaliação do impacto do ciclo de vida (AICV)***

Para a realização da etapa de AICV, em que o sistema do produto é examinado sob uma perspectiva ambiental, é necessária a definição do método a ser utilizado e das categorias de impacto a serem avaliadas.

Para a definição do método de AICV, foi realizada uma revisão sistemática de literatura, que indicou a predominância do método ReCiPe em estudos envolvendo a aplicação de ACV em processos de manufatura.

Após, foi realizado o levantamento de todas as categorias avaliadas pelo método ReCiPe. Analisando-se todas essas categorias, foram selecionadas aquelas consideradas mais adequadas a serem avaliadas em função das características do processo estudado e dos fluxos de consumíveis presentes. Portanto, foram selecionadas as categorias: potencial de mudanças climáticas (CCP), potencial de acidificação terrestre (TAP) e potencial de toxicidade humana (HTP).

### **Resultados**

A Tabela 1 apresenta de forma compilada os resultados dos inventários realizados, separados por modo de uso. Evidencia-se que no modo de uso “usinagem + movimentação” ocorre o consumo de todos os fluxos utilizados para a realização do processo. Ainda, ao se comparar o consumo deste modo de uso com o consumo de todos os demais, foi identificado como o modo

de uso que apresenta o maior consumo em todos os fluxos inventariados.

**Tabela 1: Dados de inventário do processo estudado**

<i>Item</i>	<i>Iniciação</i>	<i>Espera</i>	<i>Usinagem + Movim</i>	<i>Deslig</i>
Tempo (seg)	316	859	4.562	15
Eletricidade (kVAh)	1,17	3,17	26,21	0,06
Fluido de corte (litros)	-	-	87,6	-
Alumínio (cm <sup>3</sup> )	-	-	93.608	-
Ferramenta (unidade)	-	-	0,21	-
Ar comprim (Nm <sup>3</sup> )	-	-	4,5	-

Visando ao maior detalhamento do modo de uso “usinagem + movimentação”, em função de ser o maior gerador de consumo e, conseqüentemente, o maior causador dos impactos ambientais potenciais, observa-se que:

- Consumo de tempo: apresenta a duração de 4.562 segundos. Foram nomeados 10 subprocessos distintos desempenhados ao longo do processo, foi medida a duração de cada um deles e, em seguida, calculado o percentual de duração de cada um dos subprocessos em relação ao tempo total do processo. A movimentação do cabeçote para a troca de ferramentas entre um subprocesso e outro representa a maior duração, com 21,5% do tempo total do ciclo, indicando que grande parte

do processo é consumida sem haver a realização usinagem da peça;

- Consumo de eletricidade: consumo total de 26,21 kVAh, ou 5,74 VAh/seg, baseando-se no fluxo de referência;
- Consumo de matéria-prima: a cada ciclo realizado, 93.608 cm<sup>3</sup> de alumínio fundido (243,38 kg) representam uma entrada no processo. Desta forma, em relação ao fluxo de referência, a matéria-prima representa 20,52 cm<sup>3</sup>/segundo de consumo;
- Consumo de fluido de corte: apresenta consumo de 0,0192 ml/segundo;
- Consumo de ar comprimido: consumo total de 4,5 Nm<sup>3</sup>;
- Consumo de ferramentas de usinagem: devido à variedade de métodos de usinagem distintos realizados ao longo do processo estudado, há a necessidade de utilização de diversas ferramentas distintas para cada processo. Somando-se o consumo parcial de cada ferramenta utilizada ao longo do processo, totaliza-se o consumo de 0,21 ferramenta por peça produzida. Ao se buscar o consumo em relação ao fluxo de referência, obtém-se um resultado inferior a 0,0001 unidade consumida por segundo, de modo que foi considerado insignificante para ser utilizado no estudo dos consumíveis para efeito da AICV.

Ao se realizar o estudo de emissões geradas no processo, também em razão de seu volume e sua intensidade serem consideravelmente pequenos,

concluiu-se ser de baixa relevância quanto aos eventuais impactos à atmosfera causados pelos resíduos gerados no processo estudado e, por esta razão, decidiu-se que também não seriam considerados para a avaliação de impacto do ciclo de vida ao longo deste estudo.

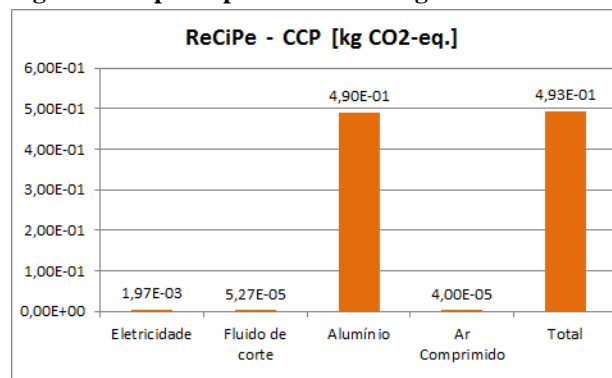
### *Avaliação do impacto do ciclo de vida (AICV) e Interpretação focada no modo de uso “usinagem + movimentação”*

A Tabela 2 apresenta os resultados de AICV do modo de uso “usinagem + movimentação” para cada um dos fluxos inventariados, separados por categoria de impacto, e as Figuras 5, 6, 7 e 8 apresentam graficamente estes mesmos resultados, permitindo visualizar de forma prática a contribuição de cada fluxo de inventário para os impactos mapeados.

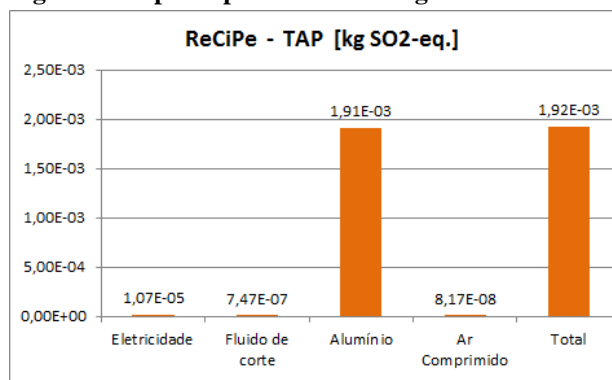
**Tabela 2: Resultados da AICV por categoria de impacto, no modo de uso “usinagem + movimentação”**

<i>Fluxo</i>	<i>CCP</i> [kg CO <sub>2</sub> -eq.]	<i>TAP</i> [kg SO <sub>2</sub> -eq.]	<i>HTP</i> [kg DCB-eq.]
Eletricidade	1,97E-03	1,07E-05	1,36E-04
Fluido de corte	5,27E-05	7,47E-07	3,75E-04
Alumínio	4,90E-01	1,91E-03	1,55E-02
Ar comprim	4,00E-05	8,17E-08	9,32E-007
<b>TOTAL</b>	<b>4,93E-01</b>	<b>1,92E-03</b>	<b>1,60E-02</b>

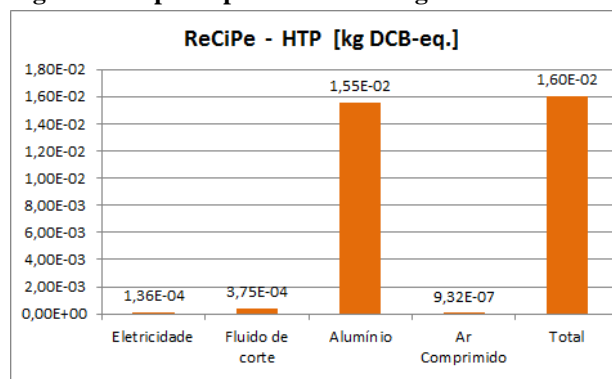
**Figura 5: Impacto potencial na categoria CCP**



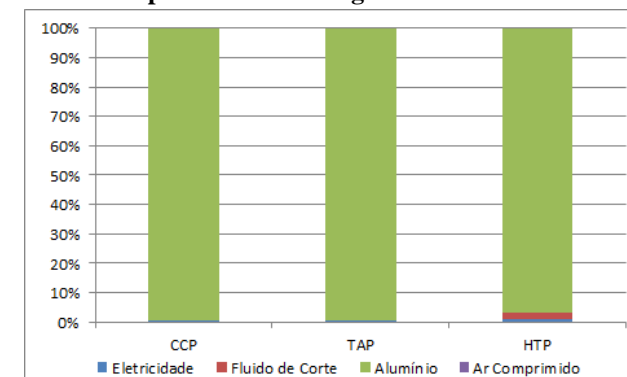
**Figura 6: Impacto potencial na categoria TAP**



**Figura 7: Impacto potencial na categoria HTP**

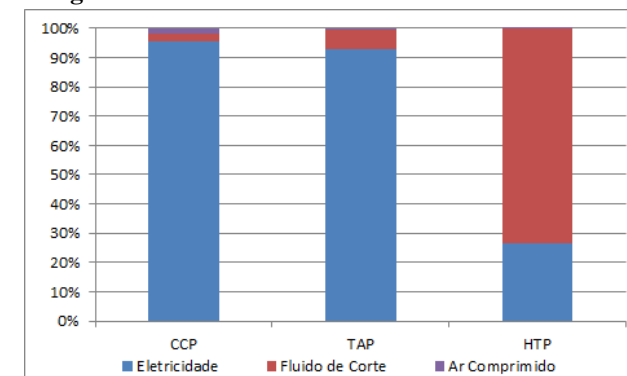


**Figura 8: Análise da contribuição de cada fluxo de inventário para todas as categorias avaliadas**



O alumínio apresenta-se como o principal *hotspot*. Em função da contribuição do alumínio ser predominante em todas as categorias de impacto avaliadas, foi realizada, conforme apresentado na Figura 9, a análise de contribuição dos demais fluxos inventariados, excluindo-se o alumínio, a fim de se analisar a contribuição destes consumíveis no impacto potencial do sistema estudado.

**Figura 9: Análise da contribuição dos fluxos de inventário, excluído o alumínio, para todas as categorias avaliadas**



Foi evidenciado o potencial de impacto do uso da eletricidade e do fluido de corte superiores ao do uso do ar comprimido, sendo que, em algumas categorias de impacto, a eletricidade se destaca como o fluxo mais impactante e, em outras, o fluido de corte se destaca. Em razão da identificação da eletricidade e do fluido de corte como os principais *hotspots*, ações futuras deverão ser propostas, por meio de uma análise de sensibilidade, visando à criação de cenários futuros de fabricação, objetivando a redução de seus usos.

## Conclusões

A aplicação da ACV possibilitou a avaliação do desempenho ambiental do sistema estudado, a identificação dos seus *hotspots* e a proposição de ações para torná-lo ambientalmente sustentável, conforme o conceito de *GM*.

A utilização da metodologia *UPLCI* foi de grande importância devido à identificação do modo de uso “usinagem + movimentação” como o mais significativo em relação aos impactos ambientais potenciais, reforçando a viabilidade da sua utilização.

A realização da AICV em três categorias de impacto distintas possibilitou a identificação, excluindo-se o alumínio, da eletricidade como o principal *hotspot* para a categoria *CCP* e *TAP*, e do fluido de corte para a categoria *HTP*. Esta constatação indica a importância de se avaliar mais categorias de impacto ao se analisar

processos de manufatura, visto que, na literatura referente à *GM*, a maioria das publicações está concentrada apenas em avaliar a categoria *CCP*.

