

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA POLITÉCNICA

FILIPPE MATTOS BATISTA DE MORAES

**REPROJETO DE PRODUTOS SANEANTES SOB O ENFOQUE DO *ECODESIGN*:
UM ESTUDO DE AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA (ACV)**

São Paulo
2022

FILIFE MATTOS BATISTA DE MORAES

**REPROJETO DE PRODUTOS SANEANTES SOB O ENFOQUE DO *ECODESIGN*:
UM ESTUDO DE AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA (ACV)**

Versão Corrigida

(Versão original encontra-se na unidade que aloja o Programa de Pós-graduação)

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo para a obtenção do título de Mestre em Ciências.

Área de concentração: Engenharia Química

Orientador: Prof. Dr. Luiz Alexandre Kulay

São Paulo
2022

FICHA CATALOGRÁFICA

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Este exemplar foi revisado e alterado em relação à versão original, sob responsabilidade única do autor e com a anuência de seu orientador.

São Paulo, 13 de março de 2022

Assinatura do autor

Assinatura do orientador

Catalogação-na-publicação

de Moraes, Filipe Mattos Batista

Reprojeto de produtos saneantes sob o enfoque do Ecodesign: um estudo de Avaliação De Ciclo De Vida (ACV). / F. M. B. de Moraes -- versão corr. -- São Paulo, 2022.

111 p.

Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Química.

1.Higiene 2.ACV 3.Avaliação do Ciclo de Vida 4.saneantes 5.ecodesign
I.Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia Química II.t.

Nome: de MORAES, Filipe Mattos Batista

Título: Reprojeto de produtos saneantes sob o enfoque do *Ecodesign*: um estudo de Avaliação De Ciclo De Vida (ACV).

Dissertação apresentada à Escola Politécnica da Universidade de São Paulo para a obtenção do título de Mestre em Ciências.

Aprovado em:

Banca Examinadora

Prof. Dr. : _____

Instituição: _____

Julgamento: _____

Prof. Dr.: _____

Instituição: _____

Julgamento: _____

Profa. Dr^a: _____

Instituição: _____

Julgamento: _____

DEDICATÓRIA

Dedico esse trabalho a Deus, sem o qual não haveria capacidade intelectual da minha parte. À minha esposa, que incessantemente me apoiou e nunca desistiu. Aos meus pais, por sempre me incentivarem no caminho do saber.

AGRADECIMENTOS

Injusto seria algum empreendimento da minha parte sem o agradecimento ao provedor maior, pois sem Ele não haveria vida, nem recurso intelectual da minha parte para tal conquista. Ao meu Deus, gratidão.

À minha eterna companheira Tuyane, minha esposa e colaboradora, que ao longo desses anos me apoiou nesse retorno à academia e por sua paciência merece toda a gratidão.

Aos meus queridos pais, Déa e Raimundo, todo o apreço por terem me apresentado o caminho dos livros e do ensino, cujos frutos tenho colhido ao longo da minha vida. Obrigado por sempre acreditarem em mim.

À minha família, seu apoio incondicional tornou tudo possível e sem vocês não haveria energia para essa longa caminhada.

Ao meu orientador, Luiz Kulay. Ao longo dessa jornada a relação acadêmica se complementou numa amizade e colaboração mútua. Com certeza o seu esforço em acreditar em mim foi crucial para esse resultado e para sempre serei grato por tanto apoio, aprendizado, conversas casuais e crescimento. Gratidão imensa.

Aos meus colegas de trabalho e gestores que nunca duvidaram do meu potencial e me apoiaram nessa caminhada, oferecendo credibilidade, tempo, conselhos e apoio incansável. Lucas Lopes, Maria Emília Ribeiro, Fernanda Pestelli, Henrique Sales, muito obrigado. Ao corpo de líderes da Oleak e da Allia Higiene, que acreditaram no projeto e empregaram energia e recursos nessa parceria: Ely Fonseca Filho, Cecilio Antonio Neto e Ricardo Vacaro, obrigado.

Por fim, gratidão aos mestres que me acompanharam ao longo da minha trajetória acadêmica, tendo sido cruciais no plantio da semente do saber: Prof. Pedro Guimarães, Prof. Joaquim Bispo e Prof. Fábio Passos.

RESUMO

Os produtos saneantes desempenham importante função para a saúde pública, sobretudo em situações nas quais são altamente demandados, como o cenário pandêmico Covid-19. Atrativos no âmbito da sustentabilidade trazem vantagens competitivas para os produtos, de acordo com as percepções dos consumidores. Esse estudo realizou avaliação dos impactos ambientais de dois produtos, produto A e produto B, no âmbito das categorias de impacto Demanda Primária de Energia (PED), Consumo de Água (WC), Potencial de Aquecimento Global (GWP), Formação de Ozônio (POF) e Eutrofização (EP). Dados primários foram utilizados, provenientes do fabricante dos saneantes, e a verificação utilizou a técnica de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) do tipo atribucional, com enfoque do ‘berço ao túmulo’. Para a obtenção de resultados mais fidedignos, as etapas de uso e pós-uso foram executadas respeitando a função real do produto, através de lavagens de pisos que geraram mais dados primários. A segunda parte do estudo consistiu na aplicação dos conceitos e ferramentas de *ecodesign* para a elaboração de propostas para otimização dos produtos. Tais soluções foram elaboradas em total parceria com o fabricante, que validou os produtos no aspecto de estabilidade de formulação. Observados os fatores mais críticos associados a cada categoria de impacto, as propostas de solução foram elaboradas pela ótica de três fatores: mudança de fórmula, mudança na taxa de diluição e mudança no método de uso. Para o produto A, a maioria dos cenários provou efetividade quando comparados aos cenários base, sobretudo por conta da utilização da lavagem manual em detrimento da enceradeira, reformulação de ingredientes críticos do produto e aumento da diluição. No caso do produto B, todas as propostas de solução se mostraram eficazes, sobretudo devido à remoção do tripolifosfato de sódio da fórmula e do aumento da diluição.

Palavras-chave: Higiene, ACV, Avaliação do Ciclo de Vida, saneantes, *ecodesign*, otimização, desempenho ambiental.

ABSTRACT

Sanitizing products play an important role for public health, especially in situations where they are highly demanded, such as the Covid-19 pandemic scenario. Moreover, attractions in the scope of sustainability bring competitive advantages to products, according to consumer perceptions. This study assessed the environmental impacts of two products, product A and product B, within the impact categories Primary Energy Demand (PED), Water Consumption (WC), Global Warming Potential (GWP), Ozone Formation (POF), and Eutrophication (EP). Primary data were used from the manufacturer of the sanitizers, and the verification used the Life Cycle Assessment (LCA) technique of the attributional type, with a focus from the 'cradle to the grave.' To obtain more reliable results, the use and post-use steps were performed respecting the actual function of the product through floor washing that generated more primary data. The second part of the study consisted of applying Ecodesign concepts and tools for the elaboration of proposals for product optimization. Such solutions were developed in full partnership with the manufacturer, who validated the products in terms of formulation stability. Observing the most critical factors associated with each impact category, the solution proposals were elaborated from the perspective of three factors: change in formula, change in the dilution rate, and change in the method of use. For product A, most of the scenarios proved to be effective compared to the base scenarios, mainly due to manual washing to the detriment of the waxer, reformulation of critical product ingredients, and increased dilution. In the case of product B, all solution proposals proved to be effective, mainly due to the removal of sodium tripolyphosphate from the formula and the increase in dilution.

Keywords: Hygiene, LCA, Life Cycle Assessment, sanitizing products, Ecodesign, optimization, environmental performance.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Distribuição das empresas do segmento de produtos de limpeza e afins	23
Tabela 2: Número de empregos do setor de limpeza e afins	24
Tabela 3: Registros de casos de intoxicação humana por agentes tóxicos no Brasil	26
Tabela 4: Quantidades de produto empregadas no teste de uso	56
Tabela 5: Perfil de impacto ambiental para limpeza da oficina do LAREX	62
Tabela 6: Impactos em termos de PED para o Produto A	63
Tabela 7: Impactos em termos de WC para o Produto A	65
Tabela 8: Impactos em termos de GWP para o produto A	65
Tabela 9: Impactos em Eutrofização para o produto A	67
Tabela 10: Perfil de impacto ambiental para limpeza de laboratório do FoRC	68
Tabela 11: Impactos em termos de PED derivados da limpeza de laboratório do FoRC.....	69
Tabela 12: Impactos em termos de GWP originados da laboratório do FoRC	71
Tabela 13: Perfil ambiental e principais fontes de impacto: limpeza de oficina do LAREX...	74
Tabela 14: Perfil ambiental e principais fontes de impacto: limpeza de laboratório do FoRC	75
Tabela 15: Resultados de DBO e EP para C1, C2, C5 e C6 - Produto A e variantes	87
Tabela 16: Resultados de DBO e EP para C3, C4, C7, C8 - Produto A e variantes	87
Tabela 17: Comparação de cenários manual vs enceradeira para PED no produto B.....	91

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Esquemático de um lote de batelada para fabricação de domissanitários.....	27
Figura 2: Esquema de tanque de batelada com respectivas instrumentações.....	28
Figura 3: Campanha da Unilever: “Por um Planeta Mais Limpo”	30
Figura 4: Etapas de uma ETE com tratamento secundário por sistema de lodos ativados.....	32
Figura 5: Etapas do ciclo de vida de um produto ou processo.	33
Figura 6: Estrutura da ACV com os seus estágios e aplicações diretas da metodologia.....	37
Figura 7: Oferta nacional de energia elétrica por fonte	50
Figura 8: Esquema da oficina na qual ocorreu a aplicação do produto A, que é parte integrante Laboratório de Reciclagem, Tratamento de Resíduos e Extração (LAREX).....	52
Figura 9: Esquemático do <i>Food Research Center</i> - Centro de Pesquisa em Alimentos (FoRC)	53
Figura 10: Reação de catálise de ATP pela <i>bioluminescente luciferase</i>	54
Figura 11: Etapas do teste de ATP por bioluminescência	55
Figura 12: Etapa de uso - Lavagem da área com enceradeira	56
Figura 13: Diagrama do sistema estudado com o respectivo volume de controle	60
Figura 14: Modus operandi da <i>LiDS-wheel</i> com vistas a gerar subsídios para a seleção de tecnologias de <i>redesign</i> de produtos.....	61
Figura 15: Reações de produção de óxido de etileno através de oxidação direta	66
Figura 16: Propostas de solução para reprojeto do sistema de limpeza de officia do LAREX .	77
Figura 17: Cenários sinérgicos de propostas de solução para o produto B	78
Figura 18: Equipamento utilizado na limpeza manual	79
Figura 19: Perfil de impacto ambiental para PED: uso de saneante A e suas variantes.....	81
Figura 20: Perfil de impacto ambiental para WC: uso de saneante A e suas variantes.....	82
Figura 21: Perfil de impacto ambiental para GWP: uso de saneante A e suas variantes	83
Figura 22: Perfil de impacto ambiental para POF: uso de saneante A e suas variantes	84
Figura 23: Perfil de impacto ambiental para EP: uso de saneante A e suas variantes.....	86
Figura 24: Índice Global Ambiental para o saneante A e suas variações.....	88
Figura 25: DBO removido x Índice Global Ambiental – Sistema de Produto A	89
Figura 26: Perfil de impacto ambiental para PED: uso de saneante B e suas variantes	90
Figura 27: Perfil de impacto ambiental para WC: uso de saneante B e suas variantes	91
Figura 28: Perfil de impacto ambiental para GWP: uso de saneante B e suas variantes.....	92
Figura 29: Perfil de impacto ambiental para POF: uso de saneante B e suas variantes	93

Figura 30: Perfil de impacto ambiental para EP: uso de saneante B e suas variantes.....	94
Figura 31: Índice Global Ambiental para o uso do saneante B e suas variantes.....	95
Figura 32: DBO removido x Índice Global Ambiental – Sistema de Produto B	96

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

- % _{w/w}: Porcentagem Peso-peso
- ABIPLA: Associação Brasileira das Indústrias de Produtos de Limpeza e Afins
- ABNT: Associação Brasileira de Normas Técnicas
- ACV: Avaliação de Ciclo de Vida
- ACVA: Avaliação de Ciclo de Vida Atribucional
- ACVC: Avaliação de Ciclo de Vida Consequencial
- AICV: Avaliação de Impactos Ambientais do Ciclo de Vida
- ANVISA: Agência Nacional de Vigilância Sanitária
- ATP: Adenosina Trifosfato
- COVID-19: *Corona Virus Disease* (Doença Coronavírus)
- CSTR: *Continuous Stirred-tank Reactor* (Tanque de Mistura Continuamente Agitado)
- DBO: Demanda Biológica de Oxigênio
- DfE: *Design for the Environment*
- DQO: Demanda Química de Oxigênio
- EDTA: Ácido Etilenodiamino Tetra-acético
- EP: *Eutrophication* (Eutrofização)
- ETE: Estação de Tratamento de Esgotos
- FoRC: *Food Research Center*- Centro de Pesquisa em Alimentos
- FR: Fluxo de Referência
- FT: *Flow Transmitter* (Medidor de Vazão)
- GN: Gás Natural
- GWP: *Global Warming Potential* (Potencial de Aquecimento Global)
- IAN: Índice Ambiental Normalizado
- ICV: Inventário do Ciclo de Vida
- IGA: Índice Global Ambiental
- LAREX: Laboratório de Reciclagem, Tratamento de Resíduos e Extração
- N_R: Número de Reynolds
- PED: *Primary Energy Demand* (Demanda Primária de Energia)
- POF: *Ozone Formation* (Formação de Ozônio para Ecossistemas Terrestres)
- SINITOX: Sistema Nacional de Informações Tóxico Farmacológicas
- TPFS: Tripolifosfato de Sódio
- URL: Unidade Relativa de Luz
- WC: *Water Consumption* (Consumo de Água ou Depleção Hídrica)
- WT: *Weight Transmitter* (Célula de Carga)

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	17
2. OBJETIVOS	20
3. REVISÃO DE LITERATURA.....	21
3.1 Produtos de limpeza (Saneantes)	21
3.1.1 Conceitos e definições na esfera legal.....	21
3.1.2 Aspectos de mercado.....	23
3.1.3 Aspectos técnicos	25
3.1.4 Aspectos ambientais	30
3.1.5 Estações de tratamento de esgotos (ETEs).....	31
3.2 Avaliação de Ciclo de Vida	33
3.2.1 Definição	33
3.2.2 Usos e aplicações.....	34
3.2.3 Limitações	34
3.2.4 Aspectos Metodológicos	36
3.2.4.1 Definição de objetivo e escopo.....	37
3.2.4.2 Análise de inventário	39
3.2.4.3 Avaliação de impacto	40
3.2.4.4 Interpretação	42
3.3 Estudos acadêmicos sobre desempenho ambiental de produtos de higiene pessoal ou doméstica	42
3.4 Ecodesign.....	43
3.4.1 Conceito.....	43
3.4.2 Oportunidades de aplicação.....	46
4. MATERIAL E MÉTODO	47
4.1 Seleção dos objetos de análise.....	47

	15
4.2	Elaboração do diagnóstico ambiental.....48
4.3	Etapa de uso51
4.3.1	Preparação e <i>site analysis</i>51
4.3.2	Teste de adenosina trifosfato (ATP) por bioluminescência.....53
4.3.3	Lavagem, coleta de rejeitos e análise55
4.4	Pós-uso e dimensionamento da ETE.....57
4.5	Diagnóstico ambiental global.....57
4.6	Sistema de produto60
4.7	Reprojeto aplicando <i>ecodesign</i>60
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO – PRODUTOS ORIGINAIS62
5.1	Produto A62
5.1.1	Demanda Primária de Energia (PED).....62
5.1.2	Consumo de Água (WC)64
5.1.3	Potencial de Aquecimento Global (GWP).....65
5.1.4	Formação de Ozônio (POF).....66
5.1.5	Eutrofização (EP)67
5.2	Produto B68
5.2.1	Demanda Primária de Energia (PED).....68
5.2.2	Consumo de Água (WC)70
5.2.3	Potencial de Aquecimento Global (GWP).....70
5.2.4	Formação de Ozônio (POF).....71
5.2.5	Eutrofização (EP)72
6.	APLICAÇÃO DE <i>ECODESIGN</i>, REPROJETO E ELABORAÇÃO DE SOLUÇÕES73
6.1	Aplicação de <i>ecodesign</i> e reprojeto dos saneantes73
6.2	Elaboração de cenários de soluções para ambos os produtos76

7. VERIFICAÇÃO DE EFETIVIDADE DAS PROPOSTAS	80
7.1 Produto A	80
7.2 Produto B	89
8. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	97
9. REFERÊNCIAS	100
10. APÊNDICES	106

1. INTRODUÇÃO

O mercado de produtos de limpeza doméstica, também conhecidos como saneantes ou domissanitários, vem mostrando avanço sobretudo nos últimos anos. Um crescimento de 6,0% foi observado entre 2018 e 2020 (ABIPLA, 2019), culminando no valor de US\$ 166 bilhões em vendas globais no varejo (ABIPLA, 2021). Esse crescimento se deve aos movimentos naturais de expansão de mercado, porém foi potencializado com o aumento da demanda por parte dos consumidores como resposta à pandemia do Covid-19 mostrando assim, também sua relevância sanitária no segmento de bens de consumo (GUO et al., 2021).

Tal potencial de consumo também se observa no Brasil, pois a despeito das recentes crises econômicas, o mercado mostra potencial de crescimento de 4,0% para 2021 e as empresas do setor têm feito investimentos significativos, quadro que sugere franca expansão (ABIPLA, 2021). A postura das empresas somada ao importante papel regulador da Agência Nacional de Vigilância Sanitária – ANVISA, contribui para a profissionalização do setor.

Além dos aspectos de mercado que favorecem o crescimento da indústria de saneantes, um fator recente foi agregado no cenário mundial: o advento da Covid-19, declarada pandemia global pela Organização Mundial da Saúde (WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO), 2020). A necessidade de saneantes capazes de minimizar riscos pandêmicos acaba por intensificar a produtividade da categoria, e, por conseguinte, aumentar impactos ambiental que decorrem de suas práticas (CHIRANI et al., 2021; SUBPIRAMANIYAM, 2021). Embora haja um potencial elevado, as incertezas econômicas e políticas do Brasil instaladas ao fim da década de 2010 e que perduram até hoje em conjunto com os desafios de transformação do cenário produtivo a partir da inovação (via digitalização da indústria), também exigem uma evolução no *modus operandi* desse segmento.

Essa transformação ocorre, sobretudo, na maneira como as empresas comunicam seus produtos e os consumidores reagem aos diferenciais competitivos oferecidos pelas marcas. Da perspectiva do público-alvo, tem-se observado uma mudança nos hábitos de compra, dentre eles a recente transição observada em países emergentes, que faz o consumo deixar de estar centrado no produto e passar a focar o consumidor (GUPTA; RAMACHANDRAN, 2021). Assim, fatores outrora considerados acessórios ganham status de diferencial competitivo; é este o caso da Sustentabilidade. Entre outras indicações, essa tendência se comprova pelo fato da sustentabilidade ambiental ser critério de tomada de decisão no processo de aquisição de bens e serviços.

Ao se debruçar sobre o tema, Kamal-Abyaneh (2016) foi capaz de estabelecer uma correlação consistente entre interesse de compra, e diferenças ambientais de produtos usando conceitos da psicologia, e da abordagem comportamental do consumidor. Essa análise faz concluir que as pessoas tendem a desenvolver preferência por um produto percebido como mais sustentável, sempre que esse atributo está relacionado ao principal benefício que este bem de consumo proporciona. Essa relação explica, de certa forma, os motivos pelos quais os consumidores têm exigido posturas mais proativas das empresas quanto à responsabilidade ambiental.

Cabe portanto às corporações, trabalhar em estratégias condutas e métodos assertivas para garantir que seus produtos atendam aos (cada vez mais) elevados e exigentes padrões de desenvolvimento sustentável. Uma forma, bastante disponível aliás, de aumentar as chances de sucesso ao enfrentar esse desafio é fazer uso do conceito de *ecodesign*.

O *ecodesign* pode ser definido como um conjunto de práticas aplicadas à elaboração de processos ou produtos, com vistas a torná-los mais eficientes sob a perspectiva ambiental. Desse modo, seu foco principal é a redução dos impactos ambientais por estes proporcionados através da observação de seu ciclo de vida; ou seja, do conjunto de atividades estabelecido para que um produto (processo ou serviço) atenda a certa uma função. Em linhas bastante gerais, um ciclo de vida compreende os estágios de extração de recursos naturais, produção, distribuição, uso e disposição final do(s) bem(s) que atenderam à função. Outra alternativa seria reconduzi-los ao mercado como matérias-primas ou insumos de outros bens de consumo ou serviços (FIKSEL, 2006). Ao ser associado a ferramentas de avaliação de impactos ambientais e econômicos, o *ecodesign* pode ser útil a empresas que buscam diferenciação junto a um mercado consumidor exigente. Dentre as técnicas quantitativas de avaliação de impacto que mostram aderência com o *ecodesign* a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) se mostra como das opções mais promissoras. Os resultados por ela gerados permitem amparar processos de tomada de decisão, selecionar indicadores ambientais para diversas avaliações em projetos e planejamento estratégico de produtos e/ou processos (LOPES, 2017). A ACV também ajuda na identificação de melhorias ao longo das diversas fases do ciclo de vida, que contempla em seu escopo mais amplo, aspectos de pré e pós-consumo, priorizando assim ações no domínio ambiental.

Ainda que essa interação seja oportuna e promissora, são escassos na literatura científica os estudos que reprojete produtos, processos ou serviços voltados ao uso de saneantes que apliquem uma abordagem estruturada (*ecodesign*) e quantitativa (ACV). Dentre as referências nesse campo, aparecem a iniciativa realizada por Borchardt et al. (2011) que explora de forma extensiva o reprojeto aplicado à indústria de calçados utilizando práticas de *ecodesign*, sem no entanto fazer uso de ACV para gerar diagnósticos.

Mais recentemente Mahmood et al. (2020) avaliaram impactos ambientais da aplicação de saneantes, como uma alternativa de contenção do avanço da pandemia da Covid-19. Porém, mais uma vez neste caso, sem aplicar uma abordagem à ótica baseada em ACV e *ecodesign*). Por fim, Otazu et al. (2022), correlacionaram as duas metodologias em estudo de caso voltado a produção industrial de saneantes. Ainda que sem fazer o reprojeto do produto, ou de processos associados à sua ação, os autores utilizaram ACV e *ecodesign* para propor soluções capazes de reduzir focos de impacto identificados dentro das circunstâncias em que ocorreu a análise.

Dado o contexto, converte-se em uma possibilidade oportuna a realização de um estudo acadêmico no qual ACV e *ecodesign* sejam associadas para reprojeter um saneante, e no âmbito de atuação da ACV, talvez também sua atuação como agente de remoção de contaminantes e de impurezas, com base em resultados de desempenho ambiental. Este projeto de pós-graduação de nível mestrado se propõe a contribuir para o tema e ajudar a preencher, em parte, tal lacuna. O reprojeto de um saneante é relevante: (i) por atuar em um segmento de produtos que contribui diretamente para a saúde pública e o bem-estar social; (ii) avaliar com base na aplicação de um método científico a efetividade ambiental das ações e alternativas pleiteadas; e, (iii) oferecer uma lógica de abordagem do problema que muito embora conceitual, que pode ser absorvida e adaptada para diferentes realidades das organizações que compõem o setor.

Por fim, no plano estratégico, espera-se que a sinergia gerada a partir da combinação entre ACV e *ecodesign* fornece respalda conceitual, mas ao mesmo tempo, acessível, para que as organizações possam percorrer com segurança o caminho em direção a um equilíbrio de fato sustentável.