Em razão da utilização desta matéria-prima ser inevitável, ações futuras poderão ser propostas visando à redução do seu uso. Como exemplo, a busca pelo fornecimento da matéria-prima bruta com menor sobremetal resultaria em menor consumo de alumínio, energia elétrica e fluido de corte, influenciando positivamente no aspecto ambiental dos processos, contribuindo inclusive em relação ao aspecto econômico. A redução no sobremetal influenciaria em todas as variáveis, potencializando a redução dos impactos ambientais. Assim, uma análise de cenários deverá ser feita no futuro para averiguar os benefícios das possíveis melhorias em termos de sua ACV.

## Agradecimentos

Diogo Aparecido Lopes Silva agradece ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (Bolsista Produtividade CNPq – Brasil, Processo 302722/2019-0 e Projeto CNPq Universal – Brasil, Processo 406017/2018-2).

## Referências Bibliográficas

Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR ISO 14040. Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura. Rio de Janeiro: ABNT, ISO, 2009.

Dornfeld, D.; Yuan, C.; Diaz, N.; Zhang, T.; Vijayaraghavan, A. Introduction to green manufacturing. In: Dornfeld, D. (ed.). Green manufacturing: fundamentals and applications. 1ª ed. Berkeley: Springer, cap. 1, p. 1-23, 2013.

Dufloy, J. R.; Sutherland, J. W.; Dornfeld, D.; Herrmann, C.; Jeswiet, J.; Kara, S.; Hauschild, M.; Kellens, K. Towards Energy and Resource Efficient Manufacturing: A Processes and Systems Approach. *CIRP Annals - Manufacturing Technology*, v. 61, n. 2, p. 587-609, 2012.

European Commission - Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. First edition March 2010. EUR 24708 EN. Luxembourg. Publications Office of the European Union; 2010.

Filletti, R. A. P.; Silva, D. A. L.; Silva, E. J.; Ometto, A. R. Productive and environmental performance indicators analysis by a combined LCA hybrid model and real-time manufacturing process monitoring: A grinding unit process application. *Journal of Cleaner Production*, v. 161, p. 510-523, 2017.

Jacquemin, L.; Pontalier, P.; Sablayrolles, C. Life cycle assessment (LCA) applied to the process industry: a review. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 17, p. 1028–1041, 2012.

Kellens, K.; Dewulf, W.; Overcash, M.; Hauschild, M.; Dufloy, J. R. Methodology for systematic analysis and improvement of manufacturing unit process life cycle inventory (UPLCI), part 1: Methodology description. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 17, p. 69-78, 2012a.

Kellens, K.; Dewulf, W.; Overcash, M.; Hauschild, M.; Dufloy, J. R. Methodology for systematic analysis and improvement of manufacturing unit process life cycle inventory (UPLCI), part 2: Case studies. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 17, p. 242-251, 2012b.

Ribeiro, J. A.; Veiga R. T. Proposição de uma escala de consumo sustentável. *Revista de Administração*, v. 46, p. 45–60, 2011.

Sangwan, K. S.; Mittal, V. K. A bibliometric analysis of green manufacturing and similar frameworks. *Management of Environmental Quality: An International Journal*, v. 26, n. 4, p. 566–587, 2015.

Silva, D. A. L. Gestão do ciclo de vida de produtos por meio da avaliação e do monitoramento ambiental de processos de manufatura: procedimento e estudos de caso. 2016. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2016.

## Recontextualização de datasets doecoinvent para o Brasil

Tiago Barreto Rocha<sup>1</sup>, Felipe Lion Motta<sup>1</sup>, Fábio Valebona<sup>1</sup>, Lais Rosado<sup>1</sup> e Sonia Chapman<sup>2</sup>

<sup>1</sup>ACV Brasil <sup>2</sup>Rede ACV

tiago@acvbrasil.com.br

### Resumo

*Há uma reduzida quantidade de datasets que representam a realidade ambiental de produtos e serviços do Brasil. Por outro lado, percebe-se o crescimento da demanda por estudos de ACV e o aumento do interesse por declarações ambientais do tipo III. Desenvolver bases de dados nacionais, partindo do “zero” tem se mostrado um trabalho longo e com pouca eficácia. Neste sentido e buscando ampliar a quantidade de informações que melhor reflitam a realidade do Brasil, a ACV Brasil, Rede Empresarial Brasileira de Ciclo de Vida (Rede ACV) eecoinvent firmaram parceria para desenvolver projeto que visa aumentar a quantidade e qualidade dos inventários que representam o país, por meio de minuciosa recontextualização e reconexão dos datasets que serão concedidos peloecoinvent (EI).*

*Em um primeiro momento será feita uma recontextualização de seis datasets essenciais (pilares) para que melhor representem a realidade nacional e na sequência será realizada uma reconexão de dezenas de datasets que são fortemente influenciados pelos datasets pilares. O objetivo deste artigo é apresentar o projeto que será desenvolvido ao longo de 2020 e discutir as abordagens que serão adotadas para recontextualizações e reconexões noecoinvent para melhor representar os processos no Brasil.*

**Palavras-chaves:** base de dados, banco de dados, inventário.

### Introdução

A crescente preocupação com as mudanças climáticas e demais problemas ambientais tem levado governo e sociedade a repensar suas referências sobre crescimento e desenvolvimento socioeconômico.

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) destaca-se neste contexto por ser uma técnica propícia para quantificação de impactos ambientais, permitindo que sociedade e governo construam e acompanhem metas ambientais. Realizar uma ACV é hoje mais fácil graças a softwares comerciais disponíveis e a bancos de dados existentes. Porém, esses bancos de dados trazem, em sua maioria, informações de processos internacionais que podem não refletir a realidade do Brasil, sobretudo características próprias como matriz elétrica, utilização de biodiesel no transporte de carga, diferentes fontes de petróleo e gás natural.

Em 2005 o governo da Suíça reforçou o interesse em apoiar o desenvolvimento de um banco de dados sobre o ciclo de vida de produtos e serviços da indústria brasileira inclusive com a intenção de aportar recursos financeiros e promover a transferência de conhecimento adquirido durante o desenvolvimento do projetoecoinvent (banco de dados) (IBICT, 2005a). Ainda em 2005, o Instituto Federal Suíço de Pesquisa em Ciência e Tecnologia dos Materiais (EMPA) organizou no Brasil uma semana de capacitação como preparativos para o desenvolvimento de um

banco de dados de produtos e serviços da indústria nacional (IBICT, 2005b).

Nota-se que desde 2005 o Brasil, sob a liderança do Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICT), tem dedicado esforços para o desenvolvimento de um banco de dados que represente a realidade nacional e promova a utilização da ACV pelas empresas brasileiras.

Desde então, sobretudo no escopo do Programa Brasileiro de ACV (PBACV) (BRASIL, 2010), algumas iniciativas têm sido realizadas para o desenvolvimento de banco de dados nacional com destaque para o lançamento do Banco Nacional de Inventários do Ciclo de Vida (SICV) que foi criado para abrigar os dados do Brasil.

Em 2015, a ACV Brasil com fomento do CNPq trabalhou para ampliar a quantidade de dados que representa a indústria nacional por meio de projeto que visou coletar dados de diversos processos de transformação de plástico no Brasil. Estes dados foram submetidos ao SICV.

Em 2016, a *Sustainable Recycling Industries* (SRI), iniciativa fundada pela Secretaria de Economia da Suíça (SECO) em parceria com o EI, lançou uma série de editais para fomentar o desenvolvimento de datasets em países em desenvolvimento, incluindo o Brasil (ECOINVENT, 2014). Por meio desta iniciativa, diversos datasets do setor agrícola, construção civil e eletricidade do Brasil foram desenvolvidos, submetidos aoecoinvent e estão

disponíveis na versão 3.6 desta base de dados (IBICT, 2019).

Em 2018, por meio da Chamada MCTIC/CNPq N° 40/2018 o CNPq também lançou edital para fomentar a elaboração de inventários no Brasil. Por meio desta iniciativa, 10 propostas para desenvolvimento de inventários foram aprovadas e devem resultar em diversos ICVs de produtos nacionais (BRASIL, 2018).

Embora importantes iniciativas tenham acontecido para o desenvolvimento de ICVs no Brasil, o andamento e a disponibilidade dessas informações nacionais estão aquém do avanço e das atuais necessidades para aplicação da ACV no país.

Assim, para a utilização da técnica de ACV no Brasil os executores de estudos veem-se forçados a usar base de dados internacionais, na maioria dos casos europeia e norte-americana, comprometendo a qualidade e confiabilidade dos resultados. O uso corrente de base de dados internacionais pode prejudicar a validação desses estudos ou reduzir a competitividade dos produtos brasileiros no mercado internacional, em ocasiões onde a realidade nacional é melhor que a realidade internacional (por exemplo: matriz elétrica).

Neste contexto, e visto que o desenvolvimento de banco de dados partindo de coleta de dados primários (“do zero”) tem se mostrado um trabalho longo e com pouca eficácia, busca-se ampliar a quantidade de informações que melhor reflitam a realidade do Brasil, a partir de

minuciosas recontextualizações e reconexões dos datasets da base de dados ecoinvent.

Esta iniciativa é liderada pela ACV Brasil em conjunto com a Rede Empresarial Brasileira de ACV (Rede ACV) e ecoinvent. A ACV Brasil é uma consultoria com mais de 9 anos de experiência em estudos de ACV e a Rede ACV é uma associação composta por diversas empresas com a intenção de promover o uso da ACV no Brasil.

O objetivo do projeto é recontextualizar seis datasets essenciais (pilares), a saber: Diesel, Gás Natural, Biodiesel, Petróleo e Transporte Rodoviário de Carga e energia elétrica. A partir desses datasets pilares, dezenas de outros datasets críticos serão reconectados para melhor representar a realidade nacional.

Entende-se por recontextualização a alteração de índices de produção, de fluxos elementares, de origem de matérias-primas e/ou das composições de processos (mix de mercado) para que haja correspondência com a realidade nacional. Pressupõe coleta de dados secundários ou coleta parcial de dados primários.

A reconexão é o rearranjo das conexões existentes entre datasets para que exista maior correspondência com a realidade nacional. Não pressupõe uma coleta de dados.

### **Concepção e elaboração do acordo de colaboração**

A ideia de desenvolver datasets com base em dados disponibilizados pelo ecoinvent não é algo novo e originalmente proposto por este projeto.

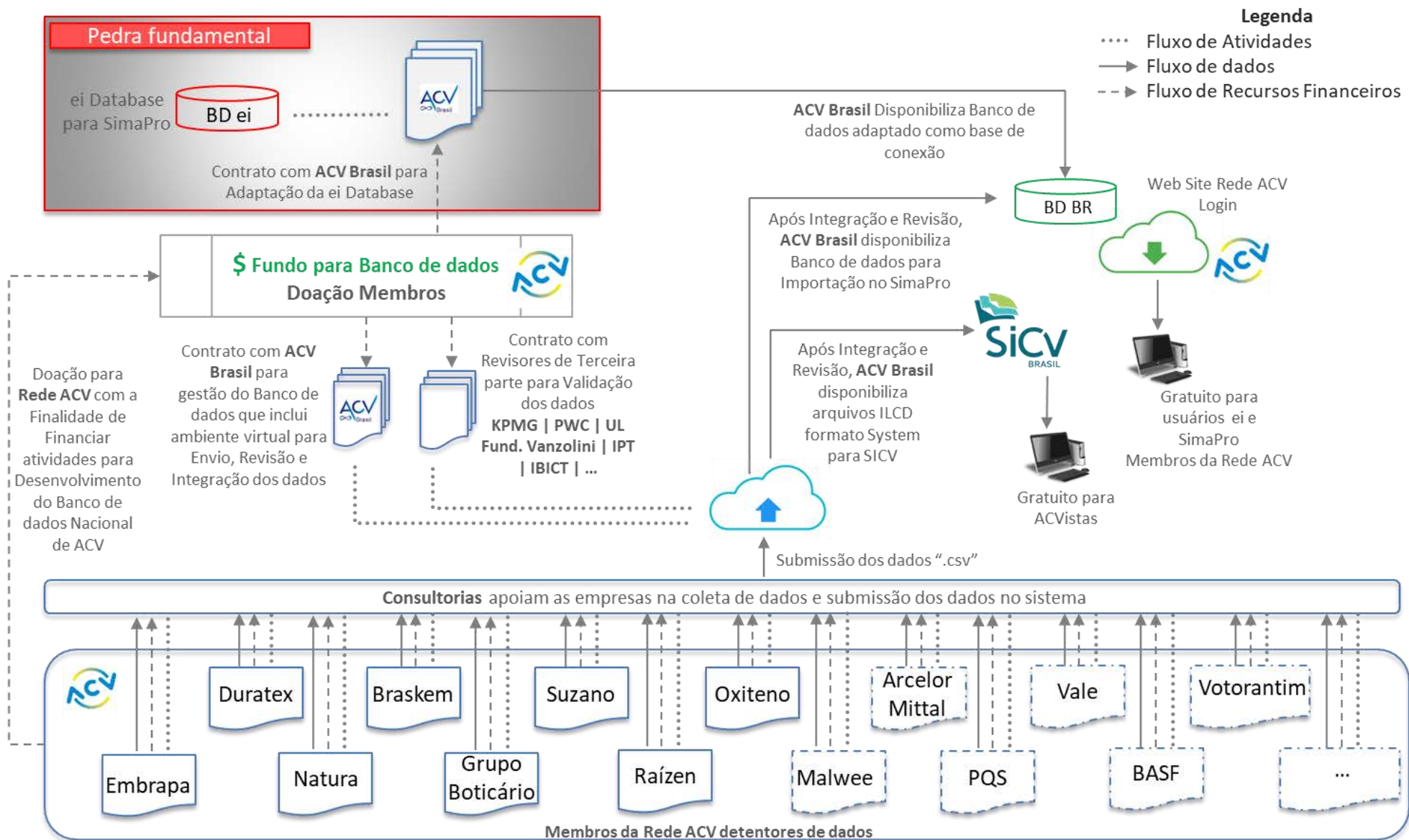
Em 2015, o IBICT em parceria com a United Nations Environment Program (UNEP) e o Conselho Empresarial Brasileiro para o Desenvolvimento Sustentável (CEBDS) realizou o 1º Workshop de Adaptação de Inventários ao Contexto Brasileiro. Este workshop teve como objetivo capacitar profissionais na adaptação de Inventários do Ciclo de Vida ao contexto brasileiro a partir de datasets oferecidos gratuitamente pelo ecoinvent (IBICT, 2015). Como resultado deste evento alguns datasets adaptados foram disponibilizados no SICV.

Com grande experiência no tema, a ACV Brasil também desenvolveu uma adaptação em massa de todos os processos do ecoinvent. Para isso foram feitas reconexões para todos os datasets apontando os fluxos de energia elétrica para a matriz brasileira. Essa reconfiguração gerou uma nova base de dado que a ACV Brasil utiliza em projetos de consultoria para representar os processos e serviços nacionais.

Considerando todo este arcabouço, a ACV Brasil inicialmente propôs o desenvolvimento de uma base de dado partindo de adaptações do ecoinvent, mas totalmente gerenciada pela Rede ACV e com possibilidade de inserção de dados da indústria conforme esquema apresentado na **figura 1**.

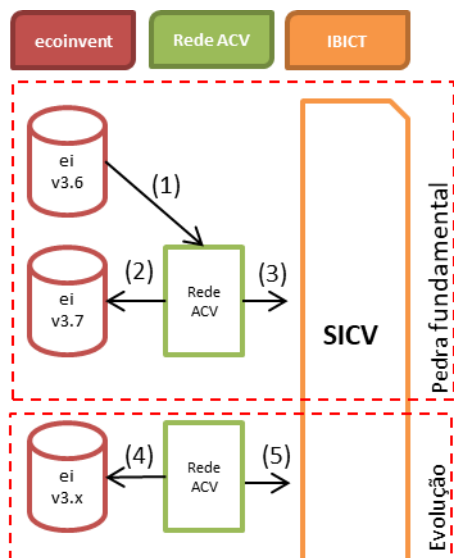


Figura 1: Esquema do modelo de gestão proposto para base de dados do Brasil (Proposta anterior)



Porém, depois de algumas discussões internas, alinhamentos com oecoinvent e ponderando a dificuldade em manter os datasets do Brasil conectadas e atualizadas com as bases de dados internacionais, decidiu-se por abordagem em parceria com oecoinvent denominada de *National Database Initiative* (NDI). Essa abordagem prevê que os datasets sejam fornecidos pelo EI, recontextualizados ou/e reconectados e submetidos novamente para que o EI faça a validação, gestão e atualização para as novas versões da base, conforme esquema apresentado na **figura 2** (Pedra fundamental).

**Figura 2: Esquema do fluxo de gestão do NDI e evolução para dados primários.**



- (1) Recontextualização e reconexões  
 (2)(3) Submissão de datasets recontextualizados e reconectados aoecoinvent e SICV  
 (3)(4) Submissão de datasets com dados primários da indústria para ecoinvent e SICV

A abordagem de NDI foi utilizada pela província de Quebec no Canadá para melhor representar os produtos e processos da região. De acordo com LESAGE; SAMSON (2016) a província de Quebec se diferencia do resto do Canada, sobretudo por apresentar 96% da energia elétrica gerada por hidrelétricas. A partir desta motivação, o governo do Quebec financiou projeto de 3 anos para o desenvolvimento de uma base de dados nacional.

LESAGE; SAMSON, (2016) indicam quatro razões principais para construir base de dados nacionais considerando as estruturas já existentes:

1. Custos e tempo destinados à criação de um novo banco de dados.
2. Possibilidade de adaptação parcial de conjunto de dados onde apenas os fluxos mais importantes podem ser modificados.
3. Evitar a necessidade de construção de infraestrutura (servidores, formato, protocolos, etc.) para manter a base de dados e acessos.
4. Permitir que os datasets criados estejam diretamente conectados aos demais processos da cadeia de produção, possibilitando que o ciclo de vida do produto seja facilmente calculado.

Os autores indicam que o principal critério para escolha doecoinvent, dentre as bases de dados existentes, foi o nível de transparência da base de dados.

Diante deste contexto, justifica-se a escolha doecoinvent como parceiro para iniciativa de criação de datasets que melhor representem a realidade do Brasil.

As tratativas iniciais para assinatura do acordo de colaboração começaram em setembro de 2018 e o acordo foi assinado por todas as partes no final de 2019. O projeto será gerido pela Rede ACV (financiadora), executado pela ACV Brasil e contará com a supervisão da Rede ACV e doecoinvent e que fará a revisão e hospedagem dos datasets gerados ao longo do projeto.

Pretende-se que este mesmo acordo de colaboração possa servir de arcabouço para fases posteriores do projeto que prevê a coleta de dados primários nas indústrias nacionais conforme esquema apresentado na **figura 2** (evolução).

### Metodologia para recontextualização e reconexão

Em um primeiro momento foram classificados os datasets pilares. Estes datasets foram escolhidos por estarem presentes (conectados) a diversos datasets da base de dados ecoinvent tornando-se, portanto, componentes basilares da economia e porque no Brasil existem especificidades que justificam diferenciá-los dos dados internacionais disponibilizados no EI.

Serão considerados datasets críticos todos aqueles que representem produtos/serviços largamente produzidos em território nacional,

apresentem similaridade entre tecnologias brasileiras e aquelas de países de referência e que sejam significativamente influenciados pelos datasets pilares.

A recontextualização dos datasets pilares será feita com base em dados disponibilizados na literatura que indiquem (i) as tecnologias utilizadas no Brasil (ii) a origem dos insumos utilizados para fabricação (iii) características de composição. O quadro 1 resume as atividades relacionadas aos datasets pilares.

**Quadro 1: Resumo de atividades relacionadas aos datasets pilares.**

Pilar	Recontextualização	Reconexão
Diesel	Contabilização de diesel importado.	Apontamento para Petróleo nacional e matérias-primas importadas
Biodiesel	Contabilização da origem do óleo.	Apontamento para as diferentes opções de biodiesel (ex. Biodiesel de soja)
Gás Natural	Contabilização de importação e diferenciação de petróleo (onshore e offshore) conforme dados oficiais.	Reconexão com quaisquer datasets recontextualizados
Petróleo		
Energia Elétrica	-	Apontamento para gás e petróleo nacionais
Transporte Rodoviário	Alteração no perfil de emissão de queima dos combustíveis.	Apontamento para o Diesel B10

Para reconexão será realizada análise de influência (significância) dos datasets pilares sobre todos os datasets disponíveis na base de dados ecoinvent v3.6 que representem produtos

largamente produzidos no Brasil. Os cálculos serão realizados com o softwares SimaPro.

Dessa forma, os datasets EI que representam produtos largamente produzidos no Brasil e que tenham impactos ambientais relacionados majoritariamente com as entradas de insumos pilares (Diesel, Gás Natural, Biodiesel, Petróleo e Transporte Rodoviário de Carga e Energia Elétrica) terão estes fluxos de entradas apontadas para os datasets recontextualizados.

### Resultados esperados

Espera-se que dezenas de datasets que representem melhor a realidade do Brasil sejam disponibilizados no SICV para toda a comunidade de ACV até 2021, além de estarem integrados ao ecoinvent que será responsável pela manutenção e atualização destes datasets em versões posteriores da base de dados.

Além disso, o desenvolvimento desse maior conjunto de informações ambientais de produtos nacionais tem o potencial para atrair, cada vez mais, o interesse das indústrias nacionais em realizar estudos de ACV e posteriormente disponibilizar dados primários para inventários do ciclo de vida.

### Referências bibliográficas

BRASIL. **Resolução nº 04, de 15 de dezembro de 2010: Dispõe sobre a aprovação do Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida (PBACV)**, Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior (MDIC). Conselho Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade

Industrial (CONMETRO), 2010.

BRASIL. **Chamada Pública MCTIC / CNPq Nº 40 / 2018 – Apoio à produção de inventários de Avaliação de Ciclo de Vida**, MCTIC, 2018.

ECOINVENT. **SRI Project**. 2014. Disponível em: <<https://www.ecoinvent.org/about/projects/sri-project/sri-project.html>>. Acesso em: 7 mar. 2020.

IBICT. **Ibict recebe o embaixador da Suíça**. 2005a. Disponível em: <<http://www.ibict.br/sala-de-imprensa/noticias/item/845-ibict-recebe-o-embaixador-da-suica>>. Acesso em: 27 fev. 2020.

IBICT. **Especialista Suíço em ACV ministrará curso de capacitação promovido pelo Ibict/EMPA/Ekos Brasil**. 2005b. Disponível em: <<http://www.ibict.br/sala-de-imprensa/noticias/item/824-especialista-suico-em-acv-ministrara-curso-de-capitacao-promovido-pelo-ibict-empa-ekos-brasil>>. Acesso em: 27 fev. 2020.