2. OBJETIVOS

Tendo em vista o contexto apresentado no capítulo anterior deste documento, o presente estudo se propõe, no nível de objetivo geral, a reprojeter os ciclos de vida de produtos saneantes à ótica do *ecodesign* em uma abordagem que agrega valor pelo aumento da eficiência, tomando por referência seus desempenhos ambientais em diversas categorias.

Em termos aplicados, este desafio reside na busca por uma formulação de fabricação viável, elevado potencial de limpeza e, ao mesmo tempo, gere mínimos impactos ambientais.

Com propósitos complementares, mas nem por isso menos importantes, esta iniciativa acadêmico-científica pretende ainda:

- Elaborar diagnósticos de desempenho ambiental dos saneantes em análise tendo em conta condições regulares de processamento, uso e pós-uso;

Fornecer subsídios para avaliação por partes interessadas da empresa produtora visando a melhoria do produto, contemplando a variável ambiental dentre aquelas que integram o elenco de elementos para tomada de decisão;

- Contribuir para a ampliação de Bancos de Dados de apoio a ACV, gerando Inventários de Ciclo de Vida que quantifiquem consumos e emissões associados aos processamento e uso daqueles saneantes, bem como, às lógicas de manufatura que dele fazem parte, para condições tipicamente praticadas no Brasil.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Produtos de limpeza (Saneantes)

3.1.1 Conceitos e definições na esfera legal

Saneantes domissanitários, ou apenas, produtos de limpeza, epíteto que lhes é atribuído popularmente, são substâncias ou preparações desenvolvidas para higienização, desinfecção ou desinfestação domiciliar, em ambientes coletivos ou públicos, em lugares de uso comum, e no tratamento da água. Também fazem parte dessa classe os produtos aplicados em hospitais ou clínicas, sobre superfícies (mobiliário, pisos, paredes e elementos estruturais), instrumentos e artigos médicos e odontológicos (FIOCRUZ, 2020).

Dispositivos existentes na legislação brasileira, dos quais fazem parte aqueles editados pela ANVISA (ANVISA, 2010), classificam também como produtos saneantes:

- a) Inseticidas: usados no combate, prevenção, e controle dos insetos em habitações, recintos, e lugares de uso público, bem como, suas cercanias;
- b) Raticidas: empregados na eliminação de ratos, camundongos e outros roedores, em domicílios, embarcações, recintos e lugares de uso público, que contendo substâncias ativas, isoladas ou em associação, que não ofereçam risco à vida ou à saúde do homem e dos animais úteis de sangue quente, quando aplicados em conformidade com as recomendações contidas em sua apresentação;
- c) Desinfetantes: destinados a destruir, indiscriminada ou seletivamente tipos variados de micro-organismos, quando aplicados a objetos ou ambientes; e,
- d) Detergentes: que se prestam a dissolução de gorduras, e a higienização de recipientes e vasilhames, com aplicações frequentes, mas não restritas, ao âmbito doméstico.

No que se refere a caracterização, a ANVISA classifica os saneantes quanto aos riscos, finalidades, venda e emprego. Para este estudo, porém, a especificação desses bens de consumo incluiu apenas aspectos de finalidade, e venda e emprego. Em termos de finalidade, os produtos saneantes podem ser classificados como agentes de:

- Limpeza em geral e afins;
- Desinfecção, esterilização, sanitização, desodorização, além de desinfecção de água para o consumo humano, hortifrutícolas e piscinas; e,

- Desinfestação.

Já a classificação referente às suas venda e emprego se dá em termos de:

- Produtos de venda livre; ou,
- Produtos de uso profissional, ou de venda restrita a empresa especializada.

Os produtos das categorias esterilizante, desinfetante de alto nível, e nível intermediário, desinfetante hospitalar para artigos semicríticos, ou para superfícies fixas e artigos não críticos, desinfetante/sanitizante para vestimenta hospitalar, e de detergência enzimática devem ser de uso profissional. Este estudo se volta para saneantes do tipo desinfetantes/detergentes, que são classificados quanto à finalidade como de limpeza geral, e como produtos de uso profissional ou de venda restrita a empresas especializadas, em relação à venda e emprego.

A ação de órgãos reguladores e associações de empresas do setor de saneantes reside, por via de regra, em controlar tais bens de consumo no âmbito fiscalizatório, bem como oferecer garantias de qualidade dos mesmos ao consumidor final.

No mérito fiscalizatório, cabe à agência reguladora controlar produtos disponibilizados no mercado, e coibir a atuação de organizações ou agentes clandestinos, que comercializam saneantes sem as aprovações concedidas pela ANVISA. A maioria desses produtos ilícitos não passa por testes que garantam sua eficácia e segurança. Isso porque, em geral eles não possuem a formulação adequada para produzir os efeitos a que se propõem, além de poderem gerar danos sobre a saúde. Saneantes clandestinos costumam apresentar cores chamativas, aromas atraentes e preço reduzido. Uma das formas de identificar sua procedência é analisar o rótulo, que deve trazer indicações de uso, além de dados cadastrais do fabricante (ANVISA, 2010).

Quanto à qualidade, ANVISA e associações de empresas do setor, caso da Associação Brasileira das Indústrias de Produtos de Limpeza e Afins – ABIPLA, têm uma função crucial na garantia de boas práticas de fabricação, e na elaboração de políticas de mercado que devem ser exercitadas pelos fabricantes. Apesar dos reconhecidos benefícios advindos da aplicação dos saneantes, os produtos químicos utilizados em sua composição podem proporcionar efeitos nocivos à saúde (LIA FOOK et al., 2013), sendo a intoxicação uma das causas mais frequentes tanto de morbidades, como de mortalidade infantil (SILVA et al., 2014). Assim, cabe aos órgãos capacitados conscientizar e fiscalizar empresas fabricantes quanto a esse aspecto, assim como orientar os consumidores para que aqueles riscos sejam mitigados.

3.1.2 Aspectos de mercado

O segmento de produtos de limpeza tem papel protagonista nas economias industrial e de consumo em escala global. Em 2020, apenas o segmento de limpeza doméstica movimentou, US\$ 167 bilhões em vendas no varejo. O Brasil representa uma fatia importante desse mercado, que é excessivamente pulverizado, ao contribuir com 3,3% das vendas, cerca de US\$ 5,5 bilhões (ABIPLA, 2021). Apenas a título de comparação, o mercado de higiene pessoal, perfumaria e cosméticos, que é um dos mais ativos e profícuos do planeta, gerou US\$ 486 bilhões em receitas no período, dos quais 4,9% referem-se a participação brasileira (ABIHPEC, 2021).

A indústria brasileira de saneantes vive em constante evolução para oferecer produtos modernos, embalagens mais funcionais, e melhores práticas de limpeza doméstica. Por conta disso, nos últimos anos o mercado doméstico tem crescido apesar das crises econômicas vividas no país, e as empresas seguem investindo em inovações. Baseando-se nesse comportamento a ABIPLA estima que o setor deverá crescer cerca de 4,0% em 2021 (ABIPLA, 2021). Somados ao papel regulamentador exercido pela ANVISA, esses resultados contribuem francamente para a profissionalização do segmento doméstico de saneantes.

Levantamentos estatísticos oficiais e datadas de 2021 indicam que o Brasil possui 2.589 empresas registradas no setor de limpeza, sendo 733 constituintes do subsegmento de sabões e detergentes sintéticos, 1.641 produtores de agentes de limpeza e polimento, e 215 respondem pela fabricação desinfetantes e domissanitários (IBGE, 2021).

Tabela 1: Distribuição das empresas do segmento de produtos de limpeza e afins

Porte da empresa	Quantidade (valor absoluto)	Participação relativa (%)
Microempresas	2056	84
Pequeno	430	12
Médio	86	3,0
Grande	17	0,6

Fonte: (ABIPLA, 2019)

A Tabela 1 traz o perfil de distribuição das empresas nacionais registradas no setor de limpeza em relação ao porte. É possível perceber neste caso a (clara) supremacia numérica dos microempresários sobre corporações de porte grande e médio, ainda que o quadro seja inverso no tocante à receita e volume de vendas. A Tabela 2 descreve o impacto do segmento na geração de empregos diretos. Em 2020 haviam 5.642 postos de trabalho ocupados formalmente no setor de desinfetantes domissanitários, correspondendo a 6,4% do total de colaboradores do setor de limpeza e afins (ABIPLA, 2021).

Tabela 2: Número de empregos do setor de limpeza e afins

Segmento	Número de empregos
Desinfetantes domissanitários	5.642
Sabões e detergentes sintéticos	45.101
Produtos de limpeza e polimento	36.467

Fonte: (IBGE, 2021)

Em contrapartida aos indicadores que retratam um potencial auspicioso, as incertezas econômicas e políticas do Brasil que marcaram o fim da década de 2010, e os fatores que a ela são subjacentes (alta taxa de desemprego e redução da renda per capita) são desanimadores. De qualquer forma, os hábitos de consumo parcimoniosos fortalecidos no epicentro das oscilações econômicas ainda persistem. São esses os casos de embalagens com volume maiores (mas que se autodenominam como de ‘tamanho econômico’) e que seguem aumentando, com o propósito de reduzir custos unitários, ou a colocação de marcas regionais em categorias de diferenciação baixa, como ocorre com água sanitária (ABIPLA, 2019).

Observando em mais detalhe o segmento de produtos profissionais, devem merecer destaque especial os movimentos iniciados há alguns anos, de redução de consumos de água e energia, e otimização de mão-de-obra. Nesse mesmo contexto aparecem também as tendências de digitalização, com uso de aplicativos capazes de monitorar os consumos de matérias-primas, insumos, utilidades, e parâmetros de produtividade de operações e outras atividades industriais. A tecnologia é acompanhada por soluções inovadoras, que permitem que o consumidor final possa processar e manipular produtos de higiene e limpeza de forma segura, protegendo a população contra problemas de saúde (ABIPLA, 2019).

3.1.3 Aspectos técnicos

Os saneantes domésticos e industriais possuem como função primária a limpeza de sujidades, se diferenciando na forma de obter o resultado esperado. A composição dos saneantes de uso frequente inclui constituintes como solventes (água, álcool), surfactantes (aniônicos, catiônicos, anfotéricos, não-iônicos), *builders* (carbonatos, silicatos, zeólitas, polifosfatos, poliacrilatos), branqueadores (hipocloritos, peróxidos), além de ingredientes específicos, e em menor concentração, como fragrâncias e corantes.

Os ingredientes surfactantes são os principais responsáveis pela remoção de sujidades. As propriedades desses químicos residem no seu caráter anfifílico, sendo representados por moléculas simultaneamente hidrofílicas e hidrofóbicas, que influenciam os meios nos quais são inseridos ao provocarem decréscimos na tensão superficial. Os surfactantes são classificados de acordo com a carga de sua parte hidrofílica em: aniônicos (carga negativa), catiônicos (carga positiva), anfotéricos (ambas as cargas) e não-iônicos. Os surfatantes aniônicos (p.e. os sulfatos de alquila, sulfatos ésteres de alquila, sulfonatos de alquila), são exemplos comuns dessa classe de químicos, produzidos em grande volume pela indústria, e se destacando pelo alto poder de limpeza. Surfactantes catiônicos (casos dos quaternários de amônia, alquil aminas, quaternários esterificados) se destacam pelo poder condicionante durante a limpeza, e por realizarem uma remoção mais suave das sujidades. Os anfotéricos (etilenodiaminas e derivados, n-alquil amino ácidos) têm função auxiliar, sendo empregados como coadjuvantes de surfactantes principais para potencializar a detergência da formulação final. Já os não-iônicos (alquilpoliglucosídeos, álcoois etoxilados) são úteis devido à baixa sensibilidade à dureza da água, sendo associados a surfactantes iônicos para aumentar o desempenho dos saneantes (GUERTECHIN, 1999).

Os *builders* cumprem a importante função de estruturar as fórmulas dos produtos de limpeza, bem como aumentar a eficácia do detergente no abrandamento de águas duras. Com isso, eles coíbem aumentos de concentração dos surfactantes, que resultariam em elevação da Demanda Biológica de Oxigênio (DBO) e Ecotoxicidade aquática. Um exemplo corriqueiro em domissanitários é o tripolifosfato de sódio (TPFS), que muito embora tenha alta capacidade de sequestrar íons Ca^{2+} e Mg^{2+} , e de suspender sujidades na solução de limpeza, gera impactos ambientais importantes em termos de Eutrofização. Compostos comumente utilizados como alternativas ao TPFS são o ácido etilenodiamino tetra-acético (EDTA), que possui alto poder quelante, as zeólitas, os e silicatos (YU; ZHAO; BAYLY, 2008).

Os branqueadores (ou *bleachers*) são outros constituintes de presença frequente nas formulações de produtos de limpeza. Dadas suas características, espera-se que atuem oxidando grupamentos cromóforos depositados sobre a superfície a ser limpa, realizando, dessa forma, a remoção de manchas (CROUD, 1999). As formulações dos saneantes se completam com as adições de corantes, fragrâncias, estabilizadores de espuma, reguladores de pH, inibidores de corrosão e de manchas, agentes antimicrobianos, opacificantes, além de outros compostos com usos e aplicações bastante específicos (PINHEIRO; MACEDO, 2014).

A complexidade nas formulações de saneantes está associada à eficácia de limpeza, e consequentemente, a aceitação pelo usuário/consumidor do produto. No entanto, muitos deles podem provocar danos à saúde humana (CORRÊA, 2005). Estatísticas do Sistema Nacional de Informações Tóxico Farmacológicas (SINITOX) registram que apenas em 2017 houve 4.652 casos de intoxicação no país em virtude de contato com produtos de limpeza domissanitários (MS; FIOCRUZ; SINITOX, 2017). A Tabela 3 traz um panorama amplo desses eventos, com ênfase para as taxas de os óbitos e sequelas decorrentes do contato com essa classe de produtos.

Tabela 3: Registros de casos de intoxicação humana por agentes tóxicos no Brasil

Agente	Evolução dos casos			(%) em relação ao total de intoxicações
	Curado	Óbito, sequela e outros	Total	
Domissanitários	2934	1718	4652	6,11
Cosméticos	752	315	1067	1,40
Produtos químicos industriais	1737	1141	2878	3,78

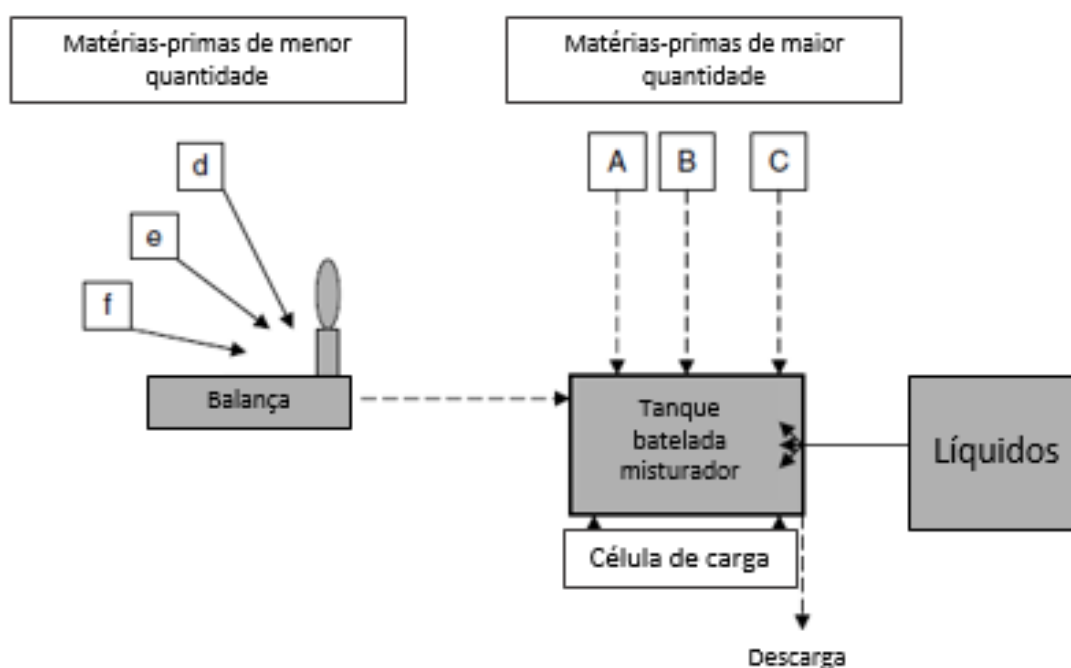
Fonte: MS; FIOCRUZ; SINITOX (2017)

Quanto a manufatura, o segmento é conservador, sendo os detalhes sobre os processos produtivos de propriedade intelectual dos fabricantes, e apenas conceitos gerais costumam ser disseminados pela (e mesmo entre) comunidade científica. Em uma das raras publicações sobre o tema Bayly et al. (2009) discorrem sobre tipos de processo e operações unitárias envolvidas na fabricação de produtos de limpeza. Segundo os autores, os desafios no desenvolvimento dos produtos à época eram compatibilizar ingredientes numa matriz aquosa, e conferir estabilidade ao produto, dado que era possível haver separação de fases ao longo de sua vida útil, que poderia se reverter em expressiva queda de desempenho.

Domissanitários podem ser produzidos em processos de batelada ou que operem sob regime contínuo, quando fazem uso de reatores agitados de mistura completa (CSTR). Para o presente estudo será considerado um processo em batelada. Em termos práticos, o que ocorre neste caso é a mistura (parcial, ou plena) dos ingredientes até alcançar-se uma massa uniforme e homogênea (comumente chamada de “molho” ou “*bulk*”) composta por veículos, grânulos detergentes (secos por pulverização), aglomerados surfactantes, alvejantes e seus ativadores, enzimas, tampões e filtros. Além disso, componentes específicos como fragrâncias, surfactantes não iônicos e corantes podem ser adicionados ao conjunto.

As formulações costumam ser expressas em base mássica por valores relativos (%_{w/w}). Nas produções por batelada os aditivos comunicados em pequena quantidade costumam ser pesados antes de sua alimentação ao misturador. Essa prática aumenta a precisão da dosagem e permite que adições sucessivas de pequena monta (chamadas de pré-misturas ou pré-fases) sejam combinadas antes da transferência para o equipamento. Por outro lado, ingredientes com maior participação na formulação costumam ser adicionados diretamente ao misturador, usando as células de carga do reator. Para materiais de uso regular (granulado seco por pulverização e carbonato de sódio), silos de alimentação podem ser instalados acima do equipamento. Quando necessário, o material é transferido do silo para o misturador através de portas deslizantes, ou válvula rotativa. A Figura 1 exemplifica os fluxos de um lote em batelada.

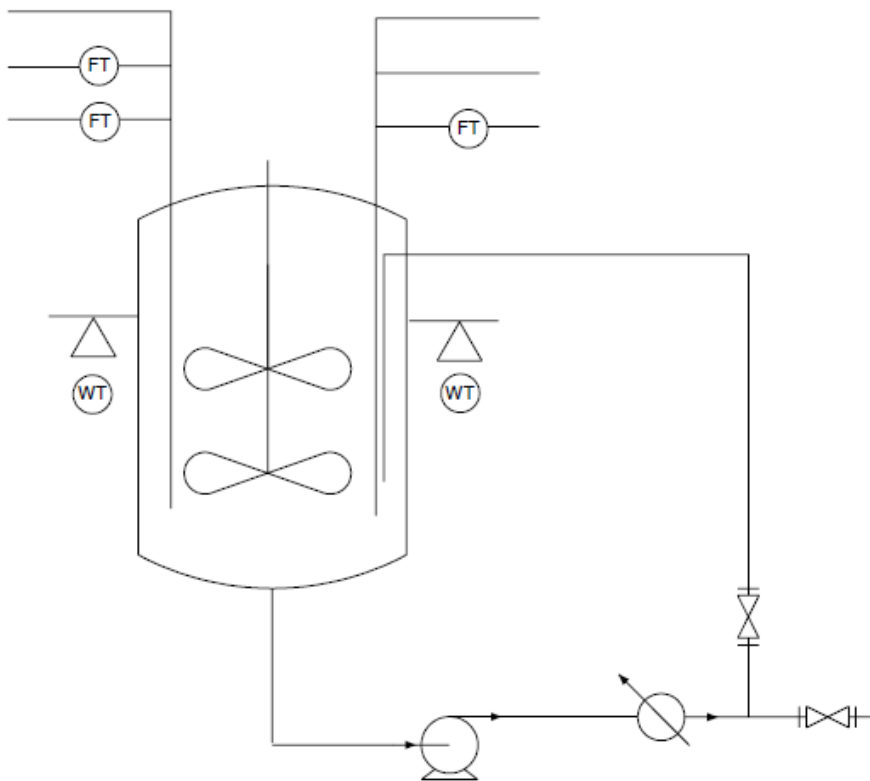
Figura 1: Esquemático de um lote de batelada para fabricação de domissanitários.



Fabricações em batelada permitem um alto nível de operação manual e requerem pouca automação. Isto é, portanto, vantajoso ao iniciar uma linha de produtos, sobretudo nos casos em que haja orçamento restrito (BAYLY et al., 2009). De qualquer forma, registros de lotes e listas de verificação precisam ser cuidadosamente realizados para garantir que todos os ativos são pesados e adicionados corretamente a cada lote.

Uma mistura adicional pode ser fornecida através de retroalimentação por um *loop* de recirculação, o qual pode dispor de um trocador de calor para controlar a temperatura do lote (ROUNDS, 2005). O processamento da receita e o comportamento de parâmetros críticos do processo são monitorados por medidores de vazão (FT), temperatura, e células de carga (WT). A Figura 2 descreve de forma esquemática um tanque de batelada, sua utilidades e controles.

Figura 2: Esquema de tanque de batelada com respectivas instrumentações



Fonte: (BAYLY et al., 2009)

Os processos industriais de fabricação de detergentes líquidos podem ocorrer em regime semi-contínuo, a partir de uma combinação entre lotes de batelada e misturadores estáticos ou dinâmicos. Essas possibilidades de configuração estão relacionadas a processos intermediários que eventualmente possam ser requeridos pela produção, tais como:

1. Dispersão e hidratação de sólidos inorgânicos
2. Hidratação / expansão de polímeros
3. Neutralização de surfactantes
4. Adição de componentes que conferem viscosidade
5. Liquefação de um componente
6. Emulsificação
7. Equilíbrio térmico/temporal
8. Troca iônica.

No que se refere aos fenômenos de transporte, variáveis como velocidade de agitação, temperatura, vazão e pressão são correlacionadas a parâmetros que expressem o comportamento do escoamento, como o número de Reynolds (N_R), representado pela equação (Eq. 1):

$$N_R = \frac{DV\rho}{\mu} \quad (\text{Eq. 1})$$

Onde:

N_R = Número de Reynolds

D = diâmetro do tubo na direção perpendicular ao escoamento

V = velocidade média do fluido

ρ = massa específica do fluido

μ = viscosidade dinâmica do fluido

O (N_R) costuma ser correlacionado a parâmetros de agitação e homogeneização dos tanques para determinar o teor de energia cinética que precisa ser aplicado às partículas sólidas ou micelas de produto. Embora a operação de mistura pareça simples, sua condução envolve uma variedade de condicionantes que acabam tornando-a vital a fabricação dos domissanitários.

Rounds (2005) corrobora esse conceito ao afirmar que cada configuração de misturador impõe uma distribuição de deformação ao fluido processado, a qual influencia de maneira decisiva as características do produto final. Nesse contexto, a mistura assume um papel crítico no processo, por determinar características mecânicas do produto acabado. A estabilidade do produto a efeitos de médio e longo prazo (p.e. envelhecimento, eficácia, textura, aparência e reologia) pode também ser afetada por cisalhamentos e/ou deformações que são impostas ao produto durante a mistura.