IBICT. **1º Workshop de Adaptação de Inventários ao Contexto Brasileiro**. [s. l.], 2015.

IBICT. **Acesse aqui as listas de datasets gerados e submetidos ao banco de dados Ecoinvent**. 2019. Disponível em: <[acv.ibict.br/comunicacao/noticias/4894-veja-nova-listagem-de-inventarios-antes-de-participar-da-chamada-mcticcnpq-no-402018/%0D](http://acv.ibict.br/comunicacao/noticias/4894-veja-nova-listagem-de-inventarios-antes-de-participar-da-chamada-mcticcnpq-no-402018/%0D)>. Acesso em: 7 mar. 2020.

LESAGE, P.; SAMSON, R. The Quebec Life Cycle Inventory Database Project: Using the ecoinvent database to generate, review, integrate, and host regional LCI data. **International Journal of Life Cycle Assessment**, [s. l.], v. 21, n. 9, p. 1282–1289, 2016.

## Monitoramento de Estruturas Aeronáuticas por meio da Função Densidade de Probabilidade Conjunta

Antonio Elcio Ferreira Júnior<sup>1</sup>

André Alves Ferreira<sup>1</sup>

José Augusto de Oliveira<sup>1</sup>

Rui Marcos Grombone de Vasconcellos<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP), São João da Boa Vista  
antonio.elcio@unesp.br

### Resumo

Além dos altos padrões de segurança e eficiência operacional das aeronaves, o setor aeronáutico tem sido cobrado para a realização de avaliações do ciclo de vida em seus produtos. A fase de uso da aeronave apresenta um grande potencial de impactos ambientais, justificando a realização da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). O nível de complexidade da cadeia produtiva de uma aeronave dificulta a realização de tal avaliação, logo se sugere que a sua implementação seja feita na etapa da manutenibilidade, responsável por analisar as práticas de manutenção que visam a otimização de processos e produtos com alto desempenho. Alguns métodos presentes na manutenibilidade, como o Monitoramento de Integridade Estrutural (Structural Health Monitoring, SHM) supervisionam o estado do material e indicam pontos ótimos de manutenibilidade. Contudo, tais procedimentos não preveem anormalidades futuras em um sistema, um possível fator resultante de sérios impactos ambientais ao longo da manutenção, como a geração de resíduos sólidos e líquidos. Uma alternativa se dá na aplicação da Função Densidade de Probabilidade Conjunta (Joint Probability Density Function, J-PDF), uma técnica estatística que realiza mensurações de variáveis aleatórias ao longo do tempo, detectando anormalidades no sistema e evitando danos estruturais, causados principalmente por fadiga. O objetivo deste trabalho propõe utilizar a J-PDF em sinais de estruturas aeronáuticas para mensurar variáveis impactantes e

auxiliar na elaboração de uma ACV, sobretudo para o levantamento de dados do Inventário do Ciclo de Vida (ICV) de uma aeronave. Os resultados obtidos após a aplicação da J-PDF em um modelo aeroelástico com folga na estrutura demonstraram a potencialidade da ferramenta, sendo possível detectar trajetórias anormais equivalentes a comportamentos não lineares do processo, relacionados diretamente com a probabilidade da geração de desgastes estruturais. A continuidade deste trabalho envolve em aperfeiçoar o algoritmo de análise não linear visando estender a aplicação a outros sistemas da aeronave, a fim de auxiliar a inserção de dados no ICV, nos processos de manutenibilidade e na extensão do ciclo de vida.

**Palavras-chaves:** Aeroelasticidade, Inventário do Ciclo de Vida, Função Densidade de Probabilidade Conjunta, Manutenibilidade.

### Fundamentação teórica

A indústria aeronáutica possui diversos padrões de tecnologia e técnicas que proporcionam a operação de uma aeronave com uma alta eficiência e a segurança de quem a utiliza. Contudo, a aplicação da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) em equipamentos aeronáuticos tem ganhado destaque na área atualmente (Johanning, 2014). A ACV é uma área responsável por avaliar ciclo de vida de um produto, apontando estágios onde ocorrem atividades com alto potencial de impactos ambientais. Além disso, a ACV permite a avaliação de melhorias e alternativas que garantam o desenvolvimento e a operação de um dispositivo com processos sustentáveis (Coltro, 2007).

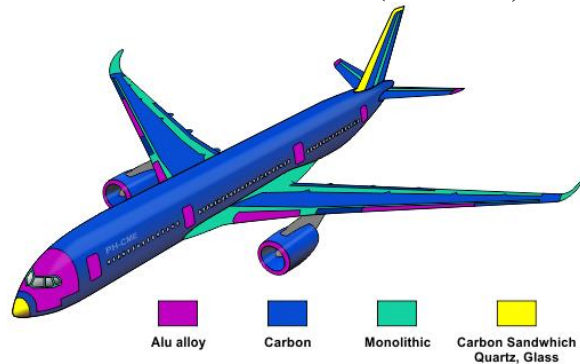
A primeira ação na elaboração da ACV é a Definição do Objetivo e Escopo, onde o objetivo e a metodologia de estudo são definidos. Posteriormente, é aplicada a etapa de Análise de Inventário, designada por conter o levantamento de dados significativos para o entendimento do estado do material. Em seguida é realizada a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV), onde os dados coletados são interpretados e ponderados de acordo com o nível de impacto detectado. Por fim, a ACV é finalizada com o processo de interpretação, onde a integridade do sistema e as conclusões finais da avaliação são abordadas.

Apesar de acessível para alguns objetos de análise, a elaboração de uma ACV pode ser extremamente complexa quando um produto é formado por diversos materiais e dispositivos. A complexidade e a quantidade de níveis na cadeia produtiva são alguns dos principais desafios para a aplicação da ACV na aeronáutica. A estrutura de uma aeronave Airbus A350 representada na Figura 1, por exemplo, contém quatro materiais na sua estrutura, sendo eles o alumínio, carbono, monolítico e vidro. Executar a ACV admitindo que os outros materiais que compõe a aeronave são irrelevantes para uma avaliação dificultaria a análise de possíveis impactos ambientais.

Em cenários como esse, a alternativa se dá em aplicar a ACV em etapas do ciclo de vida do produto, como a extração de matéria prima, a manufatura, o uso e o descarte. Uma das subetapas da fase de uso da aeronave é a manutenção, por apresentar significativos

impactos no Custo do Ciclo de Vida (CCV), e por ter relação direta com a extensão ou redução do ciclo de vida da aeronave, sugerindo significativos potenciais de impactos ambientais.

**Figura 1: Distribuição de materiais na estrutura de uma aeronave Airbus A350 (McConnell, 2011).**



Desse modo, o presente trabalho associa a ACV na etapa da manutenibilidade, uma área extremamente importante não apenas para a indústria aeronáutica, mas para o desenvolvimento de qualquer dispositivo ou processo.

A finalidade da manutenibilidade envolve em aperfeiçoar processos de manutenção por meio de estudos logísticos do produto, visando a elaboração de um produto com maior confiabilidade e o menor CCV após uma manutenção programada (Kardec, 2010). Na aeronáutica, a manutenibilidade possui uma grande importância devido aos padrões de segurança de uma aeronave, na qual garante a confiabilidade do sistema e a redução de custos enquanto a aeronave permaneça fora de operação. Assim, a ideia de que uma aeronave

possua a capacidade de detectar e prever falhas iminentes aumentaria o controle do estado de uma estrutura ou dispositivo.

Aplicações de manutenibilidade podem ser associadas a dois panoramas distintos, seja para eliminar a probabilidade de futuras falhas ou para atuar somente quando o problema é detectado. Uma técnica capaz de detectar e verificar falhas é conhecida por Monitoramento de Integridade Estrutural (*Structural Health Monitoring*, SHM). Utilizada em diversas áreas além da aeronáutica, o SHM possui a finalidade de detectar danos estruturais em um corpo. Por meio de sensores instalados no material de análise que captam e coletam sinais enquanto o produto está em operação, as informações obtidas são enviadas para uma central, onde se determina a existência de problemas na integridade estrutural do objeto de estudo. Contudo, tal técnica não é capaz de prever futuras anormalidades ocorrentes em um sistema, podendo resultar em sérios impactos ambientais quando realizada a manutenção em uma aeronave. Além disso, o SHM pode apresentar resultados incorretos devido à presença de efeitos não lineares.

A não linearidade em sistemas dinâmicos provoca sensibilidade às condições iniciais, gerando instabilidade e complexidade em determinadas situações. Contudo, o estudo das não linearidades permite compreender e caracterizar um sistema, permitindo certa previsibilidade de alterações significativas no comportamento dinâmico com a variação de parâmetros significativos. Portanto, é possível a

implementação de uma metodologia capaz de auxiliar os conceitos da manutenibilidade, oferecendo informações relevantes para a ACV de uma aeronave, com base em análise sistemas não lineares, oferecendo a detecção e previsibilidade de efeitos pejorativos em aeronaves que possam acarretar em sérios impactos à segurança de voo ou ambientais.

Uma ferramenta interessante capaz de atender tais necessidades de análise é conhecida por Função Densidade de Probabilidade Conjunta (*Joint Probability Distribution Function*, J-PDF), um cálculo estatístico que mensura comportamentos de variáveis aleatórias em sinais individuais ou cruzados ao longo de um intervalo de tempo (Venkatramani, 2018). Por meio de análises em um espaço de fase, a J-PDF apresenta informações sobre a probabilidade de possíveis anormalidades através de variações no espaço de estados de um sistema. Assim, é possível compreender os efeitos da variação de parâmetros críticos em um sistema não linear e detectar variações de comportamento, ou até mesmo danos estruturais decorrentes por fadiga.

## Objetivos

O presente trabalho apresenta a proposta de aplicar a J-PDF em sinais não lineares provindos de sistemas aeronáuticos com folga na estrutura, analisando seus comportamentos e identificando possíveis anormalidades que interfiram na operação de uma aeronave. Com isso, espera-se obter informações relevantes que auxiliem na entrada de dados no Inventário do Ciclo de Vida

(ICV) e na extensão do ciclo de vida de uma aeronave.

**Metodologia**

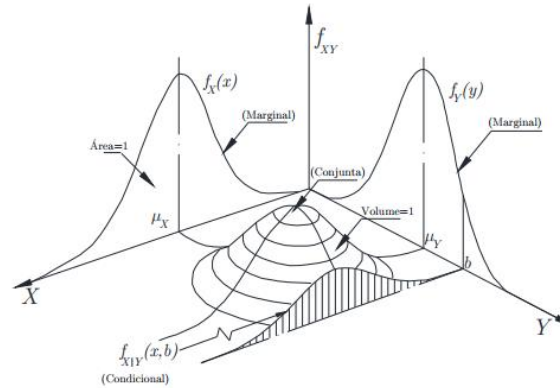
A informação obtida por meio da J-PDF indica o comportamento de variáveis aleatórias correlacionadas entre si. Uma variável aleatória representa em valores numéricos a magnitude de um fenômeno. Em alguns casos, uma variável aleatória pode assumir diferentes valores, logo, é necessário aplicar a Função Densidade de Probabilidade (FDP), na qual indica a probabilidade de que tal variável possua determinado valor. Contudo, a caracterização de um evento normalmente não depende de uma, mas de diversas variáveis que se relacionam ao longo do tempo.