3.1.4 Aspectos ambientais

O ciclo de manufatura dos saneantes consome recursos naturais e gera emissões que se revertem em efeitos adversos (e inexoráveis) sobre o ambiente. Cabe as corporações identificar esses impactos, e elaborar políticas e planos para sua prevenção. O setor também está atento a efeitos adversos relacionados ao uso desses produtos. Tal como discutido antes (seção 3.1.1), o uso indiscriminado de saneantes pode levar a danos severos ao entorno e para a saúde humana. Assim, ações voltadas a revisão de formulações, uso de ‘embalagens inteligentes’ – que evitam dosagens em excesso e desperdícios – bem como campanhas de conscientização e treinamento para operadores são exemplos de medidas praticadas regularmente por essas empresas.

O setor de produtos de limpeza está entre os que têm conseguido de maneira afortunada, fazer com que as mudanças tecnológicas contribuam para o desenvolvimento de produtos mais eficientes e menos agressivos para o ambiente. Nesse movimento, é notória a opção – cada vez mais frequente – por ingredientes de origem natural nas formulações. As empresas passaram a ter também uma atuação transversal sobre o processo, exercitando sua capacidade de influência sobre estágios distantes de sua alçada direta. Essa conduta tem permeado o setor como um todo, a despeito do porte e da especialidade das organizações (ABIPLA, 2019). Outra das abordagens adotada pelas corporações é o desenvolvimento de produtos concentrados que prometem trazer o benefício de limpeza equivalentes aos dos congêneres diluídos com menores dosagens. Além do diferencial operacional que essa ação proporciona, os custos e impactos associados o uso de matérias-primas, embalagens e transportes, tendem também a serem reduzidos.

Figura 3: Campanha da Unilever: “Por um Planeta Mais Limpo”



Fonte: (UNILEVER, 2010)

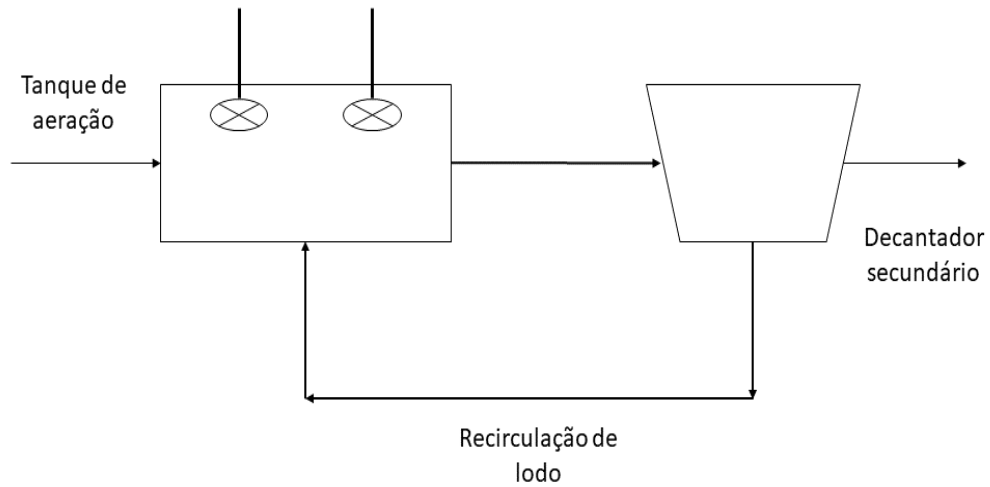
O uso de estratégias de comunicação voltadas para a sustentabilidade tende a melhorar a imagem ambiental do produto, e a partir disso, reduzir custos e riscos a ele associados, além de fortalecer a imagem das marcas. A Figura 3 retrata a situação através de uma campanha da multinacional Unilever envolvendo produtos concentrados para limpeza, na qual a empresa ratifica seu compromisso com a redução de impactos associado ao ciclo de vida dos mesmos (UNILEVER, 2010). No campo dos saneantes, porém, o desafio está em fazer o consumidor mudar a forma como utiliza cotidianamente os produtos, uma vez que as fórmulas concentradas ainda não foram incorporadas a essa rotina de limpeza (ABIPLA, 2019).

3.1.5 Estações de tratamento de esgotos (ETEs)

A temática do tratamento de efluentes líquidos é um desafio recorrente para a indústria. A decomposição da matéria orgânica proveniente dos rejeitos que atingem os corpos hídricos pode levar a consequências indesejáveis como contaminações através de compostos tóxicos, potencialmente mutagênicos ou carcinogênicos (TCHOBANOGLOUS; BURTON; STENSEL, 2003). Dessa forma, são necessárias soluções eficazes para tratamento desses efluentes, e um correto dimensionamento das estações de tratamento de efluentes (ETE) é peça chave para o êxito da estratégia. O arranjo é classificado por estágios, de acordo com o tipo de poluente a ser removido. O tratamento preliminar visa remover sólidos maiores e areia, utilizando para isso operações físicas. O tratamento primário trata de eliminar sólidos em suspensão e/ou flutuantes. Já o tratamento secundário é responsável por decompor matéria orgânica através de processos biológicos. Por fim, o tratamento terciário se ocupa de extrair poluentes específicos, ou que não foram plenamente retirados durante o tratamento secundário (PELETEIRO; ALMEIDA, 2014).

Este estudo enfatizou ao tratamento secundário, devido a sua atuação efetiva e relevante na remoção do tipo de contaminação gerada pela intervenção dos saneantes. Sob essa ótica, o processo de lodo ativado aparece como uma tecnologia de uso frequente para o tratamento de despejos domésticos e industriais (VON SPERLING, 2016). Em termos bastante amplos, essa técnica faz uso de culturas suspensas de micro-organismos aeróbios para promover a desinfecção das águas residuais. Os equipamentos que compõem o arranjo são: tanque de aeração (reator), tanque de decantação (conhecido como decantador secundário) e linha de recirculação de lodo. A Figura 4 traz um desenho esquemático do sistema.

Figura 4: Etapas de uma ETE com tratamento secundário por sistema de lodos ativados



Fonte: adaptado de GEHLING (2017)

No reator ocorre a remoção da matéria carbonácea e eventualmente também da matéria nitrogenada. O decantador secundário promove a sedimentação da biomassa gerada na etapa anterior, proporcionando um efluente claro e purificado. Uma parte do lodo sedimentado é recirculado para o reator, elevando a concentração de matéria biológica naquele equipamento e assim, intensificando o consumo de matéria orgânica. A recirculação é portanto um elemento essencial para a otimização do sistema, uma vez que o aumento da biomassa torna suficiente o tempo de permanência dos micro-organismos em contato com a matéria orgânica, do que resulta sua metabolização por completo, e assim, aumento da eficiência de remoção de contaminantes (PELETEIRO; ALMEIDA, 2014). Essa eficiência costuma ser mensurada a partir da diferença entre valores de DBO na entrada e na saída da ETE.

Conceitua-se DBO como a quantidade de oxigênio requerida para promover a oxidação da matéria orgânica biodegradável presente em uma amostra de efluente, por ação bioquímica aeróbia (bactérias heterotróficas aeróbias). Logo, a DBO ($\text{mg O}_2/\text{L}$) determina de forma indireta o nível de matéria orgânica presente em um efluente (CAMMAROTA, 2011).

3.2 Avaliação de Ciclo de Vida

3.2.1 Definição

Tal como já se havia discutido na seção 1 deste documento, o conceito de Ciclo de Vida pode ser entendido como conjunto de ações antrópicas constituído para efeito do atendimento de certa necessidade (ou desejo). Este arranjo se estende desde a extração de recursos naturais, até a disposição final (ou revalorização) do produto (ou agente) usado para atender a demanda, passando por todas as etapas de sua cadeia produtiva e por seu uso *per se* (SAKAMOTO, 2019). A Figura 5 apresenta o conceito de ciclo de vida.

Figura 5: Etapas do ciclo de vida de um produto ou processo.



Fonte: Sakamoto (2019)

Nesse contexto, a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) compreende “a compilação e a avaliação de entradas, saídas e impactos ambientais potenciais de um sistema de produto por todo seu ciclo de vida” (ABNT, 2009). Trata-se, portanto, de uma técnica de gestão ambiental que visa quantificar consumos e rejeitos circulantes através de uma fronteira real (ou hipotética) estabelecida entre o ciclo de vida em estudo e sua vizinhança imediata (o ambiente), durante o atendimento de certa necessidade (ou desejo) (SILVA; KULAY, 2019).

3.2.2 Usos e aplicações

Silva e Kulay (2019) apontam como usos e aplicações mais frequentes da ACV as:

- Geração de subsídios para processos gerenciais de decisão que permitam incluir a variável ambiental no conjunto de indicadores que considerados para esse fim;
- Identificação de oportunidades de melhoria de desempenho ambiental associadas ao atendimento de uma função;
- Comparação dos desempenhos de produtos que cumpram a mesma função;
- Concessão de rótulos e selos ambientais;
- Projeto de produtos (processos, ou serviços), ou modificação dos já existem tendo em conta a variável ambiental;
- Comunicação ambiental.

Dadas suas características, a ACV se ocupa apenas de fornecer um diagnóstico de fundo ambiental de seu objeto de estudo; portanto não se pode esperar que ela gere propostas que mitiguem, minimizem, ou mesmo, eliminem, problemas por ela apontados. A inserção da ACV no processo de tomada de decisão tem por vantagem proporcionar ao gestor uma quantificação de impactos ambientais e sobre a saúde humana que o atendimento de certa função por seu produto (processo, ou mesmo, serviço) irá trazer. Os resultados de uma ACV podem também dar respaldo a campanhas de conscientização voltadas para clientes e *stakeholders*, e auxiliar a elaboração de políticas públicas.

3.2.3 Limitações

Por se tratar de uma técnica relativamente recente – os primeiros registros sobre estudos de ACV na forma com ela é praticada até hoje, datam dos anos 1980 – a técnica ainda apresenta limitações e aspectos que não são consenso na própria comunidade científica que se dedica ao seu desenvolvimento (SAKAMOTO, 2019). São elas: (i) ausência de dados que representem muitas das realidades locais e regionais em que processos antrópicos se desenvolvem; (ii) falta de modelos para avaliar impactos reconhecidamente importantes para a sociedade moderna; (iii) divergências quanto ao enfoque metodológico mais adequado para aplicação da técnica; e, (iv) uso de juízo de valores em decisões que afetam diretamente a aplicação da ACV e, assim, os resultados que dela são gerados.

A lacuna proporcionada pela ausência de dados vem sendo pouco a pouco preenchida pelos chamados bancos de dados. Em linhas bastante gerais, esses repositórios aglutinam dados e informações médias sobre consumos e emissões associados a uma gama ampla e variada de processos, tecnologias e ações antrópicas. No entanto, os assim chamados Inventários de Ciclo de Vida que integram os bancos de dados, fazem uso de abordagens estatísticas (baseadas em médias, taxas de frequência, variância, e perfis de distribuições) para tratar condicionantes tecnológicas e geográficas. Com isso, aspectos proprietários de um processamento, ou mesmo, da forma como ele é exercitado, deixam de ser considerados por essas listagens. E muitas vezes, a introdução de tais especificidades se reverte em volume de trabalho e grau de incerteza quase equivalentes às demandas para a construção de um inventário (SILVA; KULAY, 2019).

A modelagem da magnitude dos impactos ambientais é outra limitação da ACV. Há dois aspectos a serem considerados neste caso. O primeiro deles remete a impactos cuja modelagem tem restrição de domínio de aplicação. São exemplos dessa classe os efeitos das Ecotoxicidade e Eutrofização Marinhas que fazem parte do método ReCiPe (2016) de avaliação de impactos (HUIJBREGTS et al, 2017). Muito embora se tratem de abordagens conceitualmente robustas para as condições de contorno que as definem, estas últimas se restringem apenas a algumas das biotas oceânicas e marítimas existentes no planeta. O segundo aspecto remete a impactos, como por exemplo Biodiversidade, para os quais a magnificação dos efeitos de ações antrópicas deveria necessariamente ocorrer, mas que ainda não dispõem de modelos consistentes (mesmo que para condições apenas específicas) para tanto.

Há duas modalidades de aplicação da técnica de ACV: atribucional e consequential. Na ACV atribucional (ACVA) a modelagem dos fluxos de entrada e saída do sistema em análise são atribuídas à função que este exerce, vinculando e/ou particionando os processos elementares de acordo com uma regra normativa. Desse modo, a ACVA lida com processos multifuncionais (ou seja, que geram mais do que um produto em certa etapa) alocando os fluxos inventariados a montante dessa situação entre produtos, com base em suas propriedades físicas ou econômicas relativas (BRANDÃO; WEIDEMA, 2013). Já a ACV a consequential (ACVC) exercita uma lógica de modelagem na qual as atividades são incluídas em um sistema de produto até onde se espera que essas se alterem por conta de uma variação na demanda pela função. A partir disso, a ACVC trata multifuncionalidades expandindo o sistema para incluir o destino dos coprodutos em outros mercados, evitando, portanto, realizar partições (BRANDÃO et al, 2017).

Muito embora a ACVC se aproxime mais das circunstâncias reais em que os processos antrópicos transcorrem, ou seja, gerando desdobramentos diversos sobre outras atividades, sua modelagem traz incertezas importantes em termos da confecção dos cenários em que tais efeitos (os desdobramentos) ocorrem. Além disso, a ACVC se mostra complexa quanto a aplicação se comparada a ACVA, fazendo com que os praticantes optem pela segunda abordagem. Se por um lado a ACVA é menos realista e carrega também incertezas, por outro, ela está consolidada em termos de condução e atende, na maior parte dos casos, as expectativas de seus praticantes.

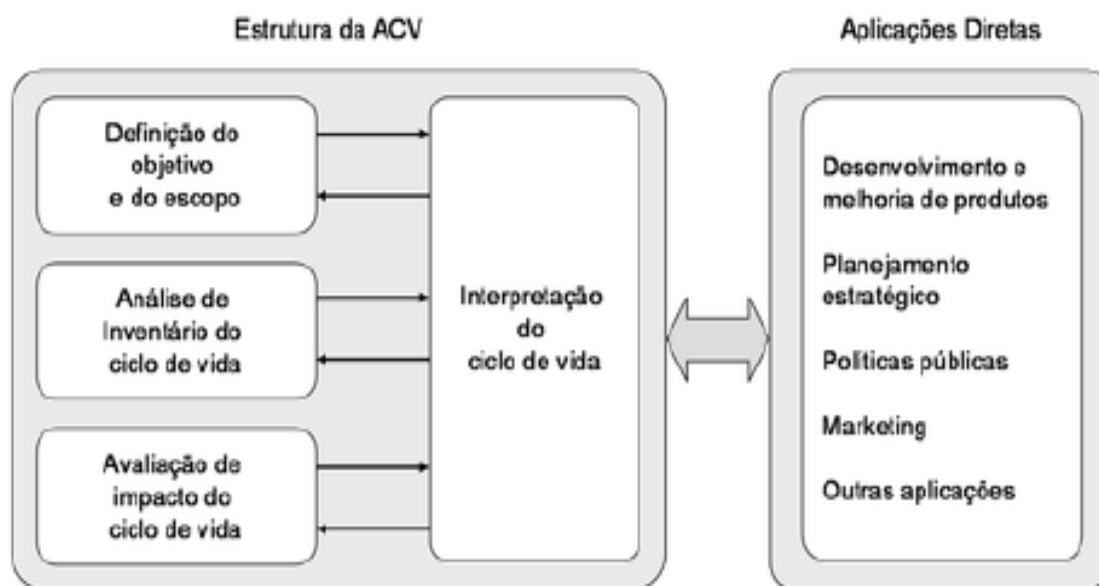
Os estudos de ACV realizados no Brasil não destoam dos demais quanto a limitações. Após realizar um levantamento amplo sobre o tema, Zocche (2014) identificou outras fontes de restrição à técnica em âmbito doméstico. São elas: (i) indisponibilidade de bancos de dados tipicamente nacionais; (ii) Incerteza do método em relação aos resultados para a tomada de decisão; (iii) Dificuldade na coleta de dados primários; (iii) Dificuldade de condução da fase de Inventário do Ciclo de Vida (ICV) devido ao grande volume de dados; (iv) Falta de interesse por parte da iniciativa privada no compartilhamento de dados; e (v) Ausência de critérios mais objetivos para a definição das fronteiras e unidades funcionais do sistema e do produto a ser estudado. Para Zocche, é fundamental que esses obstáculos sejam removidos para que a difusão da ACV ocorra de forma ampla no país.

3.2.4 Aspectos Metodológicos

O método que fundamenta um estudo de ACV foi descrito pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), na forma das normas ABNT NBR ISO 14040 e 14044 (ABNT, 2009a, 2009b). As diretrizes são traduções de normas editadas pela *International Organization for Standardization* (ISO) em 2006 (SILVA; KULAY, 2019). Em termos de estrutura, um estudo de ACV compreende quatro etapas; quais seja: (i) Definição de Objetivo e Escopo; (ii) Análise de Inventário; (iii) Avaliação de Impactos; e (iv) Interpretação.

Tal como descreve a Figura 6, essas etapas se interconectam de modo interativo, permitindo que readequações de premissas e condutas de planejamento do estudo (Definição de Objetivos e Escopo), práticas relativas à sua condução (Análise de Inventário e Avaliação de Impactos), e aferição (Interpretação) ocorram, motivadas por ajustes (ou ações) realizados em outras etapas. Essas etapas são apresentadas e discutidas em mais detalhes a seguir, com o propósito de fornecer ao leitor alguns elementos sobre o arcabouço metodológico da técnica.

Figura 6: Estrutura da ACV com os seus estágios e aplicações diretas da metodologia



Fonte: (ABNT, 2009)

3.2.4.1 Definição de objetivo e escopo

A Definição de Objetivo se ocupa de descrever de maneira clara, sucinta e inequívoca: (i) os objetivos do estudo de ACV; (ii) motivos para sua realização; e (iii) o público-alvo a que este se destina. De sua parte, a Definição de Escopo concentra-se em estabelecer premissas, condicionantes e orientações, de caracteres geral e específico, que pautam a condução do estudo (ROSA, 2019). Será, portanto, objeto de atenção dessa etapa a descrição de elementos como:

- *Processo elementar*: menor subdivisão do sistema de produto, para a qual será possível coletar informações e dados capazes de caracterizar aspectos ambientais em termos qualitativos e quantitativos;
- *Sistema de produto*: conjunto de processos elementares, interligados entre si por correntes de matéria e/ou energia, que atendam a uma função definida;
- *Função do sistema de produto*: propósito, ou finalidade do produto ou serviço cujo desempenho ambiental será objeto de avaliação por parte da ACV;
- *Unidade funcional*: parâmetro que descreve em termos quantitativos o exercício da função de um sistema de produto. Em termos aplicados, a Unidade Funcional remete à base de cálculo sobre a qual se apoia a análise empreendida pela ACV. Por conta disso mesmo, trata-se de um valor arbitrário;

- *Fluxo de referência*: quantidade de produto necessária para atender a quantidade de função (ou seja, a Unidade Funcional) que foi definida. Trata-se de outra base de cálculo usada pelo estudo;
- *Fronteiras do sistema de produto*: define a abrangência do estudo, modelando o ciclo de vida em análise. Dessa forma, estabelece os limites, e a interface entre a Biosfera e o sistema de produto, bem como deste último com outros sistemas antrópicos que constituem a Troposfera. As fronteiras de um sistema de produto podem ser elementos físicos ou virtuais. É fundamental, porém, que estas sejam capazes de delimitar de forma clara e inequívoca os meios desde (e para) onde devem circular correntes de matéria e energia que estão relacionadas ao sistema em análise;
- *Tratamento de situações de multifuncionalidade*: na maior parte dos casos, um estágio do Sistema de Produto é capaz de gerar coprodutos. Esse quadro define as chamadas situações de multifuncionalidade. O tratamento de tais ocorrências visa distribuir aspectos ambientais gerados ao longo do sistema (inclusive os que ocorrem no estágio multifuncional) entre os coprodutos. Os procedimentos mais comuns para o tratamento de situações de multifuncionalidade são: (i) Alocação por critérios físicos (massa, energia, entre outros), ou econômicos (custo, preço); (ii) Esgotamento (*Surplus Method*) em que todos os aspectos ambientais devem ser atribuídos indiscriminadamente ao produto em análise; e (iii) Expansão de Fronteiras (*System Expansion*), que repete a lógica do Esgotamento, mas debita cargas evitadas pela substituição de bens de consumo, pelos subprodutos gerados no sistema, do desempenho acumulado pelo produto em estudo;
- *Crítérios de exclusão de dados*: são diretrizes qualitativas e quantitativas usadas para modular o sistema de produto, desde os quais aspectos ambientais podem deixar de ser avaliados pela ACV. Os critérios quantitativos têm em conta as contribuições cumulativas mássicas e energéticas às entradas e saídas de um processo elementar. Nesse contexto, aspectos ambientais cujas contribuições cumulativas imponham acréscimos inferiores ao patamar convencional (1,0%, 2,0%, ou outro), deixam de ser considerados pelo estudo. Já os critérios qualitativos se apoiam no grau de relevância ambiental de cada aspecto ambiental para as categorias de impacto definidas para a análise;

- *Tipo e qualidade de dados*: o ‘tipo de dados’ especifica quais as procedências dos dados a serem usados no estudo (primários, secundários ou mistos). De sua parte, a ‘qualidade dos dados’ especifica características desses parâmetros com níveis de precisão e acurácia suficientes para não comprometer a robustez do modelo de sistema de produto. Esses padrões remetem as coberturas temporal, geográfica e tecnológica que balizam a coleta de dados, bem como à precisão e a representatividade dos valores amostrados para a análise;
- *Categorias de impacto e metodologia de alocação de impacto*: determina qual é a metodologia de quantificação de impactos mais adequada para o problema em questão, bem como, as categorias de impacto que serão incorporadas no estudo.
- *Análise crítica*: verificação do grau atendimento dos requisitos que deveriam ser cumpridos para efeito de elaboração de uma ACV.

3.2.4.2 Análise de Inventário

A Análise do Inventário do Ciclo de Vida (ICV) é uma etapa fundamental na realização de um estudo de ACV. Ali se quantificam as correntes de matéria e energia usadas na construção do modelo de sistema de produto (SANTOS, 2005). Os dados obtidos por essa etapa devem ser suficientemente consistentes e representativos da realidade que pretendem retratar para que o diagnóstico gerado pela ACV seja também confiável. A etapa de elaboração do ICV se divide em duas ações: (i) coleta de dados; e (ii) tratamento de dados.

A coleta de dados consiste da busca de informações e valores que representem aspectos ambientais e outras correntes (p.e. fluxos intermediários e de produto os quais, respectivamente, interligam estágios de um mesmo sistema de produto, e de dois sistemas de produto entre si). Esses dados podem ser primários, ou seja, fruto de medições de campo (ou de experimentos), realizadas no próprio sistema de produto em análise; ou secundários, isto é, coletados em fontes bibliográficas (artigos, revistas, manuais e compêndios) e, portanto, sendo naturalmente menos representativos das condições sob avaliação.

O tratamento dos dados é subdividido em outras duas atividades: (i) ajuste ao fluxo de referência; e (ii) tratamento de situações de multifuncionalidade. O ajuste ao fluxo de referência consiste em expressar as quantidades das correntes de matéria e energia que perfazem o sistema em termos daquela base de cálculo.

O tratamento de multifuncionalidades predispõe a seleção de um critério para partição de aspectos ambientais que seja comum aos casos de geração de coprodutos, e sua aplicação (ROSA, 2019). Ações complementares à elaboração do ICV pode também fazer uso de outros procedimentos, como as análises de sensibilidade e incerteza, para verificar os graus de robustez e representatividade dos dados (SAKAMOTO, 2019).

3.2.4.3 Avaliação de impacto

A Avaliação de Impactos Ambientais do Ciclo de Vida (AICV) nada mais é do que a análise quantitativa dos efeitos ambientais a que são submetidos a natureza e o ser humano, em virtude do cumprimento da função para a qual o produto, processo ou serviço em análise foi concebido (SILVA; KULAY, 2019). A AICV pode compreender até cinco etapas operacionais. Isso porque três delas são obrigatórias – respectivamente de seleção de categorias de impactos e seus respectivos indicadores, classificação, e caracterização –, e as demais, apenas facultativas – de normalização e ponderação (ABNT, 2009b) .

A seleção das categorias de impacto toma por base os resultados do ICV e identifica categorias de impacto que a eles possam estar correlacionadas. Na etapa de Classificação, os aspectos ambientais são distribuídos pelas categorias de impacto selecionadas para a análise de forma qualitativa. Segue-se a esta, a etapa denominada de Caracterização, que realiza uma interação quantitativa entre ambos os elementos (ABNT, 2009b).

Cada categoria de impacto é descrita na forma de uma substância padrão, ou seja, uma base de referência para expressão de seus impactos. Assim, o procedimento de Caracterização consiste em determinar a contribuição de um aspecto ambiental em termos da substância padrão dessa categoria de impacto. A contribuição total do objeto de estudo (produto, processo ou serviço) para a categoria em questão, resulta da somatória dessas contribuições individuais. Dá-se o nome de Perfil de Impacto Ambiental ao coletivo de desempenhos do objeto de análise nas diferentes categorias de impacto selecionadas. Algumas categorias de impacto ambiental são adotadas com maior frequência do que outras por estudo de ACV. São elas:

- Consumo de água: é o uso da água de tal maneira que a água é evaporada, incorporada nos produtos, transferida para outras bacias hidrográficas ou descartada no mar. A água uma vez consumida não se torna mais disponível na bacia de origem para os seres humanos nem para os ecossistemas. O consumo de água (WC) é geralmente descrito em (L ou m³/ kg emissão) (HUIJBREGTS et al., 2016)

- Eutrofização: refere-se ao enriquecimento de corpos hídricos e do solo por disposição de nutrientes, que eleva a produção de biomassa nesses meios. O excesso de biomassa ocasiona no aumento da taxa de consumo de oxigênio livre pelo processo de decomposição da matéria, alterando as condições naturais desses ambientes e afetando a biodiversidade local. O potencial de eutrofização (EUT) é em geral expresso como ($\text{kg P}_{\text{eq}}/\text{kg}$ emissão) (HUIJBREGTS et al., 2016).
- Mudanças climáticas: representa o aumento da radiação infravermelha na superfície terrestre, proveniente em especial da crescente quantidade de CO_2 , N_2O , CH_4 , aerossóis e outros gases na atmosfera, que impedem a dispersão dos raios solares. Os potenciais de Mudanças Climáticas (CC) costumam ser indicados em ($\text{kg CO}_2_{\text{eq}}/\text{kg}$ emissão) (FRISCHKNECHT et al., 2007).
- Depleção abiótica: representa a redução de recursos naturais não bióticos utilizados como insumos no sistema de produto, como combustíveis fósseis e minérios. O fator de impacto de Depleção abiótica (DA) se origina do quociente entre o consumo de certo recurso natural e sua oferta (HUIJBREGTS et al., 2016).
- Formação fotoquímica de ozônio: nevoeiro decorrente da reação fotoquímica entre óxidos de nitrogênio e substâncias orgânicas voláteis, também denominada de Smog, que podem diminuir a atividade de fotossíntese da flora pela redução de luminescência solar. Os fatores que descrevem o Potencial de formação de foto-oxidantes (FFO) se referem em ($\text{kgC}_2\text{H}_4_{\text{eq}}/\text{kg}$ emissão) (FRISCHKNECHT et al., 2007).
- Ecotoxicidade terrestre: diz respeito ao impacto causado sobre ecossistemas terrestres por substâncias tóxicas emitidas para o ar, solo ou água. Algumas das consequências finais deste impacto são a redução da produção agrícola, e biodiversidade da flora e da fauna. O potencial de ecotoxicidade (ECT) costuma ser descrito em termos de ($\text{kg 1,4 DB eq.}/\text{kg}$ emissão) (HUIJBREGTS et al., 2016).
- Depleção da camada de ozônio: redução da camada de ozônio existente na estratosfera, que permite a passagem de radiação ultravioleta à superfície terrestre, aumentando a ocorrência de problemas de pele, doenças oculares e interferências no ecossistema. O modelo de caracterização utilizado para medir impactos dessa natureza foi desenvolvido pela Organização Meteorológica Mundial (WMO) e define o potencial de depleção de camada de ozônio (OLD) de diferentes gases na forma de ($\text{kg CFC-11}_{\text{eq}}/\text{kg}$ emissão) (HUIJBREGTS et al., 2016).

- Toxicidade humana: emissão de substâncias tóxicas nos compartimentos de ar, solo ou água, sob a forma de compostos aromáticos, metais, agroquímicos, entre outros, que podem causar problemas à saúde do homem ao serem inaladas ou ingeridas. Os fatores de caracterização para (HT) são calculados considerando critérios como destino, exposição, e efeitos das substâncias tóxicas em horizonte temporal infinito, sendo descritos assim como o ECT em termos de (kg 1,4 DB_{eq}/ kg emissão) (HUIJBREGTS et al., 2016).

3.2.4.4 Interpretação

A etapa de Interpretação de resultados tem por objetivo avaliar aspectos estruturais de um estudo de ACV a fim de identificar suas vulnerabilidades. Para tanto, ela faz uso de critérios e premissas que se aplicam à definição de objetivo e escopo, dados usados para composição do ICV, e aos métodos e categorias de impacto que compõem o Perfil de Impacto Ambiental do objeto do estudo. Como resultado dessa análise, será possível, por exemplo, ajustar objetivos e limites do sistema, uma vez que, como já mencionado, as etapas da ACV têm caráter iterativo. Além disso, a Interpretação pode culminar na busca por dados adicionais, na revisão de critérios para tratamento de situações de multifuncionalidade, ou na adequação de outros elementos.

Como o objetivo da Interpretação é harmonizar as bases e etapas do estudo, ela tratará também de identificar focos de impacto, e propor ações que possam mitigá-los, minimizá-los, ou até mesmo (sempre na medida da possibilidade) eliminá-los (ROSA, 2019).

3.3 Estudos acadêmicos sobre desempenho ambiental de produtos de higiene pessoal e doméstica

Uma revisão de literatura foi realizada buscando identificar estudos que avaliassem o desempenho ambiental de saneantes industriais, domissanitários, e/ou produtos de higiene em geral. Além de definir o estágio atual de evolução do tema em termos acadêmico-científicos, a verificação concentrou-se também em identificar lacunas neste campo de estudo, que ajudaram depois na estruturação desta pesquisa.

Lopes (2017) compara por meio de ACV duas formulações de antissépticos bucais, a fim de redesenhar esses processos produtivos à ótica da minimização dos impactos ambientais. O autor concluiu que o foco principal de impacto de ambos os processos residia na atividade de inertização dos reatores de batelada e, a partir disso, propôs uma remodelação dessa operação que resultou em significativa redução de seus efeitos sobre o entorno. Seguindo na mesma linha, Guilbot et al. (2013) avaliaram impactos do uso de surfactantes à base de alquil poliglucosídeos como emulsificantes em formulações cosméticas. Além de caracterizar os impactos ambientais associados a essa aplicação, a análise identificou também etapas que mais geravam contribuição ambiental dentro daquele escopo.

Em outro estudo, Aligleri, Aligleri e Kruglianskas (2016) utilizam a ótica de Produção mais Limpa para classificar produtos de limpeza e de lavagem de roupa. O estudo fez uso de uma abordagem do tipo *Cradle to Cradle*, variante da ACV que substitui a etapa de disposição final pela de reaproveitamento. O estudo concluiu que as empresas com produtos certificados induziram rupturas significativas no mercado a partir da adoção de práticas de química verde, que resultaram na redução do uso de substâncias nocivas ao ambiente natural. Por conta disso, esses produtos passaram a estar alinhados com o conceito de “ecoinovação radical” uma vez que fazem uso de um regime tecnológico à base de plantas. Ainda no contexto que envolve interesses corporativos e desenvolvimento sustentável de produtos, um estudo de pesquisadores da multinacional Procter & Gamble utilizou ACV para criar um banco de dados de matérias-primas e produtos para lavagem de roupa (SAOUTER; VAN HOOFF, 2002). Após concluir a coleta de dados os autores notaram que 80% do consumo de energia associados ao uso desses bens de consumo se dá durante o estágio de uso (principalmente pelo aquecimento da água). Por outro lado, mais de 98% da demanda biológica de oxigênio, está (naturalmente) associada ao de descarte dos mesmos.

3.4 Ecodesign

3.4.1 Conceito

Antes de discorrer a respeito de *ecodesign* será importante conhecer (ou talvez melhor, convencionar) o conceito de *design* e suas implicações industriais. Para efeito deste estudo, considera-se “*design*” o processo de moldar uma solução usando ferramentas próprias para tal.

Com o advento da industrialização, um novo modo de produção surgiu, e assim, o *design* deixou de ser uma habilidade individual baseada no empirismo. Da mesma forma os produtos não eram mais fabricados por artesãos e trocados por gêneros agrícolas; ou seja: surgiam a padronização e automação de processo (SPANGENBERG; FUAD-LUKE; BLINCOE, 2010). Por outro lado, Rocha, Antunes e Partidário (2019) tratam *design* como uma atividade criativa que estabelece qualidades multifacetadas dos objetos, processos, serviços e seus sistemas em ciclos de vida completos.

Sabe-se que o conceito de sustentabilidade considera três pilares (econômico, ambiental e social), e o mapeamento dos impactos associados a eles. A concepção de produtos sustentáveis foi considerada uma estratégia importante para minimizar os impactos no setor manufatureiro, na busca pela sustentabilidade e pela consecução de vários objetivos de Produção mais Limpa (MORENO et al., 2011). Nesse contexto, sustentabilidade pode ser definida como a capacidade de um produto trabalhar continuamente, garantindo os menores impactos ambientais possíveis, e proporcionando benefícios econômicos e sociais às partes interessadas (AHMAD et al., 2018).

Além da definição de sustentabilidade, outros conceitos mais aplicados como *Life Cycle Design* e *Design for the Environment* (DfE) são temas de pesquisas (BEHRENDT et al., 1997; BREZET; VAN HEMEL, 1997; KLOSTERMANN; TUKKER, 1998; TISCHNER et al., 2000) desde o final dos anos 1990 (ROCHA; ANTUNES; PARTIDÁRIO, 2019); a despeito disso, o *ecodesign* se consolidou ao longo dos anos como uma prática corriqueira nas corporações.

A correlação entre *design* e sustentabilidade ambiental associada ao desenvolvimento de produtos teve como precursor o trabalho de Van Weenen (1995), que ao propor o conceito de *ecodesign* e *sustainable product development*, aponta uma falha na moderna abordagem orientada ao produto. Para o autor, muita atenção era dispensada ao fim de vida do produto, motivando assim a criação de práticas de minimização de rejeitos, logística reversa, reutilização e reciclagem. Para Van Weenen seria necessário ter uma abordagem mais ampla orientada ao produto, que considerasse a prevenção como ponto de partida, e passasse ao desenvolvimento integrado de produtos que reduzissem impactos ambientais por todo seu ciclo de vida. A mesma abordagem colocaria em cheque até mesmo a própria existência do produto *per se*, dando ênfase na mesma medida, a todos os elementos de seu ciclo de vida desde, do início ao fim.

Outros autores também ressaltam pontos de potencial no uso do *ecodesign*, indicando que este poderia ser melhor explorado no âmbito organizacional das empresas, com o objetivo de integrar a sustentabilidade ao desenvolvimento de seus produtos (BRONES; CARVALHO; ZANCUL, 2014).

Ao implementar o *ecodesign* no fluxo de desenvolvimento de processos ou itens, o *designer* leva em consideração os impactos ambientais do produto em cada fase do ciclo de vida. De acordo com a Diretiva de *Ecodesign* da Comissão Europeia, estima-se que 80% de todos os impactos ambientais relacionados a produtos que tenham algum consumo energético sejam determinados durante seus *designs* (VAN DOORSSELAER, 2022). Embora promissora, a integração entre metodologias de *ecodesign* e o desenvolvimento de produtos é considerada por alguns autores uma tarefa complexa, por implicar nas interconexão e ponderação entre variáveis chave para o desempenho do produto, tais como custo, receita potencial, lucro, risco de *performance* ambiental, aceitação pelo consumidor e efetividade do produto (RODRIGUES; PIGOSSO; MC ALOONE, 2019).

Para que esses riscos sejam minimizados, é importante aplicar corretamente os conceitos e ferramentas propostas pela metodologia. Em seu arrazoado sobre as principais ferramentas de *ecodesign*, Rossi, Germani e Zamagni (2016) listam alguns desses dispositivos como: (i) ACV; (ii) Diagramas; (iii) *Checklists* e guias; (iv) abordagem *Design for X*. Todas as soluções citadas serão extensivamente discutidas e utilizadas no presente trabalho:

1. A ACV emerge como uma ferramenta quantitativa para avaliação de impactos ao longo do ciclo de vida de um produto, processo ou serviço;
2. Os Diagramas permitem estimar o potencial de melhoria no desempenho ambiental dos produtos avaliados. Além disso podem fornecer previsões relacionadas ao ciclo de vida do produto (PINHEIRO et al., 2018).
3. A abordagem de *checklists* é utilizada para uma rápida avaliação do perfil do produto, e para levantar questões inteligentes e sugestões para rápida resolução de problemas (ROSSI; GERMANI; ZAMAGNI, 2016);
4. O conceito de *Design for X* aborda frentes associadas a produtos, revelando grandes potencialidades para aprimorar funcionalidades de serviço (SASSANELLI et al., 2020). Nesse contexto, “X” representa o foco do *design*, como “*Design for Repair*”, “*Design for Maintenance*”, ou mesmo, “*Design for Environment*”, que consiste da variante abordada neste estudo.

3.4.2 Oportunidades de aplicação

Pinheiro et al. (2018), bem como Azzaro-Pantel; Madoumier e Gésan-Guiziou (2022) propõem o *ecodesign* como um arcabouço teórico que integra práticas, métodos e ferramentas ao gerenciamento de portfólio durante a fase de planejamento do produto. Já outros autores (POLVERINI; MIRETTI, 2019; TALENS PEIRÓ et al., 2020; VAN DOORSSELAER, 2022) discutem a metodologia como uma maneira eficaz para direcionar abordagens de economia circular e assim: (a) elevar a durabilidade do produto; (b) aumentar suas capacidades de reparo e renovação, e a disponibilidade de peças sobressalentes; (c) intensificar sua reciclabilidade; e, (d) promover o reaproveitamento de matérias-primas secundárias (POLVERINI, 2021).

No entanto, pouco se observa na literatura sobre a aplicação desse conceito com vistas à otimização de produtos que ocorrem no âmbito da indústria de processos químicos, sobretudo naqueles do segmento de saneantes. Frente a essa constatação, uma aplicação dessa natureza torna-se oportuna e até necessária, para o equacionamento da cadeia de valor que envolve e permeia essa classe de produtos. Portanto, a missão do presente estudo se estendeu além de realizar uma avaliação crítica de produtos presentes no cenário industrial brasileiro, a partir do uso preceitos metodológicos. O trabalho se propôs também a identificar, medir e analisar ações que, em sendo implantadas, representariam o reprojeto daquelas lógicas de produção.

Segundo essa perspectiva a aplicação da técnica de ACV assume um papel fundamental, particularmente para um escopo do tipo ‘berço-ao-túmulo’, que permite conhecer resultados de impactos ambientais em etapas de pós-produção, que servem para orientar rearranjos no ciclo de manufatura, ou no uso dos produtos. Os capítulos que a esse se seguem tratam de apresentar as etapas metodológicas estabelecidas para alcançar essas expectativas de maneira satisfatória, bem como, descrever e discutir os resultados obtidos pelo projeto.

4. MATERIAL E MÉTODO

O método estabelecido para realização deste projeto compreendeu as seguintes etapas: (i) seleção de produtos considerados pelo estudo; (ii) especificação de seu processos produtivos; (iii) elaboração de diagnósticos que descrevessem, em termos ambientais, as condições desses processamentos; (iv) uso dos resultados obtidos na etapa (iii) para aplicação do conceito de *ecodesign*; (v) proposição de ação de revisão dos ciclos produtivos a partir daquele enfoque; (vi) modelagem das ações selecionadas na etapa (v); (vii) elaboração de diagnósticos ambientais desses arranjos hipotéticos; e, (viii) análise de resultados e recomendações.

4.1 Seleção dos objetos de análise

O projeto foi construído em parceria com uma empresa brasileira produtora de saneantes de uso industrial. Seguindo os princípios do *ecodesign*, os corpos gerencial e técnico da empresa foram consultados quanto as opções de seu portfólio que, fossem sensíveis a aplicação do método e, ao mesmo tempo, permitiriam a implementação de uma sistemática como a descrita acima. Após considerar essas orientações, e aplicar critérios de tomada de decisão, a equipe gerou uma relação preliminar de produtos. O processo de seleção das alternativas considerou atributos, tais como: (i) atratividade do produto para o negócio; (ii) representatividade de mercado; (iii) expectativas de venda; (iv) potencial de uso; (v) grau de maturidade; e (vi) flexibilidade e/ou suscetibilidade a intervenções no processo de produção.

O elenco que resistiu a esse segundo crivo foi submetido a nova triagem, agora baseada em: (i) disponibilidade de dados processuais; (ii) facilidade de acesso a fornecedores; e, (iii) abertura para condução de ensaios de estimação de variáveis nas etapas de pós-produção.

Como resultado desses esforços foram selecionados dois produtos, que a partir desse momento passarão a ser chamados de produto A e produto B. O Produto A é um desengraxante concebido com a finalidade de realizar a limpeza de pisos com alto índice de sujidades. O Produto B consiste de um limpador do tipo multiuso que serve para limpeza de sujeiras típicas de ambientes institucionais (empresas hospitais, estabelecimentos comerciais). É importante perceber que como cada bem de consumo atende a uma função específica (que é também diferente da outra), seus desempenhos ambientais não são comparáveis. Essas confrontações poderão ocorrer apenas entre as situações primitiva (existente), e derivada (futura, ou reprojeta) das mesmas cadeias de produção. Portanto, o projeto pretende levar adiante dois casos em paralelo.

4.2 Elaboração do diagnóstico ambiental

Foi possível gerar diagnósticos ambientais associados às cadeias de manufatura, uso e disposição final dos produtos A e B. Nesses termos, e como já havia sido mencionado na seção 3.2.3, os diagnósticos ambientais foram obtidos via aplicação da técnica de ACV com enfoque atribucional e escopo do ‘berço ao túmulo’. Seguindo as orientações estabelecidas pela norma NBR ISO 14044 (ABNT, 2009b), foi necessário definir um Fluxo de Referência (FR) para cada levantamento. Assim, a despeito do produto em análise, adotou-se por FR: ‘reduzir até limites aceitáveis de higiene e bem-estar, o grau de sujidade de uma área de $S m^2$, por meio da aplicação de solução saneante’. O Fluxo de Referência corresponde necessariamente a uma quantidade. No caso presente, porém, as áreas em que ocorreram testes de desempenho dos Produtos A e B apresentavam áreas diferentes (esse aspecto será abordado na seção 4.3.1) e assim, para não prejudicar a fluência do texto este parâmetro variável foi apresentado aqui de forma genérica.

Para quantificar cargas ambientais relacionadas às matérias-primas e insumo utilizados na formulação dos produtos, recorreu-se à base de dados Ecoinvent®, usada para descrever o processamento dos ativos que integram cada formulação, e a geração das utilidades consumidas nesses processos. Nos casos que requereram dados secundários os dados de consumo e emissão coletados daquele repositório foram adaptados às condições definidas para o estudo, a fim de representa-las de forma robusta e consistente. A intervenção também harmonizou os conjuntos de inventários que compuseram cada modelo de sistema de produto.

Além de dados secundários, as modelagens ambientais dos sistemas levaram em conta, também, dados primários. Estes serviram para especificar consumos e emissões decorrentes das formulações dos produtos A e B, das operações de transportes dos ativos que deles fazem parte, e da aplicação dos saneantes para as funções a que foram destinados, que corresponde ao estágio de ‘uso’ de cada ciclo de vida.

A cobertura temporal dos dados primários, compreendeu o ano pleno de 2019, ao passo que para os dados secundários o horizonte desse horizonte abrangeu o período 2015 – 2018. No que diz respeito à cobertura geográfica, as informações que integram os bancos de dados são originárias das Américas do Norte e do Sul, e de países da Europa. No entanto, com a aplicação dos procedimentos de harmonização os modelos passaram a representar a realidade tecnológica brasileira. As situações de multifuncionalidade foram tratadas pelo procedimento de alocação sempre a partir de critérios físicos de massa ou energia. Outros métodos de partição de aspectos ambientais foram avaliados, mas impuseram distorções importantes aos resultados dos estudos, deixando por isso de serem considerados.

A Avaliação de Impactos de Ciclo de Vida (AICV) ocorreu em duas esferas. A primeira delas, que se ateve apenas ao consumo de recursos, avançou por duas vertentes: energia e água. A depleção de recursos energéticos foi investigada por meio de Demanda Primária de Energia (*Primary Energy Demand*: PED) a partir da aplicação do método de Demanda Cumulativa de Energia (CED) v. 1.09 (FRISCHKNECHT et al., 2007). O CED pratica uma abordagem que subdivide as fontes de energia primária em renováveis (Biomassa, RB; Eólica solar, geotérmica renovável, RWSG; e Água, RW) e não-renováveis (Fóssil, NRF; Nuclear, NRN; e Biomassa, NRB). Já a Depleção Hídrica/Consumo de Água (WC) foi estimada a partir do modelo *Water Use* proposto por Huijbregts et al. (2016). A abordagem quantifica o consumo de água de diferentes procedências, sem, no entanto, levar em conta a disponibilidade hídrica local. Portanto, esta avaliação não corresponde a uma estimativa de Pegada Hídrica.

Embora representem terminologias em língua inglesa, as siglas adotadas para denominar as categorias de impacto serão mantidas da forma apresentada acima, por se tratarem da forma utilizada regularmente pela literatura científica.

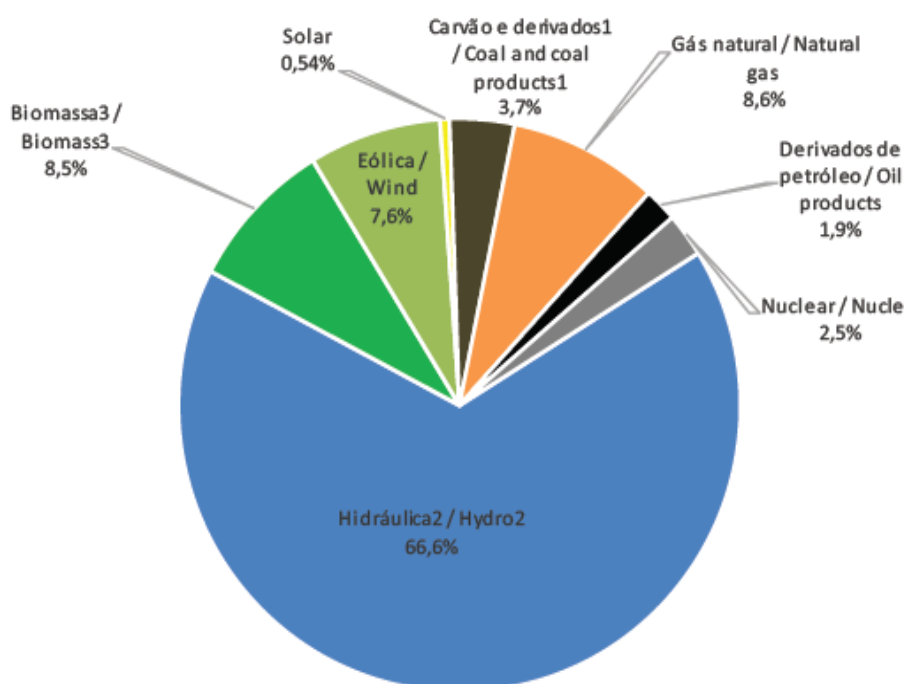
A segunda esfera de análise centrou esforços em emissões, e na geração de rejeitos. Para representar tais desdobramentos foram selecionadas três categorias de impacto: Potencial de Aquecimento Global (GWP), Formação de Ozônio para Ecossistemas Terrestres (POF) e Eutrofização (EP). Impactos na forma de GWP, foram determinados pelo método proposto pelo Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC 2013), a partir de emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) (HAUSCHILD, 2013). Para POF, optou-se pelo método proposto por Huijbregts et al. (2016). A partir dos quais são gerados indicadores de ponto médio (*midpoints*), que são harmônicos com os indicadores adotados para as demais categorias de impacto em análise (HUIJBREGTS et al., 2016). Por fim, para a categoria EP, faz-se uso do CML-IA *baseline* 3.06, um método de AICV de boa resposta para análises dessa natureza, desenvolvido e aprimorado pelo *Center of Environmental Science (CML) of Leiden University in The Netherlands* (CML, 2016).