Assim, a probabilidade de que os eventos possam se equivaler a um valor específico e possuir padrões de comportamento podem ser identificados utilizando a J-PDF. A Figura 2 apresenta um exemplo ilustrativo da J-PDF de duas variáveis aleatória, nomeadas por  $x$  e  $y$ . Quando  $x$  e  $y$  são consideradas variáveis aleatórias contínuas de um evento, a J-PDF descreve graficamente a superfície localizada acima do plano cartesiano, conforme ilustra a Figura 3, onde  $P(x, y) \in S$ , sendo  $S$  o volume formado pela distribuição normal de probabilidade.

Em outras palavras, a FDP  $f(x, y)$  é a J-PDF das variáveis  $x$  e  $y$  quando:

$$P[(x, y) \in S] = \int \int_S f(x, y) dx dy \quad (1)$$

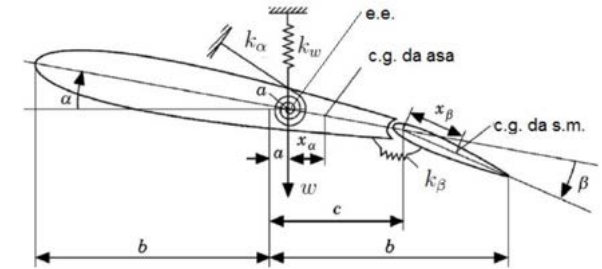
**Figura 2: Representação do espaço de fase dado pela J-PDF (Mosquera, 2015).**



O sistema aeroelástico apresentado na Figura 3 consiste em uma seção típica de superfície sustentadora, com três graus de liberdade, sendo eles representados pela torção, flexão e deflexão da superfície de comando. Para mensurar os movimentos dos graus de liberdade, são calculadas a distância  $\omega$  referente à flexão e os valores dos ângulos  $\alpha$  e  $\beta$  que caracterizam os movimentos da torção e da superfície de comando. Além disso, o sistema possui constantes de mola referentes à flexão, torção e superfície de comando, representadas por  $k_\omega$ ,  $k_\alpha$  e  $k_\beta$ , respectivamente. Em adicional, a Figura 4 apresenta outros dados, como a distância do eixo elástico ao centro de massa CG do aerofólio indicada por  $x_\alpha$ . Por fim, o termo  $x_\beta$  representa a distância entre o centro de massa da superfície de comando e o ponto de dobradiça, região onde

se encontra a folga na estrutura e, portanto, a fonte de não linearidade do sistema.

**Figura 3: Sistema aeroelástico utilizado com folga na estrutura.**

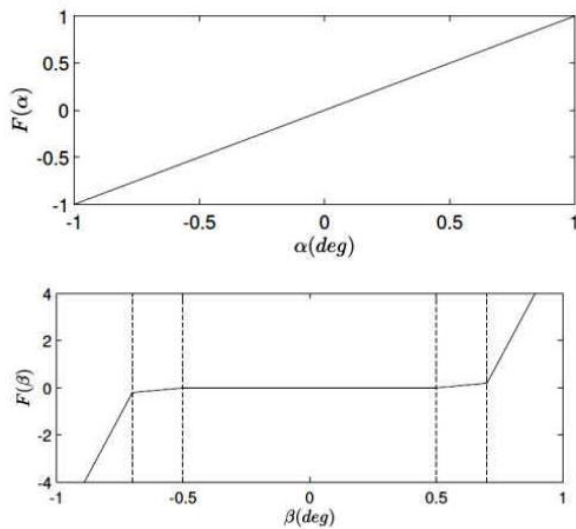


Nesse sistema implementado, a mola referente à torção apresenta um comportamento linear, diferentemente da mola na superfície de comando, na qual possui uma folga a partir de  $\beta$  igual a 0,5 grau, se estendendo até uma maior rigidez localizada em  $\beta$  igual a 0,7 grau. A partir deste valor a superfície atinge um batente, limitando o movimento da superfície de comando. Tais informações podem ser vistas na Figura 4, cujas funções  $F(\alpha)$  e  $F(\beta)$  relacionadas aos seus respectivos graus de liberdade são ilustradas.

Foram realizadas quatro simulações com uma velocidade constante de 20m/s em um sistema com oscilações autossustentadas de origem não linear, com uma frequência principal em torno de 6Hz. Basicamente, a cada simulação realizada, a intensidade da não linearidade é incrementada, tornando o sistema cada vez mais complexo, culminando com a presença de impactos (rigidez infinita após 0,7 grau), devido à simulação de

um efeito batente. Logo, ao aplicar a J-PDF, foi possível observar no espaço de fase o comportamento estrutural do sistema diante de tal não linearidade. Vale ressaltar que todas as informações obtidas devido à folga existente no modelo estão relacionadas à presença de desgastes estruturais ou outros efeitos reais que podem surgir em sistemas articulados em aeronaves.

**Figura 4: Funções para a torção e superfície de controle.**

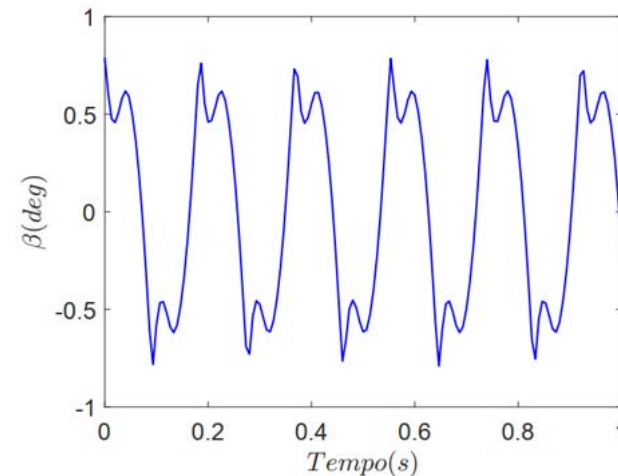


## Resultados e discussões

As quatro simulações ocorridas e a análise das suas respectivas séries temporais foram realizadas por meio de um algoritmo implementado em linguagem de alto nível. O estudo foi baseado por meio de variáveis aleatórias correlacionadas entre si pertencentes

aos sinais coletados, a fim de aplicar a J-PDF e analisar o comportamento estrutural do sistema. A Figura 5 ilustra uma das séries temporais utilizada na primeira simulação, apresentando a posição angular da superfície de comando ( $\beta$ ) e o deslocamento temporal. Como pode se observar na Figura, o sinal é composto por aproximadamente 6 ciclos principais ao longo de 1 segundo, com a presença de ciclos adicionais devido à acoplamentos não lineares. Tal fato indica que a frequência principal de fato está próxima a 6Hz.

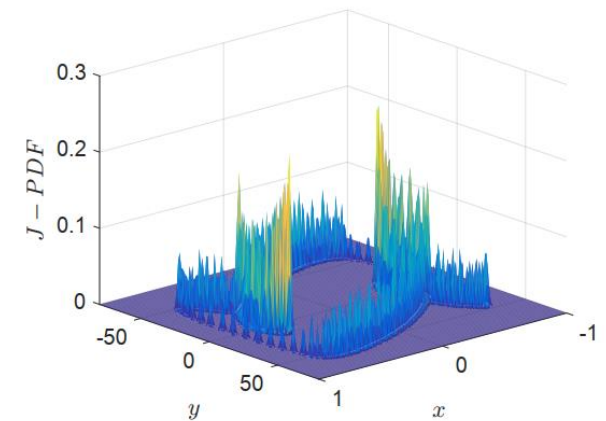
**Figura 5: Série temporal da superfície de comando do primeiro caso.**



Ao aplicar o algoritmo no primeiro caso, obtém-se o espaço de fase observado na Figura 6. Os eixos  $x$  e  $y$  representam as variáveis aleatórias do sinal e o eixo  $z$  a J-PDF, na qual indica a probabilidade de que as variáveis possuam tal valor em uma região específica. Analisando a figura, é possível observar duas regiões com uma

J-PDF próxima a 0,2. Tais áreas indicam as regiões de limite da folga no sistema. Logo, quando a estrutura aumenta a sua rigidez, a probabilidade de as variáveis tenderem a um valor fixo aumenta, fazendo com que o valor da J-PDF também aumente e existam regiões com uma maior concentração de pontos. Além das regiões de contato com os limites da folga, são observados baixos valores de J-PDF na região entre  $\pm 0,5$  grau, fato relacionado ao baixo determinismo do sistema na região dominada pela folga.

**Figura 6: J-PDF aplicada para um cenário de folga na estrutura.**

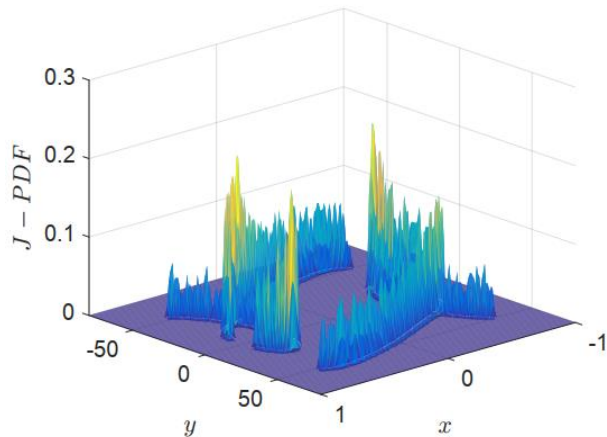


O procedimento para os casos posteriores foi semelhante, ou seja, houve a coleta dos sinais da simulação e a aplicação dos dados no algoritmo elaborado. Foi constatado que conforme o aumento da não linearidade estrutural, o sistema foi afetado de forma significativa.

A Figura 7 ilustra a segunda simulação feita com o aumento da rigidez após a região de folga na

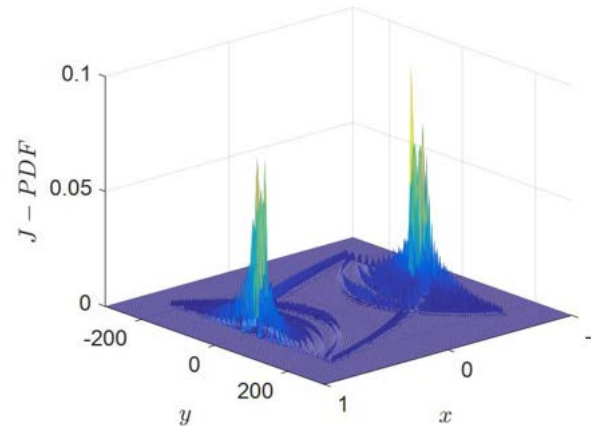
estrutura e o incremento da não linearidade. Apesar das regiões de impacto apresentar aspectos semelhantes à Figura 6 os valores de densidade de probabilidade conjunta do sistema diminuíram, indicando um aumento da complexidade geral do sistema, diminuindo o determinismo e consequentemente, a probabilidade de trajetórias passarem mais vezes por uma pequena região do espaço de estados.

**Figura 7: J-PDF na segunda simulação com folga na estrutura e aumento da rigidez após a folga.**



A Figura 8, para o terceiro caso, agora com a simulação de batentes rígidos (alto impacto) apresenta diferenças relevantes dos casos anteriores. A não linearidade passou a ser muito significativa, gerando a diminuição considerável dos valores da J-PDF. Além disso, é possível observar claramente a alta densidade de probabilidade das duas regiões de impacto do sistema, comparadas com os demais valores ao longo do espaço de fase.