Como já fora mencionado antes, alguns inventários de ciclo de vida da base de dados Ecoinvent® foram adaptados para as condições em que ocorre o estudo. São exemplos dessa prática os conjuntos que descrevem o desempenho ambiental de geração e transporte de energia elétrica; processamento de gás natural; produção e distribuição de insumos; e água utilizada na formulação.

O ICV de geração de energia elétrica (Grid BR) foi editado a partir do banco de dados '*Electricity, production mix BR/BR U*' para as condições brasileiras do ano-base de 2018 (EPE, 2019). A repartição da oferta de energia elétrica para o país à época aparece na Figura 7.

O gás natural (GN) consumido pelo Grid BR, assim como aquele usado para suprimento de energia térmica em unidades que integram cada sistema de produto, levou em conta um modelo típico para o Brasil. Essa construção considera as etapas de extração *offshore* no país, e *onshore*, na Bolívia, que contribuem com uma proporção (61:39)_{v/v} da oferta de GN do país, operação para refino do gás bruto, e o transporte do produto final até os centros consumidores. O ICV foi adaptado para as condições brasileiras para o estudo realizado por Sakamoto (2019).

Figura 7: Oferta nacional de energia elétrica por fonte



Fonte: (EPE, 2019)

No Brasil, o transporte terrestre ocorre principalmente por via rodoviária. Nesse caso, o ICV do diesel consumido para esses deslocamentos foi elaborado a partir do banco de dados ‘*Diesel, low-sulfur {RER} | market group for | APOS, U*’. Mais uma vez aqui, levaram-se em conta requisitos processuais e tecnológicos praticados no país. O modelo de transporte também considerou caminhões de tara variável entre 3,5 – 7,5 t como os veículos utilizados nessas ações. Seus consumos e fatores de emissão foram retirados do *Handbook Emission Factors for Road Transport* (HBEFA) (NOTTER et al., 2019), que descreve com precisão adequada as emissões originadas pelos meios de transporte dessa classe, que constituem a frota nacional. A empresa fabricante dos produtos A e B compartilhou os endereços dos fornecedores dos matérias-primas e insumos para que os trajetos até o destino final fossem estimados com a devida precisão.

Nas situações em que a base de dados Ecoinvent® não dispunha do inventário do ativo que toma parte da formulação de um dos produtos em estudo, essa modelagem ocorreu a partir do seguinte procedimento: (i) identificação junto a mesma fonte de alternativas de ativos com função química e/ou composição similares às do insumo original; (ii) submissão dessas opções ao fabricante para escolha de uma alternativa que fosse consistente em termos técnicos com aquela usada de fato na formulação; (iii) adaptação do inventário às condições do estudo; (iv) incorporação desta ao modelo; e, (v) realização de Análise de Sensibilidade para verificação da magnitude de sua influência sobre o diagnóstico ambiental. Este processo é iterativo e assim, resultados cujas variações foram superiores a 5,0% em relação àqueles obtidos quando o ativo foi tratado com fluxo elementar (ou seja, sem qualquer carga ambiental associada) ao menos um dos impactos ambientais avaliados pela AICV, suscitaram a escolha de outra molécula.

O modelo utilizado para descrever a produção de água consumida no processo originou-se do banco de dados '*Tap water BR| tap water production, conventional treatment| APOS,U*', que também integra a base Ecoinvent®. Na forma final, esse inventário compreendeu operações de: captação; tratamento para fins de potabilização, e transporte, por tubulação, até as unidades consumidoras. Considerou-se que a água bruta seria captada integralmente de coleções hídricas superficiais, circunstância recorrente no Brasil. Exemplos dos principais inventários utilizados no estudo são apresentados nos Apêndices A – C.

4.3 Etapa de uso

4.3.1 Preparação e *site analysis*

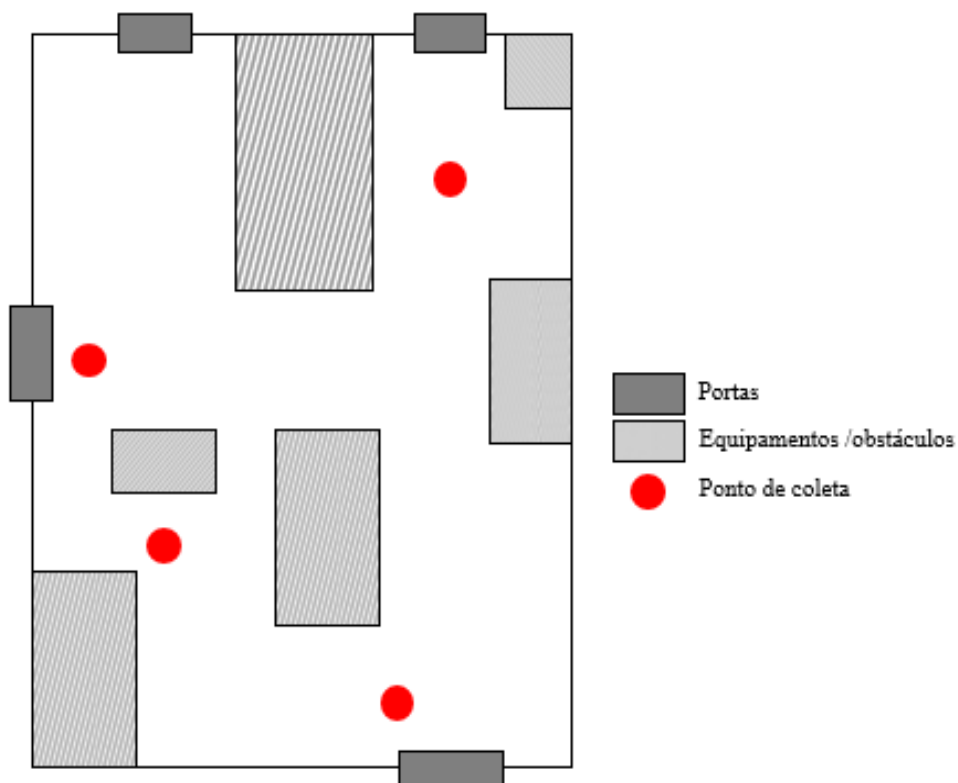
A preparação das soluções saneantes foi conduzida de forma a replicar o modo de uso recomendado pelo fabricante. Assim, para o produto A (desengraxante), a taxa de diluição em água foi de $[1:20]_{v/v}$, enquanto que para o produto B (multiuso) esta correspondeu a $[1:50]_{v/v}$. As quantidades de solução empregadas nas lavagens dependeram das áreas dos locais em que ocorreu a aplicação de cada produto. Estas são apresentadas na seção 4.3.3.

A preparação dos cenários de aplicação dos produtos foi supervisionada pelo corpo técnico do fabricante dos domissanitários, de forma a seguir o que preconiza o *ecodesign*. Como etapa inicial, realizou-se o que o fabricante chama de *site analysis*, que consiste em uma reunião técnica entre um especialista em sanitização, e a equipe de profissionais destacada para efetuar a limpeza em cada local. No encontro foram feitas as seguintes análises: (i) dimensionamento

da área a ser higienizada; (ii) análise do grau de sujeidade de cada local; e, (iii) correlação entre o tipo de sujeidade e o produto a ser aplicado.

As áreas escolhidas para os testes foram dois laboratórios localizados no andar térreo do prédio Semi-Industrial do Departamento de Engenharia Química da Escola Politécnica da USP. O produto A foi empregado para limpeza do piso de uma das oficinas que fazem parte do Laboratório de Reciclagem, Tratamento de Resíduos e Extração (LAREX). O nível de sujidades elevado e complexo no espaço, que conta com a presença de resíduos oleosos lubrificantes e graxas, foi determinante para que a equipe condutora do estudo optasse por uma combinação produto-área bastante específica. O espaço a ser lavado tem área $S = 90 \text{ m}^2$, e dispõe de quatro portas de acesso. Além disso, equipamentos se distribuíam de forma irregular pelo centro do do local, tornando-se por isso obstáculos para o processo de limpeza. O piso possui revestimento em resina epóxi encerada, e não apresenta pintura. A Figura 8 traz um esquema da oficina.

Figura 8: Esquema da oficina na qual ocorreu a aplicação do produto A, que é parte integrante do Laboratório de Reciclagem, Tratamento de Resíduos e Extração (LAREX)

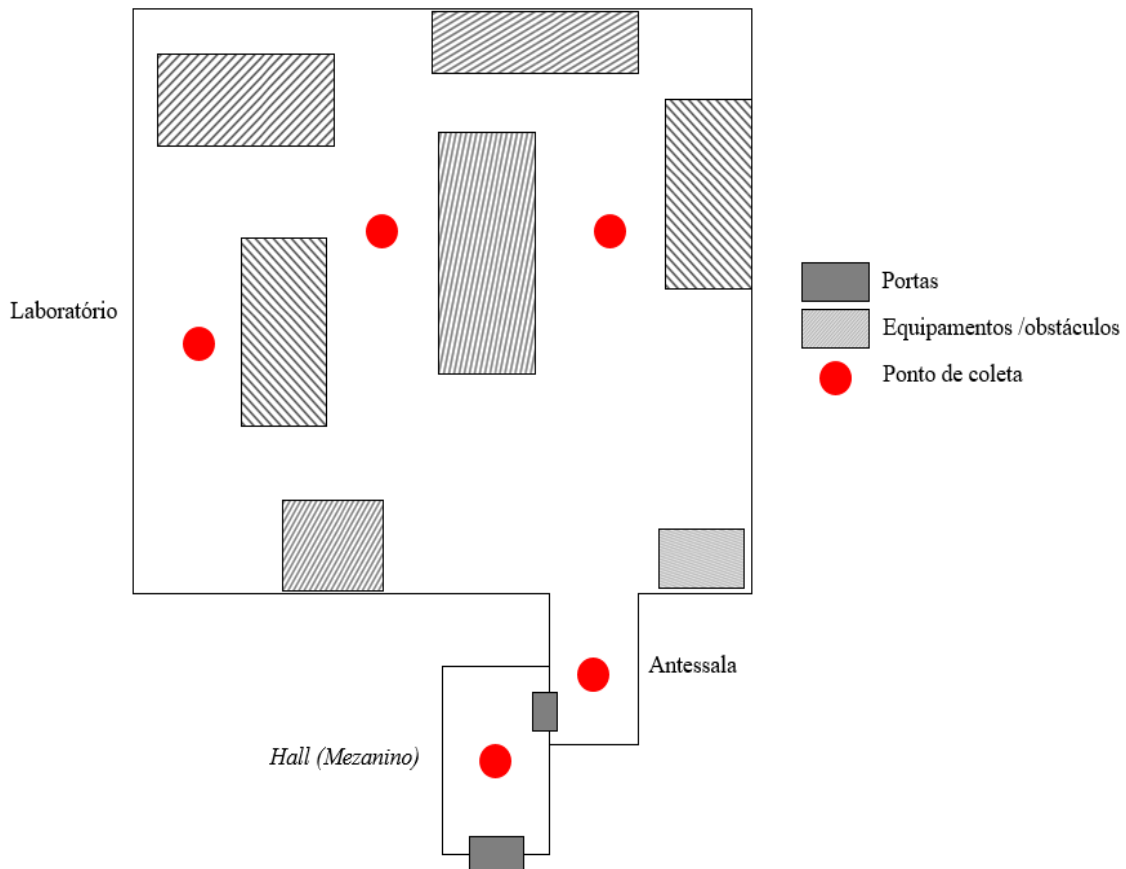


No caso do produto B o local selecionado foi um dos laboratórios do Centro de Pesquisa em Alimentos (*Food Research Center: FoRC*), de área $S = 202 \text{ m}^2$. Seu acesso se dá através de

um *hall* de entrada (*mezanino*) que conduz o usuário a uma antessala, desde a qual, finalmente será possível aceder ao laboratório.

A escolha de um limpador multiuso deveu-se a características das sujidades encontradas no local, naturalmente mais brandas do que as que existiam na oficina do LAREX e livres de resíduos oleosos, que demandariam uso de desengraxante e remoção intensa. O piso existente no espaço é constituído por placas cerâmicas sem revestimento, e por isso mesmo, ligeiramente rugosas. A Figura 9 traz um esboço simplificado deste laboratório.

Figura 9: Esquemático do *Food Research Center*- Centro de Pesquisa em Alimentos (FoRC)



4.3.2 Teste de adenosina trifosfato (ATP) por bioluminescência

A sanitização de superfícies de ambientes laboratoriais, estabelecimentos comerciais ou hospitalares é prática obrigatória para desinfecção desses espaços (RUTALA; WEBER, 2013). No caso específico de hospitais, as práticas sanitárias são fundamentais para manter a qualidade do serviço de saúde, dado que as superfícies contendo sujidades são fonte profícua de (alto nível

de) contaminação microbiológica, que pode elevar o risco de infecções (DANCER, 1999). Para redução dessa exposição, faz-se necessário um eficiente método de detecção de sujidades.

Dentre os métodos usados para avaliação de limpeza de superfícies, o teste de Adenosina Trifosfato (ATP) por bioluminescência tem se mostrado bastante efetivo. A ATP consiste da fonte energética universal de plantas, animais, bactérias e células. Portanto, sua existência em uma superfície indica, mesmo que de maneira indireta, o teor de matéria orgânica naquele local, e, portanto, seu nível de contaminação microbiológica motivado pela sujidades (HYGIENA, 2019). A reação catalisada pela enzima *bioluminescente luciferase* (Figura 10) norteia os testes de bioluminescência. Nesse caso a quantidade de luz gerada será proporcional àquela de ATP presente no meio, que, por isso, é expressa em Unidade Relativa de Luz (URL).

Figura 10: Reação de catálise de ATP pela *bioluminescente luciferase*



Onde:

AMP: Adenosina Monofosfato

PP: Fosfato

Assim, o uso de bioluminômetros favorece a rápida avaliação da limpeza de superfícies, oferecendo uma leitura padronizada e precisa da matéria orgânica presente (AMODIO; DINO, 2014). O modelo de teste de ATP utilizado nesta pesquisa foi o *Hygiena® UltraSnap Surface ATP Test*, que é referência neste mercado. A metodologia seguida para realização dos ensaios obedeceu as orientações técnicas distribuídas pelo fornecedor (HYGIENA, 2019). De forma simplificada, o teste se compõe de três etapas; quais sejam: (i) uso de um coletor especial (*swab*) para realização da amostragem da superfície; (ii) colocação do *swab* em contato com o reagente, que será ativado por intermédio da ruptura de uma válvula de controle, e sacudido por período de 10 – 15s; e, (iii) inserção do tubo no luminômetro e leitura da escala, cujos valores são reportados em (URL). Um esquema com imagens do teste realizado na USP é observado na Figura 11.

Figura 11: Etapas do teste de ATP por bioluminescência

**Etapa 1**

Uso do *swab* para amostragem da superfície

**Etapa 2**

Inserção do *swab* no tubo com reagente

**Etapa 3**

Inserção do tubo no luminômetro

Quanto mais elevado o valor da luminescência, maior é a taxa de ATP detectada sobre a superfície e, por conseguinte, o nível de sujidades do local (BOYCE, 2016). Embora seja uma metodologia de cunho bastante prático, a medição de ATP atuou como uma forma de realizar prospecções quanto ao grau de contaminação das superfícies analisadas. Os dimensionamentos realizados neste estudo, assim como as medições da performance técnica de cada saneante no exercício da respectiva função, partiram de valores de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e DBO obtidos por determinações analíticas rigorosas. Detalhes adicionais sobre essas mesmas evoluções são tema das seções 4.3.3 e 4.4 que são apresentadas a seguir.

4.3.3 Lavagem, coleta de rejeitos e análise

A fase subsequente ao teste de ATP envolveu de fato o uso dos produtos em estudo. De acordo com os tamanhos dos laboratórios (FoRC e LAREX) e as recomendações do fabricante foram preparadas soluções de saneantes nas proporções indicadas pela Tabela 4,

Tabela 4: Quantidades de produto empregadas no teste de uso

Produto	Laboratório + especificação de área	Volume de saneante concentrado (mL)	Volume de Água de diluição (L)	Volume de solução (água + saneante + sujidades) (L)	Taxas de diluição (v/v)
A	LAREX (90 m ²)	625	11,9	12,5	1:20
B	FoRC (202 m ²)	550	27,0	27,5	1:50

A lavagem das áreas foi realizada seguindo o método praticado pela equipe de limpeza, que conta com uma enceradeira industrial modelo DC 350 com diâmetro de escova de 350 mm. Ao piso sujo foi aplicada a solução diluída de saneante, ao que se seguiu um tempo de espera de 3 minutos sem que houvesse qualquer ação. Subsequentemente houve a ativação mecânica do saneante por ação da enceradeira realizada com movimentos circulares por toda a área lavada (Figura 12). Além de conferir conformidade a análise, já que foi conduzido de forma regular pela equipe de limpeza, a adoção de um procedimento conhecido fez com que esses técnicos tivessem uma percepção mais clara de se atividade foi exitosa em termos do que se propunha. Em isso se confirmando, intervenções complementares (e pontuais) deixaram de ocorrer.

Figura 12: Etapa de uso - Lavagem da área com enceradeira



Os ensaios de uso do produto se completaram com a coleta das águas residuais da lavagem compostas por rejeito de sujidades e excesso de saneante. Feito isso houve a secagem do piso e liberação da área. Concluída a limpeza, novos ensaios de ATP foram realizados para aferição do grau de redução de sujidades. As águas de lavagem foram submetidas a análises laboratoriais com vistas a identificar teores de DBO e DQO. Essas determinações ocorreram em laboratório credenciados, e seguiram o método 5210 B do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (AWWA; APHA; WEF, 2017).

4.4 Pós-uso e dimensionamento da ETE

Os resultados de DBO e DQO das águas de lavagem foram usados no dimensionamento de uma Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) hipotética, que se ocuparia de tratar apenas esses despejos. A modelagem, que se baseou em referências e premissas técnicas consolidadas na literatura (TCHOBANOGLIOUS et al., 2003; SEARS et al., 2006; VON SPERLING, 2016; GEHLING, 2017; PIVELI, 2019) foi usada para projetar consumos e emissões que ocorreriam durante o processo de desinfecção das águas servidas, até que os níveis previstos na legislação vigente para lançamento desses vertidos em corpos hídricos fossem alcançados. Ainda que se trate este de um modelo conceitual, que portanto, acarreta em incertezas, esse delineamento tem a virtude de evitar situações de multifuncionalidade que naturalmente ocorrem nas ETEs, dada diversidade de tipos de que ali são tratados. Além disso, a elaboração de um modelo exclusivo desconsidera efeitos sinérgicos e deletérios decorrentes de interações entre contaminantes no interior do próprio tratamento, discriminando, portanto, e de forma mais precisa os consumos e emissões relacionados à atividade. A memória de cálculo que detalha o dimensionamento da ETE pode ser encontrada no Apêndice D deste documento.

4.5 Diagnóstico ambiental global

Um diagnóstico ambiental global busca verificar tendências que se instalam devido a integração das diferentes categorias de impacto ambiental avaliadas por um estudo de ACV. Essa abordagem foi adotada para efeito deste estudo, de maneira individualizada por produto – uma vez que A e B não são comparáveis devido a disparidade funções que exercem –, a fim de que esses resultados pudessem ser confrontados com seus congêneres, gerados após o reprojeto de cada sistema de produto.