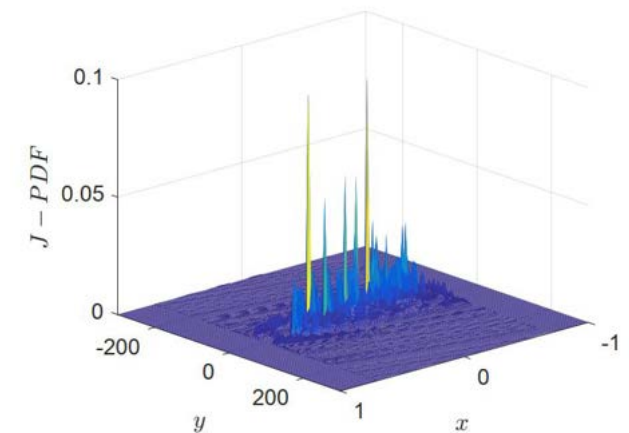
**Figura 8: J-PDF para o terceiro caso implementado, com impacto com batente rígido na superfície de comando.**



Por fim, a quarta e última simulação implementada apresenta o cenário com impactos tanto em torção quanto na superfície de comando e, portanto, com uma não linearidade muito mais intensa. Observando a Figura 9, a complexidade do sistema devido aos efeitos pejorativos impede a concentração das variáveis aleatórias fora das regiões de impacto, gerando o espalhamento das densidades de probabilidades conjuntas ao longo do espaço de fase. A Tabela 1 apresenta de modo detalhado informações relevantes para a análise do modelo estrutural nos quatro cenários de análise e desenvolvimento do ICV.

Após a finalização das quatro simulações, foi observada a potencialidade da J-PDF para a análise de séries aeroelásticas. A detecção das probabilidades realizadas pelo sistema permite identificar e mensurar as situações onde a não linearidade é influente.

**Figura 9: J-PDF aplicada para um cenário de impactos com batente rígido combinados em torção e superfície de comando.**



**Tabela 1: Dados obtidos após a realização das simulações.**

<i>Simulação</i>	<i>J-PDF máxima</i>	<i>J-PDF média</i>
Simulação I	0,235	$1,609 \times 10^{-3}$
Simulação II	0,216	$1,325 \times 10^{-3}$
Simulação III	0,097	$0,398 \times 10^{-3}$
Simulação IV	0,112	$0,197 \times 10^{-3}$

A partir da terceira simulação, ocorre uma diminuição relevante da J-PDF, logo, é possível prever que a implementação dos modelos apresentados na terceira e quarta simulação sofrerão graves influências da não linearidade, com degradação da previsibilidade do comportamento do sistema. Por outro lado, os sistemas da primeira e segunda simulação apresentam menor susceptibilidade aos efeitos



pejorativos, oferecendo uma relativa confiabilidade de operação.

O ICV para este cenário é implementado a partir de dados primários, coletados pela própria análise do evento. Assim, ao realizar o levantamento de informações referentes a estrutura da aeronave e analisar as simulações, percebe-se que a J-PDF poder ser uma ferramenta complementar no levantamento do ICV, informando características da rigidez do material utilizado. A partir dessas informações, é possível viabilizar a AICV com base nos fatores de impacto e o material da estrutura da aeronave. Em outras palavras, a J-PDF é uma ferramenta com potencial para subsidiar a Engenharia do Ciclo de Vida (ECV) e a Gestão do Ciclo de Vida (GCV) de aeronaves.

Analisando os impactos ambientais, os efeitos não lineares provocam desgastes estruturais que diminuem a eficiência do sistema aeroelástico, visto que oscilações provocam um aumento do arrasto, o que resulta num aumento do consumo de combustível. Assim, torna-se importante no processo de uma ACV que todos os dados referentes ao produto que auxiliem em uma análise detalhada estejam inseridos no ICV. Os dados obtidos nas simulações contêm informações do comportamento estrutural do produto que podem auxiliar no processo de análise do desgaste. Portanto, a J-PDF apresentou ser capaz de auxiliar diretamente na ACV de uma estrutura aeronáutica.

Há que se ressaltar que o presente trabalho ainda não alcançou informações que possam ser

inseridas no ICV da etapa de manutenção e, portanto, ao ciclo de vida de uma aeronave. Contudo, as simulações realizadas apresentaram a capacidade da ferramenta estatística por meio de um algoritmo tem em otimizar o processo de manutenção e fornecer informações relevantes para a aplicação da ACV e proposição de melhorias no desempenho ambiental deste produto. Os próximos passos do presente trabalho envolvem o desenvolvimento do algoritmo baseado na J-PDF com o intuito de aperfeiçoar a análise não linear e estender o estudo em outros sistemas de uma aeronave, a fim de colaborar em diversos processos, como a diminuição do consumo de combustível na operação de uma aeronave, por exemplo, por permitir a detecção e viabilizar ações de manutenção. Tal procedimento acrescentará de maneira positiva informações valiosas que poderão ser inseridas no ICV e servirão como base para a extensão do ciclo de vida de uma aeronave.

### Conclusões

O presente projeto envolveu a implementação de uma ferramenta estatística para analisar a não linearidade em sistemas aeroelásticos e gerar informações para o ICV na fase da manutenibilidade. Analisando as simulações realizadas é possível determinar que o incremento da não linearidade ligada ao aumento da não linearidade estrutural do sistema é detectado de modo satisfatório pela J-PDF, indicando o aumento dos efeitos de um possível desgaste natural da estrutura e permitindo a

quantificação de grandezas sensíveis como a probabilidade conjunta máxima ou média, que poderão ser utilizadas como valores de entrada para o ICV. Além disso, os resultados auxiliam no entendimento dos processos envolvidos no desgaste da estrutura, fator capaz de aprimorar a elaboração do ICV e conseqüentemente a realização de uma ACV no processo de manutenibilidade de uma aeronave.

### Agradecimentos

Rui Vasconcellos agradece o apoio do CNPq (grant 311082/2016-5).

### Referências bibliográficas

- JOHANNING, Andreas; SCHOLZ, Dieter. A first step towards the integration of life cycle assessment into conceptual aircraft design. Deutsche Gesellschaft für Luft-und Raumfahrt-Lilienthal-Oberth eV, 2014.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT NBR ISO 14040: Gestão ambiental-avaliação do ciclo de vida-princípio e estrutura. ABNT, 2009.
- COLTRO, L. Avaliação do ciclo de vida-ACV. Avaliação do Ciclo de Vida como Instrumento de Gestão, 1st edn. CETEA/ITAL, Campinas, p. 7-14, 2007.
- KARDEC, A.; MANUTENÇÃO, F. E. Terceira edição. Rio de Janeiro, 2010.
- MCCONNELL, Vicki P. Past is prologue for composite repair. Reinforced Plastics, v. 55, n. 6, p. 17-21, 2011.
- VENKATRAMANI, J.; SARKAR, Sunetra; GUPTA, Sayan. Intermittency in pitch-plunge aeroelastic systems explained through stochastic bifurcations. Nonlinear Dynamics, v. 92, n. 3, p. 1225-1241, 2018.
- MOSQUERA, I. A. M. Modelo de função de probabilidade conjunta de parâmetros ambientais usando a transformada de Nataf. Dissertação (Mestrado) — Universidade Federal do Rio de Janeiro, UFRJ, 2015.

## Conversor de formatos Ecospold2 para ILCD para o SICV Brasil

José Paulo Pereira das Dores Savioli<sup>1</sup>

Macon Emanuel Neris Silva<sup>2</sup>

Cássia Maria Lie Ugaya<sup>1</sup>

Tiago Emmanuel Nunes Braga<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Laboratório de Avaliação Sustentável do Ciclo de Vida (GYRO) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR)

<sup>2</sup>Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICT) [jsavioli@alunos.utfpr.edu.br](mailto:jsavioli@alunos.utfpr.edu.br)

### Resumo

Recentemente foi elaborada a Rota Estratégica do Banco de Dados Nacional de Avaliação do Ciclo de Vida (SICV Brasil) visando aumentar o fomento e o uso de conjuntos de dados de avaliação do ciclo de vida (ACV) no Brasil. Dentro do escopo desta Rota Estratégica um dos pontos limitadores do número de conjuntos de dados no SICV foi a ausência de um sistema de conversão atualizado do formato Ecospold2 (ecoinvent) para ILCD (JRC). A necessidade de conversão é especialmente destacada pela disponibilidade gratuita de mais de 500 conjuntos de dados para o SICV Brasil provindos do projeto Sustainable Recycling Industries (SRI) do ecoinvent. Já existem conversores disponíveis para conjuntos de dados de ACV, mas somente o elaborado pela Greendelta é de código aberto e, no entanto, ao tentar utilizá-lo, houve problemas na importação identificados no sistema do IBICT. Para suprimir a necessidade de conversão, este trabalho pretende apresentar, a partir do código e documentação do conversor da Greendelta e estudo dos formatos, um aplicativo de conversão para ser integrado ao sistema de upload de conjuntos de dados do SICV Brasil. O aplicativo foi feito em linguagem Python e tem como base o material do conversor da Greendelta (código, tabelas de conversão entre identificadores de fluxos e conversões de nomenclaturas) e a correspondência encontrada entre os campos dos formatos. Para validação, o código do estudo foi rodado utilizando conjuntos de teste disponibilizados pelo IBICT. Os resultados mostram que todas as

informações de cálculo foram convertidas com sucesso, sendo os metadados com conversão dependente de disponibilidade de campos correspondentes entre os formatos. Os arquivos de processo convertidos foram abertos com sucesso no software OpenLCA. Espera-se que a conversão permita a importação de quaisquer novos conjuntos de dados que estejam em formato Ecospold2, popular o SICV Brasil e facilitar a realização de ACV no país.

**Palavras-chaves:** Conversão de formatos, SICV Brasil, ILCD, Ecospold2.

### Introdução

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), é uma área em crescimento no Brasil e com desenvolvimento recente (Maia et al, 2017), porém sua utilização ainda depende em maioria da utilização de bases de dados internacionais, sendo que a base de dados brasileira (SICV Brasil, hospedada pelo Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICT)) ainda conta com poucos conjuntos de dados. Esta situação levou a criação da Rota Estratégica da Base de Dados Nacional de Avaliação do Ciclo de Vida (Ugaya et al., 2019), que visa fomentar a utilização e popular a base de dados com conjuntos de dados nacionais.

Como parte da estratégia de popular o SICV Brasil, foi planejada a adição de um sistema de conversão de formatos de conjuntos de dados (Ecospold2 para ILCD), visando receber mais de 500 conjuntos de dados de

pesquisas nacionais (Ugaya et al., 2019) e possibilitar que conjuntos de dados de pesquisas nacionais que estiverem em formato Ecospold2 (da empresa ecoinvent) pudessem ser adicionados no próprio upload do SICV Brasil através da conversão do conjunto de dados para ILCD (formato *open source* padrão do SICV Brasil).

A preocupação com perda de dados é inerente ao processo de conversão de conjuntos de dados para diferentes formatos em ACV. Para o SICV Brasil, Silva et al. (2016) analisou 10 conjuntos de dados vindos de quatro diferentes softwares de ACV nos formatos ILCD e Ecospold1 convertido para ILCD para analisar se havia perda de informação quando adicionados ao SICV Brasil. O trabalho indica na maioria ausência de informações de metadados dos casos convertidos pela ausência destas informações no conjunto de dados original em Ecospold1.

Códigos de conversão de conjuntos de dados de ACV já existem, tendo como principal exemplo o conversor *open source* da Greendelta, porém a tentativa de importação do conversor para o sistema do SICV Brasil gerou erros que levaram a consideração da criação de uma aplicação de conversão própria.

Sendo assim, este artigo visa a apresentação e explicação do funcionamento da aplicação de conversão de formato Ecospold2 para ILCD que será implementada no SICV Brasil.

### Método

A conversão de arquivos é exclusiva do formato Ecospol2 para ILCD e teve como base o estudo da estrutura em XML dos dois formatos (sua organização dos dados de ACV) e a documentação de conversão utilizada pela Greendelta em seu conversor (Ciroth et al, 2013). A conversão também é exclusiva para conjuntos de dados de processos (agregados ou não) e resultados de inventário.

Ambos os formatos possuem uma estrutura básica que guarda os metadados e dados do processo ao qual o conjunto de dados pertence, **Figura 1: Esquemática de um conjunto de dados ILCD**

chamada *ActivityDataSet* para Ecospol2 e *ProcessDataSet* para ILCD. Esta estrutura básica conta com arquivos adicionais de conjuntos de dados dos fluxos, propriedades dos fluxos, unidades, contatos e bibliografias que, no caso do Ecospol2, são buscadas na base de dados da empresaecoinvent e, no caso do ILCD, são adicionados em formato zip junto ao conjunto de dados principal. Uma ilustração da estrutura básica do modelo ILCD é mostrada na Figura 1.

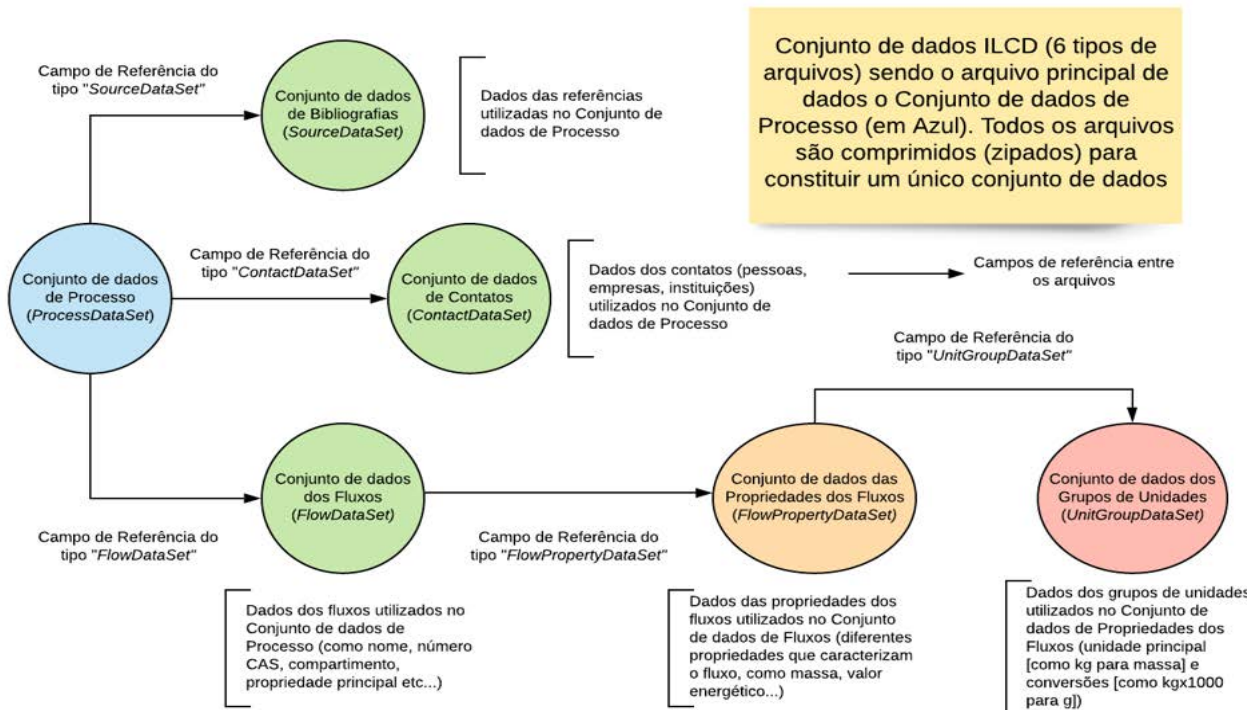
A conversão dos dados foi focada na estrutura principal de cada formato, com a

conversão dos arquivos adicionais realizada com base no conjunto de dados principal devido as suas estruturas similares. Como os conjuntos de dados de propriedade dos fluxos e grupos de unidades são limitados e disponíveis para praticantes de ACV, sua inclusão foi feita a partir do *download* dos conjuntos possíveis de propriedades e unidades no *website* da *LCAcommons* do governo dos Estados Unidos (USDA, 2019). O processo de conversão foi dividido inicialmente em três tipos: conversão direta, conversão indireta e conversão complexa.

Uma pontuação é feita sobre a estrutura de formação de bases de dados, que é diferente para cada formato. O Ecospol2 usa identificadores únicos (UUID's) das atividades produtoras em cada fluxo para informar as entradas de cada processo. Já o ILCD permite a criação de bases de dados a partir da junção de arquivos de processo (incluídos seus arquivos adicionais) em um único *'package'* (arquivo zipado) que pode ser aberto em software como uma base de dados.

**Conversão Direta**

Representam a conversão de campos com correspondência direta entre os formatos, ou seja, dados e metadados do Ecospol2 que não precisam de modificação da informação para serem atribuídas a um campo específico do ILCD. Os principais exemplos de conversões diretas e seus campos correspondentes estão mostrados na Tabela 1. Para maiores informações sobre a totalidade das conversões ver



documentação do conversor presente no material suplementar.

**Tabela 1: Conversões diretas feitas no conversor**

<i>Conversão Direta</i>
Nome, Sinônimos e Identificador (UUID) da atividade
Classificação da atividade com relação a um sistema de classificação hierárquica (ISIC4 - padrão do Ecospold2)
Comentários
Localização geográfica
Quantidade do fluxo (convertida diretamente para o valor médio), seu nome, sinônimos e unidade
Dados de representatividade (Porcentagem da produção coberta pelo conjunto de dados, modelo do sistema, processo de amostragem e suas extrapolações)

**Conversão Indireta**

Representam os campos do Ecospold2 que precisaram de algum tipo de modificação do conteúdo para possibilitar a atribuição a um campo correspondente no ILCD. São exemplos casos onde a informação era expressa por números em um formato, enquanto no outro era expressa em textos enumerados (onde só são válidas certas opções de texto), a Tabela 2 mostra os principais casos encontrados e a conversão indireta realizada em cada um.

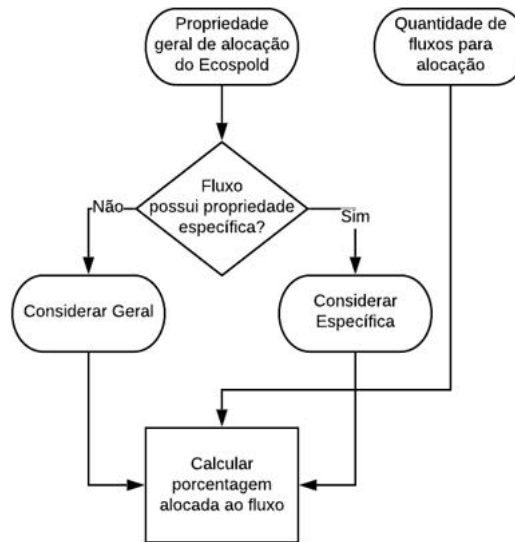
**Conversão Complexa**

Representa conversões onde uma estrutura de dados no Ecospold2 teve de ser modificada para representação nos campos disponíveis no ILCD, sendo um exemplo a incerteza da matriz Pedigree, que não possui um campo específico no ILCD mas pôde ser representada pela adição

de sua variância na incerteza do valor dos fluxos e sua classificação como texto adicional no comentário de cada fluxo. As quatro conversões complexas presentes no conversor são explicadas nas seções a seguir.

**Conversão Complexa: Alocação**

**Figura 2: Conversão de informações de alocação**

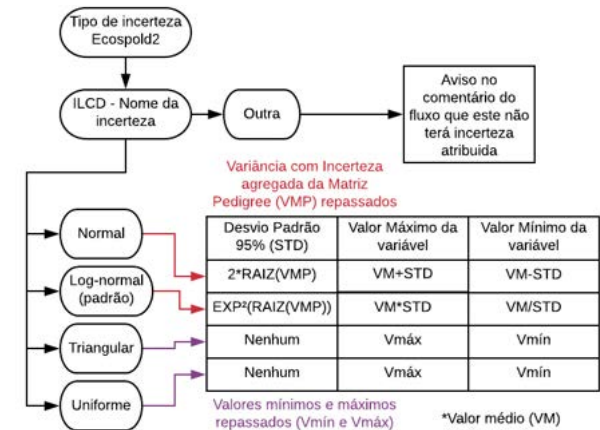


A alocação é representada no Ecospold2 a partir da propriedade de fluxo considerada na alocação do processo, sendo que casos de propriedades diferentes para fluxos intermediários específicos podem ser adicionadas. No ILCD, a alocação é representada por uma fração de alocação atribuída aos fluxos de produto que representa a porcentagem alocada ao mesmo. Para conversão, a propriedade geral ou específica do Ecospold2 foi utilizada para

estipular a porcentagem alocada no ILCD seguindo o procedimento da Figura 2.

**Conversão Complexa: Incerteza e Matriz Pedigree**

**Figura 3: Conversão de informações de incerteza**



O formato Ecospold2 possui uma incerteza padrão atribuída a todos os fluxos que não tiverem uma entrada específica de incerteza. Esta é representada por meio da especificação de uma incerteza básica e uma incerteza adicional a partir da Matriz Pedigree específica do fluxo. Os campos de incerteza no Ecospold2 indicam a curva de frequência de probabilidades (log-normal para a padrão) e seus dados básicos, além do campo adicional com os coeficientes da Matriz Pedigree e a incerteza com a consideração da Matriz, (Ecoinvent, 2019). Para considerar os dados nos campos de incerteza do ILCD, a