O processo se inicia pela elaboração do Índice Ambiental Normalizado de cada produto ($IAN_i^{(x)}$) para cada qual das categorias de impacto em análise. O valor de ($IAN_i^{(x)}$) foi estimado tal como este aparece descrito na equação (Eq. 2). Denominou-se por ‘produto x’ a qualquer das propostas de reprojeto do produto A que surja em virtude dos levantamentos efetuando nesta etapa do estudo. Observe-se pela estruturação da (Eq. 2), que o produto A, e por conseguinte, seus desempenhos e cada uma das categorias de impacto analisadas, tornaram-se as referências do processo de normalização que resulta em ($IAN_i^{(x)}$).

$$IAN_i^{(x)} = \left(\frac{DA_i^{(x)}}{DA_i^{(A)}} \right) \quad (\text{Eq. 2})$$

Onde:

$IAN_i^{(x)}$: Índice Ambiental Normalizado do Produto (x) para a categoria de impacto (i);

$DA_i^{(x)}$: Desempenho Ambiental do Produto (x) para a categoria de impacto (i);

$DA_i^{(A)}$: Desempenho Ambiental do Produto A para a categoria de impacto (i)

Por meio dessa abordagem foram estimados os valores de $IAN_{PED}^{(x)}$, $IAN_{GWP}^{(x)}$, $IAN_{WC}^{(x)}$, $IAN_{POF}^{(x)}$ e $IAN_{EP}^{(x)}$ para todas as variações do produto A, a partir da estimação pela técnica de ACV, dos desempenhos ambientais dessas variantes. Como o produto A foi alçado à condição de referência do processo de normalização, conclui-se imediatamente que

$$IAN_{PED}^{(A)} = IAN_{GWP}^{(A)} = IAN_{WC}^{(A)} = IAN_{POF}^{(A)} = IAN_{EP}^{(A)} = 1,0$$

Por serem indicadores adimensionais, os valores de ($IAN_i^{(x)}$) do produto A, e de todas as formulações derivadas de seu reprojeto puderam ser somados. Essa operação fez estabelecer índices únicos e totalizados tanto para o produto A, como para cada situação criada a partir de ações de reprojeto que foram implementadas em seu ciclo de vida. Esses indicadores passaram a ser chamados de Índices Globais Ambientais ($IGA^{(x)}$). O procedimento de cálculo usado para estimar os valores de ($IGA^{(x)}$) aparece descrita na equação (Eq. 3).

$$IGA^{(x)} = \left[\left(\frac{DA_{PED}^{(x)}}{DA_{PED}^{(A)}} \right) + \left(\frac{DA_{GWP}^{(x)}}{DA_{GWP}^{(A)}} \right) + \left(\frac{DA_{WC}^{(x)}}{DA_{WC}^{(A)}} \right) + \left(\frac{DA_{POF}^{(x)}}{DA_{POF}^{(A)}} \right) + \left(\frac{DA_{EP}^{(x)}}{DA_{EP}^{(A)}} \right) \right] \quad (\text{Eq. 3})$$

Como já se poderia esperar de antemão, a aplicação de (Eq. 3 para o caso específico do produto A resultam em um valor de Índice Global Ambiental

$$IGA^{(A)} = 5,0$$

Além disso, foram elaborados indicadores parciais e global para quantificar tendências de variação positiva (melhoria), ou negativa (piora), impostas pelas ações de reprojeto sobre o sistema de produto do saneante em análise. Esses índices, designados respectivamente por Delta Ambiental do produto x ($\Delta_i^{(x)}$) para cada uma das categorias (*i*) analisadas, e Delta Global do produto x ($\Delta^{(x)}$) consistem de medidas relativas de comportamento dos respectivos índices, e que são estimadas (mais uma vez) com relação ao comportamento do produto A. As equações (Eq. 4) e (Eq. 5) descrevem, algebricamente, como os valores de ($\Delta_i^{(x)}$) e ($\Delta^{(x)}$) são calculados

$$\Delta_i^{(x)} = 1 - \left(\frac{DA_i^{(x)}}{DA_i^{(A)}} \right) \quad (\text{Eq. 4})$$

Onde:

$\Delta_i^{(x)}$: Delta Ambiental do produto x para a categoria de impacto (*i*);

$DA_i^{(x)}$: Desempenho Ambiental do Produto (x) para a categoria de impacto (*i*);

$DA_i^{(A)}$: Desempenho Ambiental do Produto A para a categoria de impacto (*i*);

$$\Delta^{(x)} = 1 - \left(\frac{IGA^{(x)}}{IGA^{(A)}} \right) \quad (\text{Eq. 5})$$

Onde:

$\Delta^{(x)}$: Delta Global do produto x;

$IGA^{(x)}$: Índice Global Ambiental do produto (x);

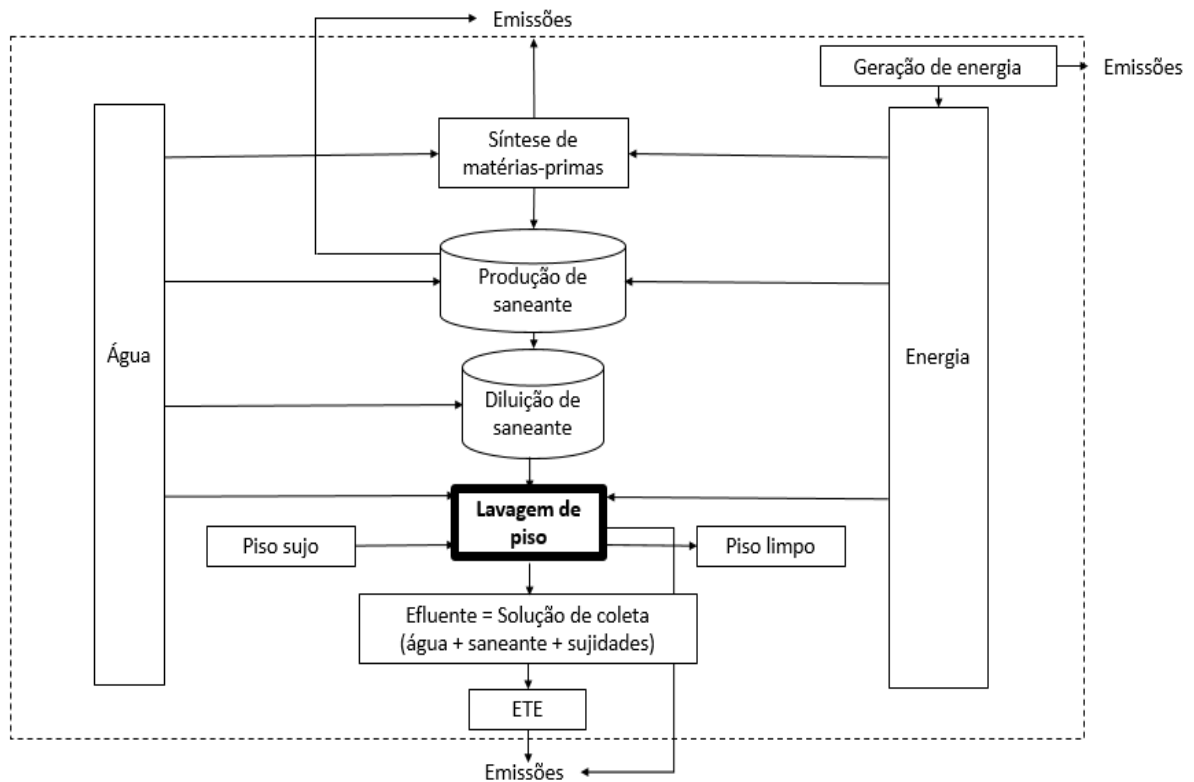
$IGA^{(A)}$: Índice Global Ambiental do produto A.

Apenas para que fique registrado, um raciocínio absolutamente análogo foi aplicado para efeito de elaboração de indicadores que retrataram os desempenhos ambientais, do produto B e das propostas de reprojeto de seu ciclo de vida, estas últimas, também constituídas a partir dos resultados gerados na presente etapa do estudo.

4.6 Sistema de produto

Tanto os sistemas de produto originais, como aqueles constituídos a partir de propostas de solução apresentadas no estudo, seguem um padrão estrutural comum, em relação aos seus elementos que os constituem (detalhados na seção 4). A Figura 13 mostra tal ordenação a partir de um diagrama de blocos genérico, mas que permite conhecer com precisão as ligações que se estabelecem entre os processos elementares e subsistemas que perfazem o sistema de produto, assim como seus limites com o ambiente e com outros sistemas.

Figura 13: Diagrama do sistema estudado com o respectivo volume de controle



4.7 Reprojeto aplicando *ecodesign*

A etapa subsequente consistiu da aplicação de conceitos e práticas de *ecodesign* para o reprojeto dos sistemas de produto relacionados aos saneantes A e B. As intervenções motivadas pelo *ecodesign* visam melhorar o desempenho ambiental global dos ciclos de vida em análise. Por conta disso, essas ações podem se estender para além da cadeia de produção dos agentes de limpeza, sendo implementadas durante seu uso, e/ou descarte final.

Os aspectos conceituais do reprojeto de um ciclo de vida a partir de ações de *ecodesign* foram discutidos na seção 3.4.1 desse documento. Dentre as abordagens que compõem esse elenco de possibilidade merece destaque o diagrama *Eco-wheel*, ou *LiDS-wheel*, sendo a sigla *LiDS* correspondente a *Life Cycle Design Strategies*. A *LiDS-wheel* é uma ferramenta própria para projeto de produtos, sendo empregada na identificação de oportunidades para melhoria de seus desempenhos ambientais. Valendo-se de seus resultados o praticante (ou *designer*) pode selecionar a estratégia mais adequada para o *redesign* de um produto. A Figura 14 descreve de maneira esquemática (e lógica) a operacionalização da *LiDS-wheel*.

Figura 14: Modus operandi da *LiDS-wheel* com vistas a gerar subsídios para a seleção de tecnologias de *redesign* de produtos



Fonte: Adaptado de VAN DOORSSELAER (2022)

A elaboração de propostas para o reprojeto dos ciclos de vida dos produtos A e B gerou variados cenários para cada saneante. Cada alternativa foi então adequadamente especificada, ao que se seguiu a criação de modelos ambientais individualizados para esses arranjos. Com isso foi possível produzir diagnósticos ambientais para as variantes ensaiadas, utilizando-se os passos descritos nas seções 4.2 a 4.5. A confrontação desses resultados entre si, e com aqueles obtidos pelos sistemas originais permitiu avaliar a validade ambiental das ações implementadas.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO – PRODUTOS ORIGINAIS

5.1 Produto A

A Tabela 5 mostra o diagnóstico de desempenho ambiental gerado pela técnica de ACV para o atendimento da função: ‘reduzir até limites aceitáveis de higiene e bem-estar, o grau de sujidade de uma área de 90 m² de oficina do LAREX por meio da aplicação de solução saneante contendo o produto ‘A’. Segundo registro da Tabela 4, estimou-se em FR = 12,5 L o valor do Fluxo de Referência para que a solução saneante contendo o produto A pudesse cumprir com as expectativas que dela se esperavam. Essa caracterização foi realizada para as categorias de impacto ambiental de Demanda Primária de Energia (PED), Consumo de Água (WC), Potencial de Aquecimento Global (GWP), Formação de Ozônio para Ecossistemas Terrestres (POF), e Eutrofização (EP).

Tabela 5: Perfil de impacto ambiental para limpeza da oficina do LAREX

Categoria de Impacto	Unidade (/FR)	Produto A
PED	MJ	14,5
WC	L	25,0
GWP	g CO ₂ eq	437
POF	g NO _x eq	0,81
EP	g PO ₄ ³⁻ eq	0,75

O conteúdo que se segue identifica e discute as causas que acarretaram nos desempenhos listados na Tabela 5. Essa análise serviu como guia de referência para a proposição de ações de reprojeto do ciclo de vida constituído para que o produto A atendesse a função em tela.

5.1.1 Demanda Primária de Energia (PED)

O impacto total de PED que consta da Tabela 5 (14,5 MJ/FR) pode ser distribuído em subcategorias de demanda de energia primária (Tabela 6). Por aquele registro percebe-se que as contribuições em termos de NRF representam 73% do total de impacto associada a função. Uma análise voltada às causas que acarretam esse efeito apontaram origens em duas vertentes: (i) consumo de gás natural utilizado para geração de calor diferentes em pontos do sistema em análise; e, (ii) síntese das matérias-primas que compõem o produto.

A cadeia de manufatura do produto A aparece como principal fonte de consumo de calor com uma demanda de 4,49 MJ/kg produto, gerados a partir da combustão de 0,069 m³ de gás natural (GN). No entanto, tendo em conta o modelo de processamento e distribuição de GN praticado no Brasil, a obtenção desse volume predispõe a extração de 0,082 m³ de gás bruto de bacias instaladas na costa do Brasil (*offshore*), além da importação de 0,030 m³ GN da Bolívia, que chegam ao país por gasodutos (*onshore*). Portanto, as baixas eficiências de processo fazem estimar uma necessidade de 0,112 m³ de gás bruto, dos quais apenas 61% são efetivamente consumidos.

Tabela 6: Impactos em termos de PED para o Produto A

Subcategoria de impacto de PED	(MJ/FR)
Fóssil não-renovável (NRF)	10,6
Água renovável (RW)	2,33
Biomassa renovável (RB)	0,69
Nuclear não-renovável (NRN)	0,55
Eólica, solar, geotérmica renovável (RWSG)	0,27
Biomassa não-renovável (NRB)	0,021
Total	14,5

No caso do GN originário do litoral brasileiro, as perdas apontadas acima advêm de atividades de reinjeção em poços associados, prática adotada de forma regular em plataformas *offshore*. As perdas resultantes desse procedimento nos litorais do Rio de Janeiro, Bahia e São Paulo são responsáveis, respectivamente por, 28%, 11% e 10% da diferença identificada entre o volume de gás bruto extraído, e o total de gás refinado consumido pelo processamento de ‘A’ (MACIEL, 2018). Já as liberações *onshore* geradas nos poços bolivianos de Sábalo, Margarita e San Alberto são menos intensas, somando cerca de 13% do mesmo saldo. O déficit pode ser explicado pelas práticas de perfuração exercitadas naquele país, que além da tecnologicamente defasadas, enfrentam dificuldades em função da disposição geológica das camadas do subsolo da região (MACIEL, 2018). Assim, a geração de 556 kJ/FR de calor consumido para produção de ‘A’ se revertem em 995 MJ/FR de impactos como PED. Essas condições projetam uma relação entre energia líquida e energia primária $R = \left(\frac{1,0}{1,8}\right)$ muito desbalanceada.

Ao analisar as cadeias produtivas dos ativos dos quais se origina o produto 'A', notou-se que alguns realizavam aportes importantes para NRF, casos do alquilbenzenosulfonato linear (4,64 MJ/FR), do etilenoglicol, (2,03MJ/FR) e do álcool etoxilado (1,0 MJ/FR). Na síntese do alquilbenzeno, a concentração de PED ocorre devido a fabricação de parafina (4,01 MJ/FR), ou seja, 86% dos impactos totais associados ao aromático sulfatado. As contribuições da parafina, por sua vez, procedem da queima de gás natural em sua cadeia produtiva (4,86 m³ /kg parafina, que correspondem a 3,46 MJ/FR).

O etilenoglicol tem seu desempenho influenciado pelos processamentos de óxido de etileno (992 kJ/FR), e do próprio eteno (1,56 MJ/FR). Outro componente do etilenoglicol que provoca impacto relevante para PED é o etanol (818 kJ/FR), cuja origem petroquímica o torna também derivado do C₂H₄. O álcool etoxilado (AE 11) surge como terceiro ingrediente mais impactante em termos de NRF. Esse desempenho está associado a dois aspectos. O primeiro deles remete à síntese de óxido de etileno (também um de seus constituintes) que contribui com 754 kJ/FR. O segundo aspecto reside no consumo de gás natural do processo, de 23,9 kJ/FR. Nota-se assim que a concepção de uma rota alternativa de processamento para o produto A com ingredientes que prescindam do uso de etileno, e de seus derivados, pode ser uma ação valiosa para reduzir (ou minimizar) impactos energéticos. Por fim, durante a etapa de uso, observou-se um aporte de 2,90 MJ/FR em decorrência do uso de enceradeira no processo de limpeza. O valor chama a atenção em virtude do tempo reduzido em que o equipamento opera e, também passa a ser um foco de atenção para efeito de reprojeto do processo.

5.1.2 Consumo de Água (WC)

A categoria WC descreve o consumo do recurso natural água associado limpeza dos 90 m² de área da oficina do LAREX. Cerca de 51% do total apontado na Tabela 5 procede da água adicionada ao sistema por duas vertentes: (i) na preparação da solução do saneante 'A', para a qual a taxa de diluição com esse Q.S.P. é de [1:20]; e, (ii) diretamente em formulação de 'A', da qual a água representa mais de 70%_{w/w}.

Segue-se a esses como fonte secundária de impacto de WC o consumo hídrico associado ao processamento de NaOH, químico que desempenha importante papel nas sínteses de EDTA (durante a reação acídica ocorrida entre etilenodiamina e formaldeído), metassilicato de sódio, e alquilbenzenosulfonato linear. Somada a outras participações menores, o NaOH contribui com 16% de toda a depleção de água acumulada pelo sistema (Tabela 7).

Tabela 7: Impactos em termos de WC para o Produto A

Etapas / atividades	Contribuição	
	Valor absoluto (L/FR)	Valor relativo (%)
Água para diluição e formulação	12,8	51
NaOH / Metassilicato de sódio	1,70	6,8
NaOH / EDTA	0,48	1,9
NaOH / Alquilbenzenosulfonato linear	0,39	1,6

A contribuição aportada pelo NaOH se distribui por todas as tecnologias de produção dessa *commodity* química; são elas: diafragma (1,17 L/FR), membrana (388 mL/FR), e célula de mercúrio (244 mL/FR). A construção do modelo para o NaOH usou dados típicos do Brasil da capacidade instalada para cada tecnologia (EPE, 2018). Em todos esses casos, o consumo de água ocorre para reposição de perdas em torres de resfriamento, uma vez que os processos demandam rígidos controles de temperatura para suas conduções. Por fim, mas nem por isso, com menor importância, registra-se o consumo acumulado de 3,20 L/FR devido a operações de irrigação distribuídas pelo ciclo produtivo de ‘A’, junto das etapas agrícolas de ativos de origem renovável. Dentre estes deve merecer destaque o óxido de alquil dimetilamina de coco.

5.1.3 Potencial de Aquecimento Global (GWP)

Observando os resultados da Tabela 8 será possível notar que os impactos em termos de GWP derivados da limpeza da área do LAREX com solução de saneante ‘A’ decorrem na maior parte (~ 95%) de emissões CO₂ de origem fóssil (CO_{2,f}), e mudança do uso da terra (CO_{2,LT}), e de metano fóssil (CH_{4,f}).

Tabela 8: Impactos em termos de GWP para o produto A

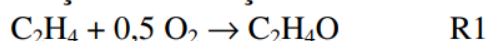
Aspecto Ambiental	Contribuição (g CO _{2 eq} /FR)
CO _{2,f}	282
CO _{2,LT}	76,3
CH _{4,f}	38,6

A aplicações envolvendo gás natural, etileno e carvão, representam a principal fonte de emissão de CO_{2,f} ao gerarem, respectivamente, 76,4 g, 47,3 g e 34,5 g CO_{2,f}/FR de emanções. Gás natural e carvão são aproveitados para geração da energia que deverá atender às demandas de calor das manufaturas de ativos, diretos e indiretos, da formulação do produto A. São eles: metassilicato de sódio, etileno glicol, óxido de amina, alquil-benzenosulfonato linear, AE11 e EDTA.

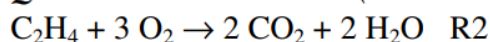
O processamento de C₂H₄ é uma fonte persistente de emissão de CO_{2,f}. Isso ocorre pois a obtenção de óxido de etileno se dá via oxidação catalítica do etileno com auxílio de catalisador de prata. A transformação ocorre em meio a reações paralelas (Figura 15), sendo as combustões completas de C₂H₄ e C₂H₄O as mais relevantes (BARBOSA et al., 2007). Por conta disso, cada 1,0 kg C₂H₄ produzido, emite 1,44 kg CO_{2,f}.

Figura 15: Reações de produção de óxido de etileno através de oxidação direta

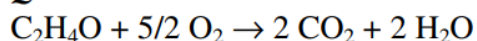
Reação de Produção do Óxido de Etileno (combustão incompleta)



Queima Total do Etileno (combustão completa)



Queima Direta do Óxido de Etileno (combustão completa)



A maior parcela de emissões de CO_{2,LT} (62,2 g/FR) se origina da geração de eletricidade ao longo do processo, mais especificamente do alagamento de cobertura vegetal para formação de reservatórios das hidrelétricas. A outra parcela de emissões dessa classe deriva da produção agrícola da palma e de suas etapas adjacentes (fertilização, irrigação, transporte de sementes, colheita mecânica), que contribuem com lançamentos de 8,20 g/FR desse GEE. As emissões de CH_{4,f} se revertem em 38,6 g CO_{2 eq}/FR, total se distribui pelos processamentos de C₂H₄ (11,2 g/FR), HCN (8,07 mg/FR), do álcool etoxilado *per se* (4,47 g/FR), e de C₆H₆ (2,12 g/FR).

5.1.4 Formação de Ozônio (POF)

De maneira análoga ao que ocorre com GWP, os impactos causados pelo sistema em termos de POF podem ser, em cerca de 12%, atribuída à síntese do etileno. Ao investigarem o mecanismo químico estabelecido para a conversão fotoquímica de NO em NO₂, Grosjean e

Grosjean (1998) identificaram nesse hidrocarboneto um precursor muito ativo para geração de O_3 na troposfera.

Parcela equivalente a essa (~13%), advêm dos transportes de ingredientes consumidos na formulação de ‘A’. Aparte de a manufatura e manutenção de veículos, que são energo-intensivas, também a combustão muitas vezes incompleta de óleo diesel nos caminhões que compõem a frota nacional – predominantemente formada por motores da classe EURO 4 – pode ser diretamente responsabilizada por essas frações de contribuições.

Por fim, merece destaque o sistema de lodos ativados, que participa com perto de 4,0% do impacto de POF. As emissões de NO_x que motivam a formação de ozônio procedem, em grande parte, de oscilação entre os extremos aeróbio-anaeróbio da digestão da matéria orgânica pelos micro-organismos que compõem o lodo ativado (TOMEI et al., 2016). As flutuações incidem diretamente sobre os processos naturais de nitrificação-desnitrificação, lançando para o ar compostos de N com diferentes teores de oxigênio, conforme a digestão aeróbia (e portanto, a oxidação destes) se intensifica (AMARAL et al., 2018).

5.1.5 Eutrofização (EP)

A Tabela 9 descreve as fontes mais relevantes de impacto para EP geradas pelo sistema que considera o produto ‘A’ com saneante.

Tabela 9: Impactos em Eutrofização para o produto A

Etapas / atividades	Contribuição	
	Valor absoluto ($mg PO_4^{3-}{}_{eq} / FR$)	Valor relativo (%)
Lodo ativado	156	21
Rejeitos sulfídicos	104	12
Rejeitos de mina de carvão	58,1	8,0

Assim como ocorreu com POF, a maior parcela de impactos em EP está atribuída à atuação do sistema de tratamento de efluentes. Isso porque, admitiu-se que o lodo excedente seria incinerado, sendo o material estéril disposto em aterro sanitário. Os impactos dessa atividade em termos de EP, se originam exatamente da lixiviação dos fosfatos remanescentes daquele rejeito. Este estudo estimou em $1,27 g PO_4^{3-}{}_{eq}$ o impacto causado na forma de EP para cada $1,0 g$ de lodo incinerado. Outro contribuinte crítico de EP são os rejeitos sulfídicos,

gerados como despejos da construção da rede de transmissão elétrica, e que participam com 92,3 mg $\text{PO}_4^{3-}\text{eq}/\text{FR}$ do impacto, e aquele originários da planta de manufatura de saneante, cujo aporte é de 12,0 mg $\text{PO}_4^{3-}\text{eq}/\text{FR}$.

5.2 Produto B

A Tabela 5 traz o diagnóstico de desempenho ambiental do atendimento da função: ‘reduzir até limites aceitáveis de higiene e bem-estar, o grau de sujeidade de uma área de 202 m² de laboratório do FoRC por meio da aplicação de solução saneante contendo o produto B’. Dada a taxa de diluição do produto, estimou-se em $\text{FR} = 27,5 \text{ L}$ o valor do Fluxo de Referência para que a solução preparada a partir do saneante B desempenhasse a contento seu papel. Essa caracterização considerou as mesmas categorias de impacto aplicados ao sistema de produto do saneante ‘A’.

Tabela 10: Perfil de impacto ambiental para limpeza de laboratório do FoRC

Categoria de Impacto	Unidade (/FR)	Produto B
PED	MJ	9,24
WC	L	36,6
GWP	g CO_2eq	408
POF	g NO_xeq	0,82
EP	g $\text{PO}_4^{3-}\text{eq}$	1,91

Tal como ocorreu com a análise anterior, as causas que motivam os resultados acima indicados passam a ser discutidas em mais detalhes a seguir.

5.2.1 Demanda Primária de Energia (PED)

A Tabela 11 mostra a distribuição dos impactos do sistema de produto constituído para limpeza do laboratório do FoRC em termos das subcategorias que perfazem o resultado de PED.

De maneira análoga ao que ocorre com o outro sistema, as contribuições relacionadas a NRF são também majoritárias neste caso (65%). Quatro processos figuram como principais provedores de impacto; são eles, as sínteses de AE7 – cuja contribuição é de 1,49 MJ /FR –,

isopropanol (1,18 MJ/FR), e tripolifosfato de sódio (920 kJ/FR) e a geração de energia elétrica (1,32 MJ/FR).

A síntese de AE7 faz uso de insumos e matérias-primas cujos processamentos são muito energo-demandantes, como o do óxido de etileno (691 kJ/FR) e álcool graxo petroquímico (743 kJ/FR). Completa a série à demanda térmica necessária para síntese do próprio AE7 que ao ser atendida pela queima de GN se reverte em 497 kJ/FR de impacto para a categoria.

Tabela 11: Impactos em termos de PED derivados da limpeza de laboratório do FoRC

Subcategoria de impacto de PED	(MJ/FR)
Fóssil não-renovável (NRF)	5,97
Água renovável (RW)	2,07
Biomassa renovável (RB)	0,52
Nuclear não-renovável (NRN)	0,42
Eólica, solar, geotérmica renovável (RWSG)	0,25
Biomassa não-renovável (NRB)	0,0026
Total	9,24

Destaque-se que a obtenção de 1,0 kg AE7 predispõe o consumo aproximado de 560 g C₂H₄O e mais 415 g de álcool. As contribuições atribuídas a esses dois ativos, se originam em verdade da produção de C₂H₄, principal constituinte de ambos os insumos, e cujo impacto específico na forma de PED atinge 65,4 MJ/kg C₂H₄. Quanto à demanda de fósseis, o processo consome 40 g AE7/ kg produto B fabricado. Para que esse total seja obtido, são necessários 28,0 g GN. Como já fora indicado na seção 5, a cadeia produtiva do gás natural que supre à demanda doméstica do Brasil gera 1,79 MJ PED/MJ de GN consumido.

No que diz respeito às contribuições de PED advindas da geração de energia elétrica, o valor 1,32 MJ/FR representa 22% dos impactos da categoria Fóssil Não-renovável (NRF). Essa carga advém de termelétricidade proveniente da queima de GN. Ainda que a matriz energética brasileira seja composta na sua maior parte por fontes renováveis (seção 4.2) o grid ainda conta com uma contribuição palpável (8,6%) de GN, fatalmente se reflete sobre esse impacto (EPE, 2019). A energia é consumida principalmente no acionamento enceradeira que promove a limpeza da área, e cuja potência nominal é de 560W.

Finalmente, o isopropanol aporta 20% dos impactos de PED oriundos de NRF, sendo 81% desse total provocado pela síntese de propileno. Essa contribuição pode ser considerada importante dado que razão de conversão propileno/isopropanol é de $[0,73:1,00]_{w/w}$.

Ao averiguar as correntes associadas a obtenção do tripolifosfato de sódio, identificou-se no fosfato de sódio o agente mais agressivo desse segmento do processo, cabendo a ele 81% da geração de impactos. O caráter energo-intensivo de seu processo está vinculado às operações de extração e purificação de fósforo (ou de sais de fósforo da rocha fosfática) que ocorre por via térmica e a alta temperatura (GLENNIE et al. 2002). A rota térmica proporciona a síntese de um produto mais puro, mas consome energia em demasia, além de estar sujeita a perda de eficiência e devido à presença de contaminantes como o ferro.

5.2.2 Consumo de Água (WC)

Os 36,6 L/FR de impacto como WC estão distribuídos entre os seguintes contribuintes: água de diluição (78%); ácido fosfórico (7,0%); ácido sulfúrico (4,0%); carbonato de sódio (1,0%),; e hidróxido de sódio (1,0%).

A água atua como solvente em grau Q.S.P. na formulação do produto, correspondendo a mais de 80% de sua composição em peso. Além disso, há excessivo consumo desse solvente na etapa de uso, uma vez que, por recomendação do fabricante, o produto B tem sua eficácia comprovada a uma taxa de diluição de [1:50].

O H_3PO_4 contribui com 2,62 L/FR e sua participação no resultado se justifica por fazer parte de produção do $Na_3(PO_4)$, e a partir deste, da síntese do tripolifosfato de sódio. O H_2SO_4 , reage com apatita (minério de fósforo) em condições controladas para obtenção de H_3PO_4 .

O Na_2CO_3 reage com H_3PO_4 para formar o Na_2HPO_4 , que mais adiante se converterá, assim como outras fontes fosfatadas, em tripolifosfato de sódio. O NaOH atua nas fabricações de etilenodiamina (insumo do EDTA), cloreto de benzalcônio e tripolifosfato de sódio, além do tratamento de água industrial. A soda é obtida pelas mesmas tecnologias de síntese de Cl_2 e H_2 (células de mercúrio, diafragma e membra), requerendo por isso grandes quantidades de água de reposição nas torres de resfriamento para regulação do controle de temperatura dos reatores, (seção 5.1.2).

5.2.3 Potencial de Aquecimento Global (GWP)

A limpeza do laboratório do FoRC gerou um impacto de 408 g CO_{2eq} /FR na forma de GWP. De maneira análoga ao que ocorreu no caso anterior, emissões associadas ao $CO_{2,f}$ se

destacam como principais precursoras desse efeito, seguidas de $\text{CO}_{2,LT}$ e metano biogênico ($\text{CH}_{4,b}$). Juntas, essas perdas somam 92% dos impactos para a categoria (Tabela 12)

Tabela 12: Impactos em termos de GWP originados da laboratório do FoRC

Aspecto Ambiental	Contribuição (g $\text{CO}_{2,eq}$ /FR)
$\text{CO}_{2,f}$	290
$\text{CO}_{2,LT}$	56,8
$\text{CH}_{4,b}$	29,9

A atividade de queima de gás natural (53,6 g/FR), e as sínteses de fosfato de sódio (26,4 g/FR) e propileno (16,4 g/FR), que são etapas intermediárias na obtenção dos insumos que fazem parte da fórmula do produto B, representam as maiores emissões de $\text{CO}_{2,f}$. Estas correspondem respectivamente a 18%, 9,0% e 6,0% dos impactos que a sesse GEE podem ser associados.

As emissões de $\text{CO}_{2,LT}$ e $\text{CH}_{4,b}$ se mostram contribuições mais discretas se comparadas às do $\text{CO}_{2,f}$. Repetindo também aqui o observado com o sistema de produto envolvendo o saneante 'A' a maior parte das emissões de $\text{CO}_{2,LT}$ advém do consumo de energia hidroelétrica para produção e uso do saneante (acionamento da enceradeira). Dessa fonte de energia elétrica se originam 55,2 g $\text{CO}_{2,eq}$ /FR de impacto (97% do total de $\text{CO}_{2,LT}$). Por fim, aportes associados ao $\text{CH}_{4,b}$ derivam de dois contribuintes: (i) produção de energia hidrelétrica; e (ii) plantio de cana-de-açúcar, insumo utilizado na geração de termelétricidade via queima de biomassa (TROMBETA et al., 2017). Essas atividades colaboram, respectivamente, com 97% e 2,0% da parcela de impactos imputada ao $\text{CH}_{4,b}$.

5.2.4 Formação de Ozônio (POF)

O perfil de contribuições para POF é bastante pulverizado. Tanto que principal fonte de contribuição para esse impacto são os transportes de insumos (142 mg NO_x eq/FR) usados na formulação de B, desde seus fabricantes, até a unidade que manufatura esse saneante.

Outro fator de contribuição para POF é o lodo ativado presente na ETE, (48,4 mg NO_x eq/FR). A justificativa para tais emissões foi apresentada e discutida seção 5.1.4. A queima de diesel para geração de calor durante o beneficiamento da rocha fosfática a partir da qual será obtido o tripolifosfato de sódio também figura entre os focos de aporte do sistema (6,0%) para

POF. Por fim, contribuições menores estão associadas aos consumos de propileno e etileno (sendo cada uma da ordem de 5,0%).

5.2.5 Eutrofização (EP)

Em matéria de EP, as duas fontes de impactos para a categoria centram-se nas etapas de fabricação e de pós-uso. Dos 1,91 g $\text{PO}_4^{3-}\text{eq}/\text{FR}$ identificados pela ACV, são de responsabilidade da manufatura do saneante B pouco mais de 15% desse total. Isso ocorre principalmente em virtude do tripolifosfato de sódio, que atua como agente de limpeza e *builder* na formulação do saneante.

O impacto dos *builders* de detergentes sobre o potencial de eutrofização é tema de debates há décadas. Já foi ostensivamente comprovado que a superabundância de nutrientes derivados de N e P nos corpos hídricos, sobretudo aqueles em que não haja movimentação intensa das águas (p.e. lagos), trará desequilíbrio para esse microssistema. Isso ocorre pelo fato dessas espécies químicas serem seletivas, incentivando crescimento e proliferação de formas vegetais que com elas tenham afinidade, em detrimento de outros, que lhes são indiferentes ou mesmo, repulsivas. O resultado dessa dicotomia será a mortandade das espécies que não se adaptarem à condição do meio, seguida da instalação de uma zona anaeróbia no fundo do corpo hídrico (JUNGERMANN; SILBERMAN, 1972). O tripolifosfato exerce um papel fundamental nesse processo. Segue-se a isso a contribuição do lixiviado do lodo ativado remanescente da atividade de incineração, cuja parcela de aporte para EP é de 219 mg $\text{PO}_4^{3-}\text{eq}/\text{FR}$.

6. APLICAÇÃO DE *ECODESIGN*, REPROJETO E ELABORAÇÃO DE SOLUÇÕES

6.1 Aplicação de *ecodesign* e reprojeto dos saneantes

O reprojeto dos ciclos de vida instalados para que os saneantes ‘A’ e ‘B’ atendessem as funções para as quais foram projetados tomou por referências os diagnósticos elaborados para cada situação durante a fase inicial do estudo. A lógica do *ecodesign* exerceu um papel de destaque nesse processo, dando suporte a processos decisórios que dispuseram sobre quais fórmulas e arranjos processuais deveriam ser adotados.

Embora os diagnósticos ambientais tenham sido elaborados dentro de uma perspectiva compartimentalizada por categoria (seção 5), a tomada de decisão voltada a proposição de soluções foi realizada de forma sinérgica, considerando simultaneamente todas as categorias de impacto. Os dados proporcionados pela ACV foram correlacionados a critérios objetivos que observaram aspectos de viabilidade técnica, disponibilidade comercial, oferta de matérias-primas, e estratégias do fabricante dos saneantes. As decisões foram tomadas sempre de forma conjunta e condensada entre o corpo técnico da empresa, e a equipe de pesquisa.

O ponto de partida para o reprojeto das lógicas em estudo se encontra nas Tabela 13 e Tabela 14. Estas trazem uma compilação de resultados de perfil ambiental de ambos os sistemas em análise, resumem as causas de suas ocorrências, e os situam ao longo do ciclo de vida em que foram gerados. Cabe também explicitar que a aplicação da abordagem de *ecodesign* levou em conta as oportunidades apresentadas pela filosofia da *LiDS-wheel* (seção 4.7).

As oportunidades de otimização energética do sistema envolvendo o produto ‘A’ se concentraram em dois estágios daquele ciclo de vida: (i) formulação do saneante/matérias-primas; e, (ii) aplicação do produto *per se*.

A revisão da formulação foi norteadada pela busca de um tensoativo aniônico substitutivo ao alquilbenzeno sulfonato linear que fosse isento de parafina em sua composição, ou mesmo, que não usasse gás natural como fonte de geração de energia térmica na cadeia produtiva. Também fez parte dessa ação, a seleção de um *builder* substitutivo do metassilicato de sódio. Impedimentos e limitações associados a estratégia do fabricante do saneante A – os quais serão apresentados a seguir –, interromperam a evolução da proposta de substituição do surfactante aniônico, e assim, esta deixou de ser considerada para efeito do reprojeto do sistema.

Tabela 13: Perfil ambiental e principais fontes de impacto: limpeza de oficina do LAREX

Categoria de Impacto	Unidade (/FR)	Produto A	Principais fontes de impacto	Etapa do CV
PED	MJ	14,5	Gás natural – fonte energética para a fabricação do produto e insumos	Matérias-primas
			Ingredientes da formulação: alquilbenzeno sulfonato linear	Manufatura
			Enceradeira	Uso
WC	L	25,0	Diluição do produto	Uso
			Ingredientes de formulação: água, EDTA e metassilicato de sódio	Manufatura
GWP	g CO ₂ eq	437	Ingredientes da formulação: metassilicato de sódio	Manufatura
POF	g NO _x eq	0,81	Ingredientes da formulação: álcool etoxilado e etileno glicol	Manufatura
EP	g PO ₄ ³⁻ eq	0,75	Lodo ativado da ETE	Pós-uso

O sistema envolvendo o produto A teve levantados pontos potenciais para sua melhoria, bem como listados os índices da técnica de *LiDS-wheel* (Figura 14). São eles:

- (i) Substituição de metassilicato de sódio (que opera como *builder*) e da reserva alcalina no sistema, por hidróxido de sódio, seguido de revisão das quantidades que compõem formulação (1: Matérias-primas de baixo impacto);
- (ii) Proposta de nova metodologia de aplicação do saneante, trocando de limpeza com enceradeira por limpeza de ação manual, com vistas a reduzir a demanda energética do sistema (5: redução do impacto durante o uso);
- (iii) Ajuste das razões de diluição foram realizados com o intuito de reduzir o impacto global associado ao uso do produto. Esta ação sugere que o nível de limpeza da oficina seja reduzido em benefício de um impacto ambiental menor para todo o ciclo de vida em estudo (5: redução do impacto durante o uso; 7: Otimização do fim-da-vida do sistema)

Embora promissora, após a primeira rodada de prototipagem, as fórmulas não apresentaram estabilidade satisfatória, sendo relatada precipitação dos ativos. Assim, uma nova rodada de ações foi implementada com o objetivo de satisfazer as expectativas do ponto (i). Desse esforço resultaram a substituição de metassilicato de sódio por hidróxido de sódio + carbonato de sódio, bem como, a troca do EDTA por Nabion® 26, uma blenda de silicato de sódio e carbonato de sódio. Também procedeu-se o reajuste de percentuais dos constituintes em formulação. A nova proposta de formulação apresentou comportamento satisfatório quanto a estabilidade durante os testes laboratoriais que foram com ela realizados.

Tabela 14: Perfil ambiental e principais fontes de impacto: limpeza de laboratório do FoRC

Categoria de Impacto	Unidade (FR)	Produto B	Principais fontes de impacto	Etapa do CV
PED	MJ	9,24	Ingredientes da formulação: AE7, isopropanol, tripolifosfato de sódio	Manufatura
			Enceradeira	Uso
WC	L	36,6	Diluição do produto	Uso
			Ingredientes de formulação: água, tripolifosfato de sódio	Manufatura
GWP	g CO ₂ eq	408	Ingredientes da formulação: tripolifosfato de sódio e isopropanol	Manufatura
			Transportes	Matérias-primas e manufatura
POF	g NO _x eq	0,82	Lodo ativado da ETE	Pós-uso
			Tripolifosfato de sódio	Manufatura
EP	g PO ₄ ³⁻ eq	1,91	Ingredientes de formulação: tripolifosfato de sódio	Manufatura
			Lodo ativado da ETE	Pós-uso

Após extensiva troca de informações entre os membros do time encarregado de levar adiante este desenvolvimento, foram apresentados os pontos de melhoria (e seus respectivos índices na *LiDS-wheel*) listados abaixo para reprojeto do sistema envolvendo o saneante B. São eles:

- (i) Troca do tripolifosfato de sódio, importante *builder* no sistema saneante, por zeólitas seguida de revisão dos percentuais dos constituintes em formulação (1: Matérias-primas de baixo impacto);
- (ii) Proposta de nova metodologia de aplicação do saneante, trocando de limpeza com enceradeira por limpeza de ação manual, com vistas a reduzir a demanda energética do sistema (5: redução do impacto durante o uso);
- (iii) Ajuste das razões de diluição do produto foram realizados com o intuito de reduzir o impacto global associado ao uso de produto. Esta ação sugere que o nível de limpeza da oficina seja reduzido em benefício de um impacto ambiental menor para todo o ciclo de vida em estudo (5: redução do impacto durante o uso; 7: Otimização do fim-da-vida do sistema)























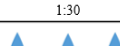


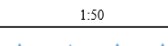

Após resultados insatisfatórios obtidos pelo fabricante em termos de estabilidade das fórmulas, a primeira opção foi rejeitada. Partiu-se então para uma nova tentativa, que compreendia as substituições de tripolifosfato de sódio e EDTA, pela blenda Nabion® 26. Essa ação atingiu as expectativas técnicas que dela eram esperadas. Como já ocorreria de qualquer maneira, foi necessário realizar uma adequação dos percentuais de contribuição dos ativos que integram a formulação do saneante. A despeito das ações que caracterizaram o reprojeto de cada arranjo, a água permaneceu como ingrediente Q.S.P., sendo rebalanceada de maneira a contemplar as oscilações de quantidade entre as formulações originais e derivadas.

6.2 Elaboração de cenários de soluções para ambos os produtos

As soluções levantadas para ambos os saneantes foram analisadas no âmbito técnico em termos de disponibilidade de banco de dados para elaboração dos modelos de cálculo de ACV. Além disso, critérios estratégicos de interesse do fabricante (todos eles, com viés de propriedade intelectual) foram ponderados durante as rodadas de desenvolvimento do *ecodesign*, de forma a preservar as autenticidade e robustez das propostas. Sem que pudessem ser oferecidos mais detalhes sobre eles, foram enumerados a seguir alguns desses requisitos: (i) disponibilidade de fornecedores para suprimento regular das novas matérias-primas, (ii) distância entre a planta de produção do saneante, e o fornecedor; (iii) custos; e, (iv) viabilidade técnica da nova fórmula.

A Figura 16 sintetiza os oito cenários com as propostas de reprojeto para o sistema de produto de 'A' que se originaram da interação entre os pontos de melhoria listados antes. O esquema inclui também as condições originais do arranjo, que para efeito da comparação a que se propunha essa etapa do estudo, assumiu a posição de cenário de referência (*baseline*):




























Figura 16: Propostas de solução para reprojeto do sistema de limpeza de officia do LAREX

Cenário	Fórmula	Diluição	Tipo de lavagem
<i>Baseline</i>	 Produto A	 1:20	 Enceradeira
C1	 A reformulado	 1:20	 Enceradeira
C2	 A reformulado	 1:30	 Enceradeira
C3	 A reformulado	 1:50	 Enceradeira
C4	 A reformulado	 1:100	 Enceradeira
C5	 A reformulado	 1:20	 Manual
C6	 A reformulado	 1:30	 Manual
C7	 A reformulado	 1:50	 Manual
C8	 A reformulado	 1:100	 Manual

A terminologia 'A reformulado' indica a substituição de metassilicato de sódio por NaOH + Na₂CO₃, bem como a troca do EDTA por Nabion® 26 (blenda de Na₂SiO₃ + Na₂CO₃)

De maneira análoga, a Figura 17 resume as propostas de solução para reprojeto do sistema de produto envolvendo 'B'. A integração das soluções também originou um elenco composto por oito possibilidades, ao que se somou no mesmo dispositivo o arranjo original de análise para essa situação. Aqui também essa construção assume papel de referência (*baseline*) para efeito das comparações que foram realizadas nesta etapa da análise.

Figura 17: Cenários sinérgicos de propostas de solução para o produto B

Cenário	Fórmula	Diluição	Tipo de lavagem
Baseline	 Produto B	 1:50	 Enceradeira
S1	 B reformulado	 1:50	 Enceradeira
S2	 B reformulado	 1:75	 Enceradeira
S3	 B reformulado	 1:125	 Enceradeira
S4	 B reformulado	 1:200	 Enceradeira
S5	 B reformulado	 1:50	 Manual
S6	 B reformulado	 1:75	 Manual
S7	 B reformulado	 1:125	 Manual
S8	 B reformulado	 1:200	 Manual

A terminologia ‘B reformulado’ consiste das substituições dos tripolifosfato de sódio e EDTA pela blenda Nabion® 26.

Para ambos os produtos os cenários 1 a 4 consideraram que a lavagem utilizava enceradeira. Estes diferenciavam-se entre si apenas pela taxa de diluição empregada. Já para os cenários de 5 a 8, variou-se também a diluição, utilizando, porém, o método manual de lavagem. A limpeza manual foi realizada com auxílio de suporte Mop para fibra articulado, acoplado de uma placa de fibra LT de uso geral, composta de fibras sintéticas e mineral abrasivo unidos por resina à prova d’água. O protocolo descrito na seção 4.3.3 foi seguido novamente, substituindo a enceradeira pelo suporte Mop para a limpeza mecânica por abrasão. A Figura 18 mostra representações esquemáticas dos equipamentos utilizado para limpeza manual.

Figura 18: Equipamento utilizado na limpeza manual



Fibra LT



Suporte Mop



7. VERIFICAÇÃO DE EFETIVIDADE DAS PROPOSTAS

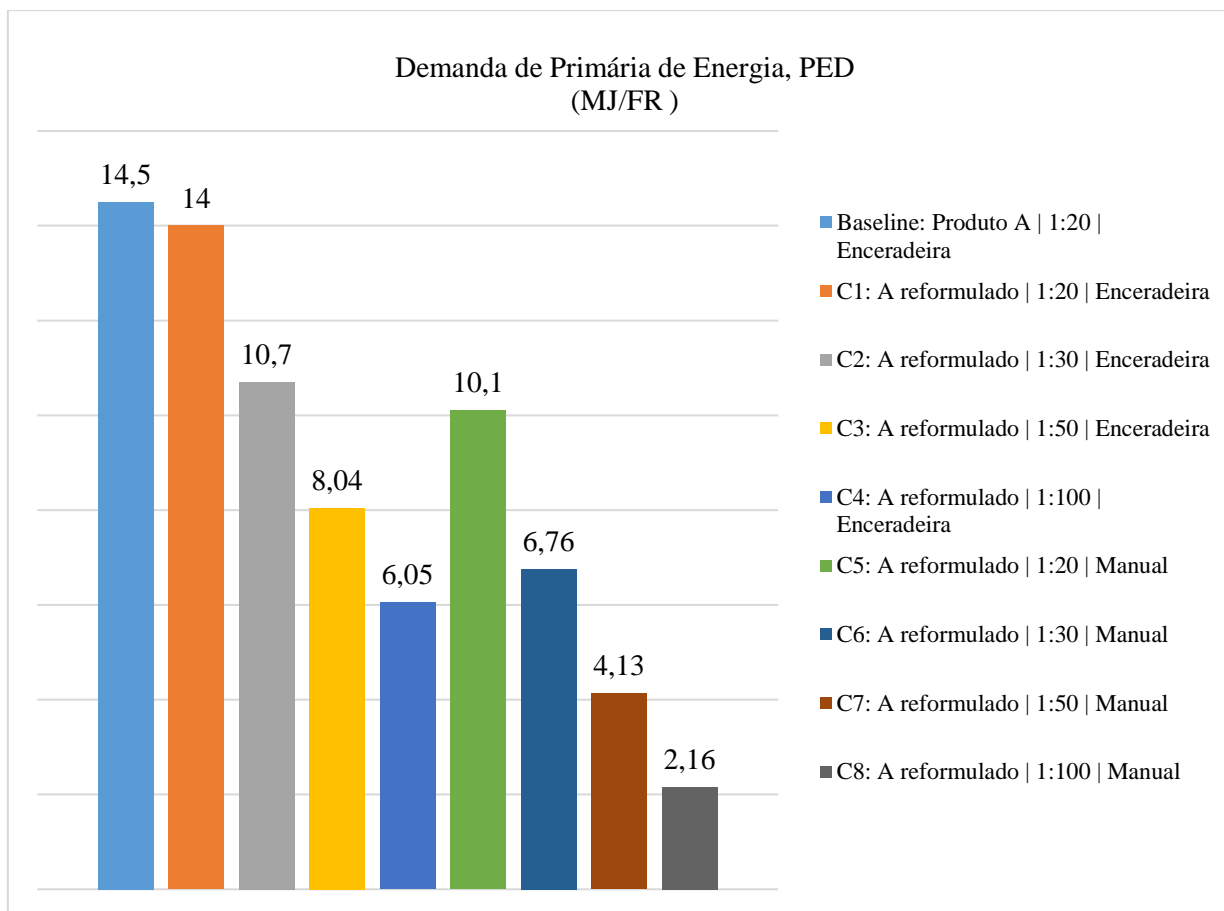
A mesma metodologia de ACV do berço ao túmulo utilizada para os produtos *baseline* foi aplicada à todas as propostas de solução, bem como as análises de etapa de uso, medições de DBO e DQO e modelagem de ETE. Dessa forma, o estudo evoluiu para outro nível de verificação. Para tanto, comparou-se os desempenhos do cenário de referência de cada produto com as propostas de solução, de forma a aferir o grau de melhora em termos percentuais. Essa abordagem foi feita tanto na esfera individual, por categoria de impacto, quanto no âmbito generalizado, lançando mão do Índice Global Ambiental, descrito na seção 4.5. Assim, buscou-se obter o sistema ideal de produto, conjugando o máximo de etapas do seu ciclo de vida.