**Tabela 2: Conversões indiretas feitas no conversor**

<i>Campo Ecospold2</i>	<i>Informação do Campo</i>	<i>Conversão Indireta</i>
Tipo	Inteiro (1: <i>Unit Process</i> ; 2: <i>System Terminated</i> )	1 - “ <i>Unit Process, Black Box</i> ” (sem informações se é um processo simples); 2 - “ <i>LCI Result</i> ”
Tipo específico da atividade	Inteiro (1 a 10): indica o tipo (e.g. transformação ordinária)	Adição no comentário geral do conjunto de dados
Valores energéticos	Inteiro (0 a 2): indica o tipo de valor de energia ( <i>Net</i> ou <i>Gross</i> )	Adição no campo “ <i>modellingConstants</i> ” como texto
Nível de tecnologia	Inteiro (0 a 5): indica o nível tecnológico do processo	Convertido para “ <i>technologyDescriptionAndIncludedProcesses</i> ”
Tempo ou datas	Campos com datas de validade do conjunto de dados e <i>timeStamps</i> indicando últimas modificações	Convertidos do sistema Ano-Mês-Dia para somente ano (considerou-se o próximo ano caso o mês fosse maior que 6)
Cenário Macroeconômico	Campo com o cenário macroeconômico (apenas <i>Business as Usual</i> até a publicação do artigo)	Prevedo a utilização deste campo no futuro, seus valores foram colocados como comentário no comentário geral do processo
Bibliografias	Indicação dos autores, referência e ano de publicação	Conjunto de dados do tipo <i>ILCD-SourceDataSet</i> criado para bibliografias
Fluxo intermediário: Volume de produção	Volume anual de produção dos fluxos de produto (quando indicada)	Valor total foi adicionado para cada aparição como uma nova iteração em “ <i>annualSupplyOrProductionVolume</i> ”. No caso de cálculo da produção ou seu uso como variável, utilizou-se o caso de conversão complexa
FI*: Grupo de <i>Input</i> ou <i>Output</i>	Inteiro de 0 a 5 para cada caso indicando o tipo de entrada ou saída	Convertido como informação de entrada ou saída do fluxo no ILCD
CASNumber e <i>sumFormula</i>	Identificação de elementos e compostos químicos	Campos respectivos dos conjuntos de dados <i>ILCD-FlowDataSet</i>
Revisões e versões	Revisões com comentários, data e versão e nomes dos respectivos revisores	Revisores tiveram um conjunto de dados <i>ILCD-ContactDataSet</i> atribuído. Os comentários foram adicionados no campo <i>reviewDetails</i> . As versões foram adicionadas aos campos de versão do conjunto de dado no ILCD.
Dados de quem entrou com os dados	Nome e e-mail da pessoa que entrou com os dados noecoinvent	Adicionados como um conjunto de dados <i>ILCD-ContactDataSet</i>
Dados da(s) pessoa(s) que trabalharam e publicaram os dados	Nome e e-mail da pessoa que fez a publicação dos dados presentes no conjunto de dados	Adicionados (cada um) como um distinto conjunto de dados <i>ILCD-ContactDataSet</i>
<i>Copyright</i> , acesso restrito e empresas com acesso (caso restrito)	Dados indicando presença de <i>copyright</i> e tipo de acesso ao conjunto de dados. Caso o acesso seja restrito, indica as empresas que tem acesso	Indicação do tipo de licença de acesso ao conjunto de dados. Dados das empresas foram indicados como com acesso exclusivo a partir da adição de um conjunto de dados <i>ILCD-ContactDataSet</i>
Versões ( <i>releaseVersion</i> )	Versão de publicação do conjunto de dados (inclui mudanças de datas de validade ou mudanças anuais dos conjuntos noecoinvent)	Consideradas na versão geral do conjunto de dados ILCD
Fluxo elementar: Compartimento	Compartimento (indicação de onde o fluxo elementar vem ou para onde ele é emitido)	Convertido para informação de categorização no conjunto de dados <i>ILCD-FlowDataSet</i>

incerteza já com a Matriz Pedigree foi utilizada como incerteza total do fluxo e os coeficientes da Matriz foram adicionados como texto no comentário geral do fluxo. A Figura 3 explica o processo para conversão dos campos de incerteza.

No caso da distribuição da incerteza no Ecospold2 ser inexistente como entrada possível no ILCD (casos da distribuição beta, gamma e binomial), o fluxo no ILCD foi considerado como sem incerteza.

### Conversão Complexa: Parâmetros, Variáveis, Relações Matemáticas e Quantidades dos Fluxos

O formato Ecospold2 permite que sejam utilizados parâmetros adicionais para cálculo, representações dos fluxos e volumes de produções como variáveis e que as quantidades dos fluxos sejam dadas por meio de relações matemáticas. Adicionalmente, parâmetros dos fluxos que indicam informações adicionais sobre carbono e água de cada fluxo são utilizados. Já no formato ILCD, apenas adições de equações matemáticas são possíveis.

A representação das quantidades dos fluxos no ILCD também se diferencia da do Ecospold2 (representação em um campo de valor), utilizando um valor inicial (valor médio – conversão simples) e um valor resultante (valor médio \* resultado da equação matemática atribuída). No caso de não haver relação matemática atribuída ao fluxo, o valor resultante é igual ao valor médio.

Para conversão para ILCD, os parâmetros (assim como informações de carbono e água) e variáveis foram representados como relações matemáticas, permitindo que possam se correlacionar com o valor resultante do fluxo. Adicionalmente, o valor médio no ILCD foi estipulado como “1.0” nos casos onde o valor do fluxo era calculado no Ecospold2, desta maneira era possível que o valor resultante fosse o valor médio de “1.0” multiplicado pelo resultado da relação matemática de cálculo da quantidade de

fluxo. Uma representação desta conversão é mostrada na Figura 4.

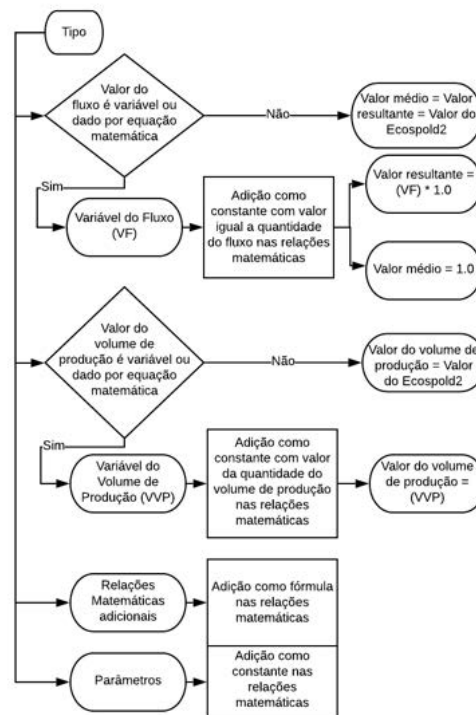
### Conversão Complexa: Identificação dos Fluxos e Fluxo de Referência

Como a empresaecoinvent possui uma identificação dos fluxos elementares e de produto diferente das utilizadas no ILCD, uma conversão das identificações teve de ser feita.

Para o caso dos fluxos elementares, uma tabela de conversão realizada pela Greendelta em parceria com a JRC (*Joint Research Group* – idealizadora do ILCD) foi utilizada, sendo possível converter quase a totalidade dos fluxos elementares por estes serem pouco mutáveis e dependentes dos modelos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV). No caso de o fluxo elementar não estar listado (devido a diferença temporal entre a tabela e esta publicação ou ser um novo fluxo elementar considerado no conjunto de dados) o campo de identificação no ILCD foi considerado idêntico ao do Ecospold2 e uma observação foi adicionada como texto no comentário geral do fluxo.

Devido ao fato de ser mais comum a criação e presença de diferentes fluxos de produto e a dificuldade de mapeamento dos diferentes fluxos de produto presentes noecoinvent e ILCD, a conversão dos identificadores destes fluxos considerou para o ILCD o mesmo identificador do Ecospold2, sendo adicionado comentário no comentário geral do fluxo. Os fluxos de produto, saídas do conjunto de dados, foram identificados pelo campo *Input* do Ecospold2 e convertidos

Figura 4: Conversão de parâmetros, variáveis, relações matemáticas e quantidade dos fluxos



como valor “0” na identificação interna usada no ILCD para fluxos de saída de produto.

### ***Campos sem conversões***

Casos específicos de duas estruturas de campos presentes no Ecospold2 (estruturas de contexto e coeficientes de transferência) foram avaliadas como sem possibilidade de conversão para o formato ILCD. Foi realizada uma troca de e-mails com correspondente doecoinvent sobre estes campos e foi dada a informação que eram campos de teste que foram colocados no formato, mas não são utilizados na base de dados.

A estrutura específica de indicadores de impactos (informações de métodos específicos de AICV para fluxos elementares), apesar de presente nos dois formatos, não foi convertida por não estar presente em conjuntos de dados de processos, sendo específica para conjuntos de dados de resultados de AICV.

Os dados provenientes da relação entre processos ‘criança’ e ‘pai’ não foram considerados na conversão por impossibilidade de se acessar o conjunto de dados pai.

### **Resultados e Discussão**

O código de conversão foi testado com 115 conjuntos de dados da Embrapa disponibilizados em formato Ecospold2 pelo IBICT, sendo convertidos e avaliados quanto ao formato por meio da validação dos dados em XML com a formatação do ILCD (mais especificamente os esquemas XSD dos arquivos utilizados no formato ILCD) e quanto a conversão dos dados e metadados com a abertura e utilização dos processos no OpenLCA.

Os resultados mostraram que o código teve êxito, depois de uma série de ajustes quanto a validação do XML do formato ILCD, indicando que o resultado da conversão pode ser assim considerado um arquivo ILCD segundo as diretrizes do formato (European Commission, 2010).

Rodadas de testes foram feitas no OpenLCA para abertura dos arquivos e identificação das informações convertidas, sendo os erros ajustados para que fosse possível sua utilização no software. O código de conversão final permitia que o arquivo resultante fosse aberto sem erros de formato em uma nova base de dados do OpenLCA, sendo os únicos erros presentes os de fórmulas que não estavam escritas de maneira correta ou não eram passíveis de interpretação pelo OpenLCA.

Com o código de conversão ainda em processo de implementação no sistema do SICV Brasil, mais testes no âmbito da importação de arquivos serão realizados, em principal para conjuntos de dados com a presença de alocação, cuja representação nos conjuntos de dados de testes foi pobre. Ademais, reconhece-se que ainda é possível se ter avanços na construção do código do conversor e considera-se que novas versões são possíveis no futuro caso sejam encontradas possíveis complicações na conversão.

### **Conclusão**

Um conversor de formatos Ecospold2 para ILCD foi feito com vistas a aumentar os

dados disponíveis na Base de Dados Brasileira de ACV (SICV Brasil). As conversões realizadas representaram a totalidade dos metadados e dados quantitativos úteis (que representam informações da ACV e não específicas do próprio formato Ecospold2, excluindo-se também campos de teste doecoinvent e campos de relação pai e criança), podendo ser utilizadas para quaisquer processos únicos do formato.

A aplicação de conversão obteve sucesso em converter 115 conjuntos de dados da Embrapa e abri-los no software OpenLCA, assim como teve êxito em representar o formato ILCD (nativo do SICV Brasil) como especificado nas diretrizes da Comissão Europeia (Centro de Pesquisa Conjunta - JRC).

### **Referências**

Ciroth, A., Graf, I. Srocka, M., (2013) The OpenLCA Format Converter – New Release May 2013.

Ecoinvent. Frequented Asked Questions – How to Interpret the Uncertainty Fields in Ecoinvent? Disponível em: <<https://www.ecoinvent.org/support/faqs/methodology-of-ecoinvent-3/how-to-interpret-the-uncertainty-fields-in-ecoinvent.html>>. Acesso em 20 set. 2019.

European Commission - Joint Research Centre -Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook -General guide for Life Cycle Assessment -Detailed guidance. First edition March 2010. EUR 24708 EN. Luxembourg. Publications Office of the European Union; 2010

Maia de Souza, D., Braga, T., Brito de Figueirêdo, M. C., et al., Int J Life Cycle Assess (2016). <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1234-2>

Silva, D., Lutoso, C., Rodrigues, T., Braga, T. (2016). Análise do intercâmbio de datasets entre diferentes softwares de ACV e o banco de dados nacional SICV Brasil: principais limitações e soluções.

Ugaya, C.M.L., Braga, T.E.N., Rodrigues, T.O., et al., (2019) Rota Estratégica para o Banco de Dados de ACV Brasileiro – SICV Brasil. Brasília.

USDA - Departamento de Agricultura dos Estados Unidos. Federal LCA Commons. Disponível em <<https://www.lcacommons.gov/>>, Acesso em 25 set. 2019.

# 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 | Gramado

VOLUME I

Promoção

Organização e Realização



ISBN 978-65-86232-90-5



Patrocínio

Apoio

Cooperação