A verificação da efetividade ambiental das referidas soluções ocorreu por comparação com os perfis originalmente estabelecidos para o uso dos saneantes A e B (cenários *baseline*). As definições de escopo e premissas utilizadas até o momento foram mantidas para a modelagem das soluções. As propostas de melhoria estão aplicadas em pontos específicos da cadeia produtiva dos sistemas de limpeza, sem repercussão sobre outras operações e etapas dos processos, que por isso, seguiram inalteradas. Dessa forma, os cenários de solução foram tratados de maneira isolada para que os resultados das perturbações impostas por eles ao sistema fossem avaliados de maneira discreta e livre de quaisquer influências que eventuais sinergias pudessem trazer. Contudo, esses foram amplamente discutidos em termos dos benefícios e ônus por eles proporcionados.

7.1 Produto A

A realização dos ensaios de lavagem de acordo com o proposto pelas otimizações da seção 6.1 trouxe resultados diferenciáveis entre si, que permitem um arrazoado de conclusões baseadas nos parâmetros que foram variados (fórmula, diluição e forma de uso) e suas respectivas fotografias ambientais. Para melhor entendimento, as discussões realizadas a seguir apresentam a interpretação gráfica dos diagnósticos ambientais para o sistema de produto 'A' e suas variantes.

Figura 19: Perfil de impacto ambiental para PED: uso de saneante A e suas variantes

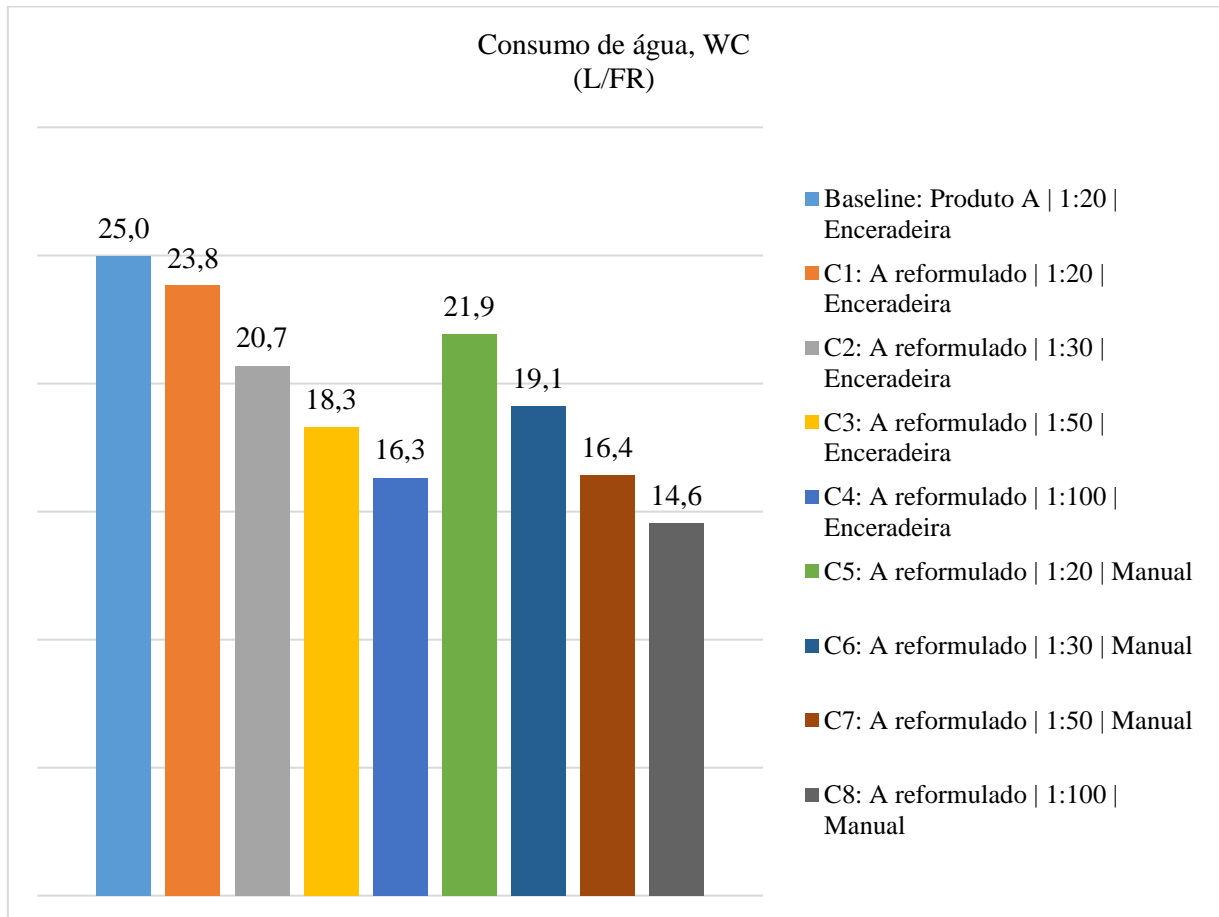


Observando os resultados descritos na PED na Figura 19, todos os cenários apresentam melhora, contudo pode-se dividi-los em grupos distintos. O primeiro é formado por C1, que apresenta impactos que podem ser considerados iguais aos do *baseline*. Em seguida o grupo formado por C2 e C5, com resultados similares, respectivamente 26% e 30% de melhoria. Um terceiro aglomerado pode ser formado com C3, C4 e C6, que contribuem com 45%, 58% e 53% de melhoria e por fim o grupo formado por C7 (72% de melhoria) e C8 (85% de melhoria) com os melhores perfis ambientais.

Observa-se que os grupos de melhor perfil energético encontram-se na fatia de cenários que utilizaram a lavagem manual (versus a enceradeira do cenário base, que detém elevado PED) e o sucedâneo de pior desempenho possuiu poucas variações em relação ao seu *baseline*, mantendo a mesma diluição e método de lavagem, variando apenas a sua formulação. Em vias gerais pode-se concluir que as melhoras em demanda de energia primária advêm tanto do aumento da diluição do produto (e conseqüente diminuição do impacto trazido pelo gás natural,

como indicado na Tabela 13) quanto pela remoção da enceradeira, que é trocada pelo método de lavagem manual nos cenários C5 a C8.

Figura 20: Perfil de impacto ambiental para WC: uso de saneante A e suas variantes



Para WC a ordem se altera (os resultados aparecem na Figura 20 em uma sequência crescente em impactos, que pode ser interpretada em ordem decrescente do melhor para o pior perfil (com os respectivos percentuais de melhoria):

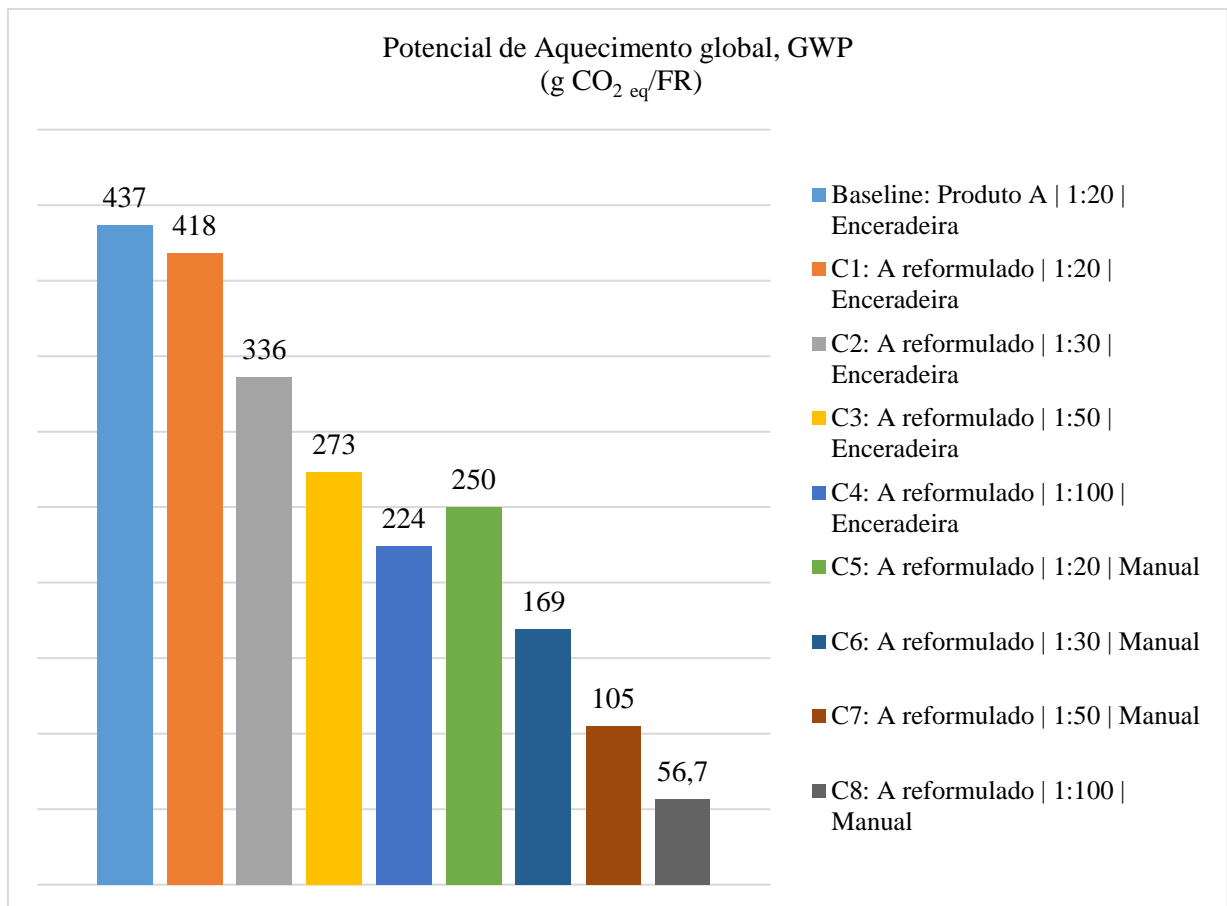
$C8(42\%) < C4(35\%) < C7(34\%) < C3(27\%) < C6(23\%) < C2(17\%) < C5(12\%) < C1(5,0\%) < baseline$

Um fator crucial para a preponderância de C8 e C4 em relação aos demais cenários é a presença de uma taxa de diluição elevada, o que, embora o penalize em termos de aumentar o consumo de água no preparo do produto (etapa de uso), é benéfico pela menor quantidade de saneante utilizado. Saneante esse que é composto por metassilicato de sódio e EDTA, ingredientes

altamente demandantes de consumo de água em seus ciclos produtivos devido à síntese do seu precursor, hidróxido de sódio, principal constituinte de ambos, como verificado na seção 5.1.2.

A critério de comparação, durante o preparo da solução saneante, para os cenários C8 e C4 foram utilizados 125 mL de produto A para 12,4 L água. Já no cenário C7 utilizaram-se 250 mL de saneante para 12,3 L água. Entretanto, o cenário *baseline* apresenta 625mL de saneante no preparo, representando uma diluição 1:20, o que significa um consumo de produto de limpeza 4x maior que C8 e C4, bem como 1,5x maior que C7.

Figura 21: Perfil de impacto ambiental para GWP: uso de saneante A e suas variantes

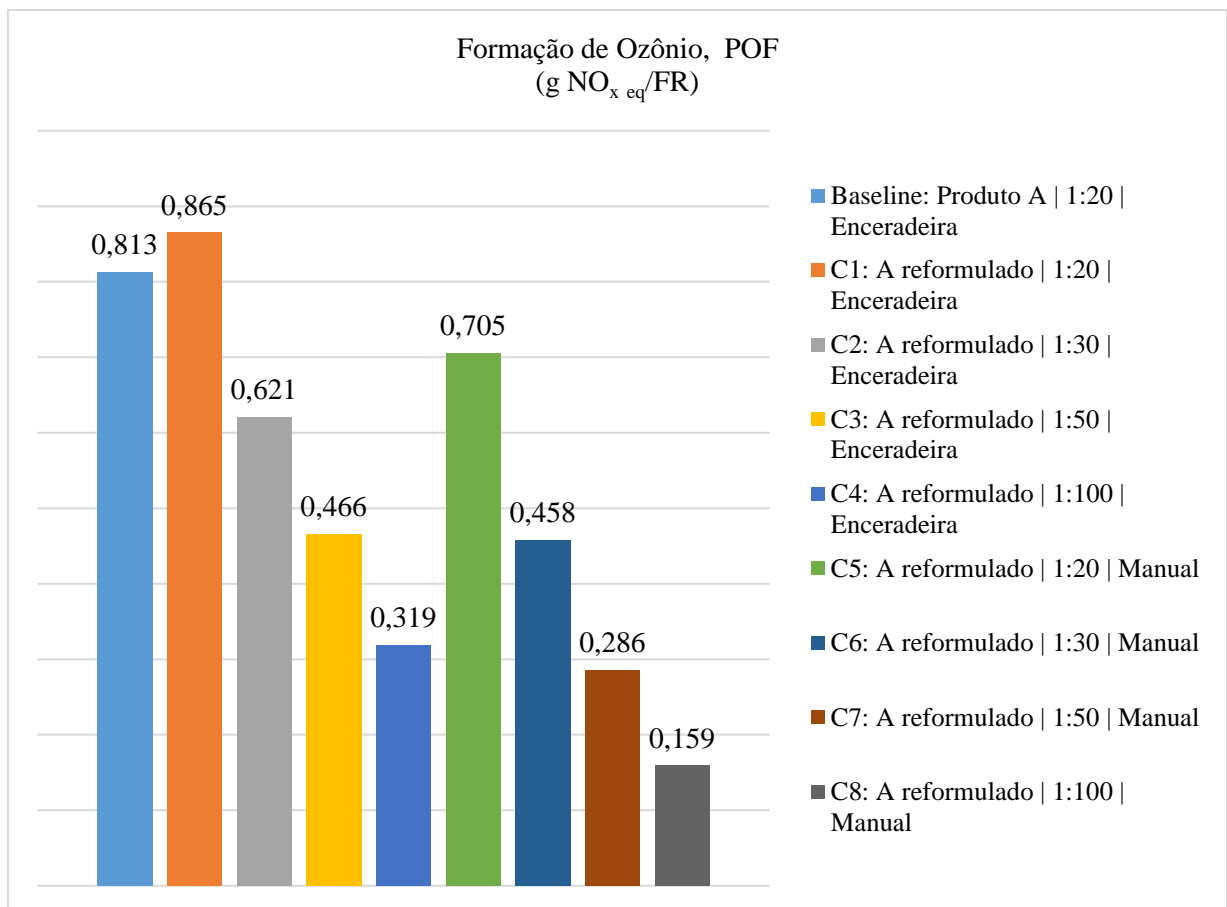


Em GWP todas as propostas se mostram efetivas, merecendo destaque dois pontos: a expressiva vitória de C8 (com 87% de melhoria em relação ao cenário original); e a similaridade entre os perfis de impacto de C5 e C3, com respectivos 43% e 38% de melhoria, como apontado na Figura 21. O primeiro destaque, relacionado a C8, nos remete ao arrazoado na seção 5, na qual o metassilicato é o contribuinte chave para os impactos. Nesse cenário proposto, há a troca do ativo pelo hidróxido de sódio e carbonato de sódio, somados à redução na utilização de

saneante da ordem de 80%, o que justifica a melhora. Sobre C5 e C3 conclui-se que embora ambos apresentem métodos de uso e diluições diferentes (C3: enceradeira/1:50 e C5: manual/1:20) os perfis se igualam, com uma pequena diferença de 23 g CO₂ eq entre eles.

É notável a compensação entre os fatores modo de uso/diluição, pois enquanto no C3 a enceradeira penaliza o perfil ambiental em termos de GWP, a alta diluição (1:50 versus os 1:20 do cenário C5) contribui positivamente para a categoria. O mesmo acontece de forma inversa para o C5, que possui apenas 6,6% dos impactos de GWP associados ao consumo de energia elétrica no ciclo de vida, por conta da não utilização da enceradeira, versus C3, que possui 34,8% do potencial de aquecimento global advindos do consumo energético. Essa diferença é compensada pelo pior perfil de C5, devido a uma mistura mais concentrada de saneante (1:20, contra os 1:50 de C3), que carrega mais impactos advindos da síntese de etileno, principal intermediário de vários constituintes do produto, a saber, etileno glicol e AE11.

Figura 22: Perfil de impacto ambiental para POF: uso de saneante A e suas variantes

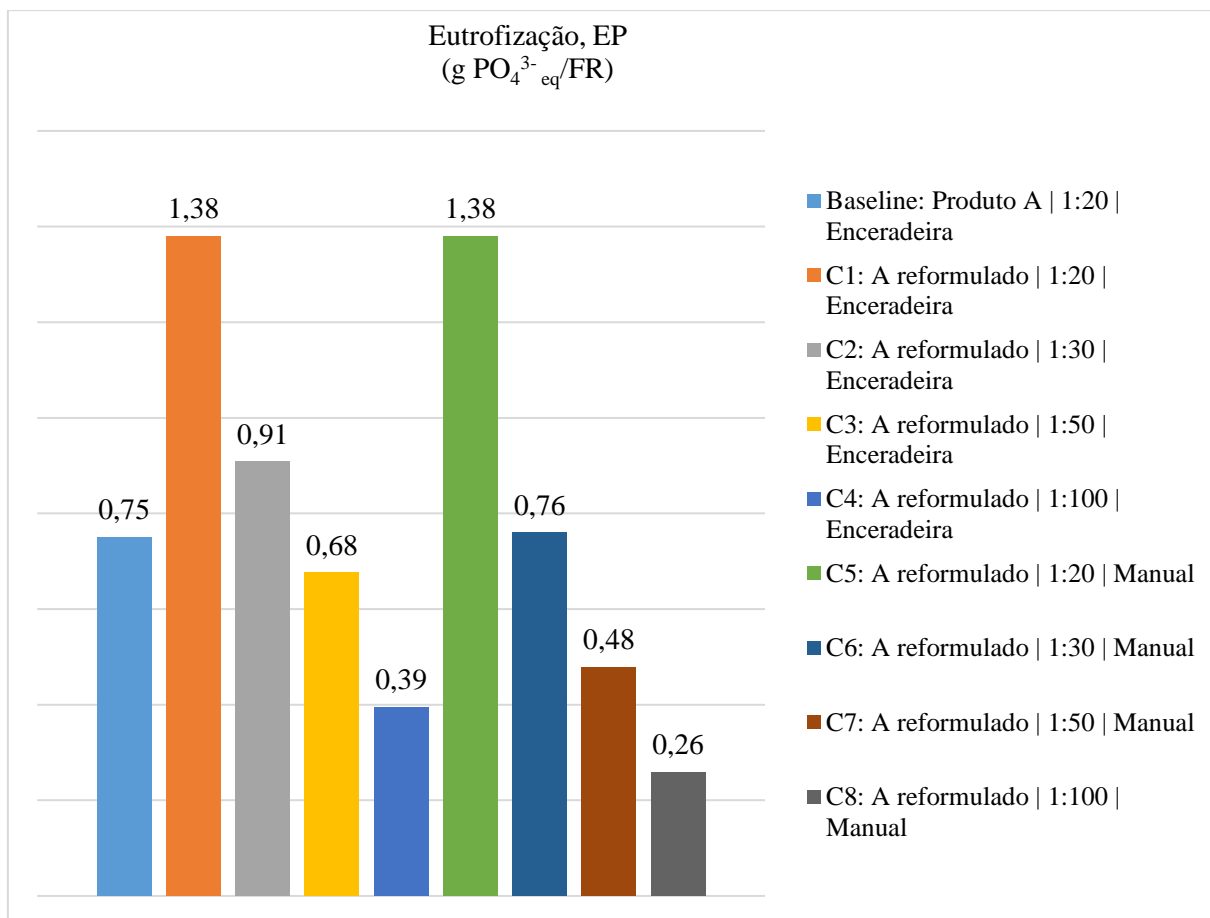


Para os impactos do produto A em termos de POF, curiosamente observa-se uma mudança no padrão visto nas categorias anteriores, nas quais todos os cenários propostos superavam a condição original. Nesse caso, entretanto, todos superam o *baseline*, excetuando-se C1. Assim, temos, em termos de impacto, C1 (865 mg NO_{x eq}/FR e 6,0 % de piora) > *Baseline* (813 mg NO_{x eq}/FR). A interpretação desse desvio passa pelo discutido na seção 5.1.4, haja vista que, segundo o diagnóstico então obtido, o maior fator impactante em relação à formação de ozônio era a síntese de etileno presente nos ingredientes álcool etoxilado e etileno glicol.

Ingredientes tais que não foram substituídos nas propostas de reformulação do produto A, devido a fatores estratégicos do fabricante e técnicos envolvendo estabilidade de formulação. Assim, as modificações que poderiam melhorar o desempenho ambiental global do atendimento da função em termos de POF se dariam em duas esferas: (i) o aumento da diluição, e (ii) ajuste do modo de uso. Quanto à possibilidade (i) a melhoria se comprova pelo comportamento observado no grupo C1 a C4, onde se aumenta a diluição (de 1:20 até 1:100) e se observa o decréscimo nos impactos em g NO_{x eq}/FR, mesmo com a lavagem utilizando enceradeira.

Nesse grupo o melhor perfil obtido foi C4, com 319 mg NO_{x eq}/FR representando 61% de melhora em relação ao *baseline*, e 63% de otimização em relação ao pior perfil, C1. Já no âmbito da ação (ii) observou-se os grupos C5 a C8, nos quais a melhora é obtida pela troca enceradeira → manual, carregando uma otimização no perfil de POF principalmente por conta de dois fatores intimamente ligados à matriz energética nacional. O primeiro é a queima de gás natural, que na matriz elétrica brasileira (Figura 7) é uma das fontes e no caso em questão contribui com 5,0% dos impactos em POF para o cenário *baseline*. O segundo fator é o carvão, que também figura na matriz nacional e no modelo atual é fonte de 3,0% dos impactos para o sistema de produto 'A' original. Dessa forma, removendo a enceradeira da equação, removem-se, por conseguinte, tais impactos.

Figura 23: Perfil de impacto ambiental para EP: uso de saneante A e suas variantes



O diagnóstico dos cenários de otimização do produto A para eutrofização apresenta o perfil mais discrepante em relação às quatro categorias anteriores. Na Figura 23 três considerações merecem destaque: (i) C1 e C5 com 84% de piora em relação ao *baseline*; (ii) quatro das propostas de melhoria (C1, C2, C5, C6) são piores que o *baseline*; e, (iii) apenas quatro cenários propõem uma efetiva melhoria do perfil de EP (C3, C4, C7, C8).

Com relação ao aspecto (i), as fórmulas otimizadas proporcionaram melhor potencial saneante, porém observa-se a piora em EP por conta das concentrações maiores de saneantes (1:20), quando comparados com os cenários do caso (iii), mais diluídos (1:50 e 1:100). Quanto maior a concentração de saneante na solução de preparo, maior o efeito saneante do produto, e conseqüentemente maior a remoção de sujidades. Essa remoção elevada aumenta a quantidade de DBO carregada na água de lavagem (água de diluição + saneante + sujidades), demandando uma maior geração de lodo residual pela ETE, o que traz um agravante na categoria em questão, pois esse lodo, ao ser incinerado, contribui diretamente para os impactos em eutrofização.

A tabela a seguir mostra o resultado das análises laboratoriais de DBO (descritas na seção 4.3.3) dos cenários apresentados nas considerações (i) e (ii), e sua correlação com EP:

Tabela 15: Resultados de DBO e EP para C1, C2, C5 e C6 - Produto A e variantes

Cenário	DBO (mg/L)	EP (g PO ₄ ³⁻ eq/FR)
<i>Baseline</i> : Produto A 1:20 Enceradeira	1301	0,75
C1: A reformulado 1:20 Enceradeira	4074	1,38
C2: A reformulado 1:30 Enceradeira	2085	0,91
C5: A reformulado 1:20 Manual	4104	1,38
C6: A reformulado 1:30 Manual	2040	0,76

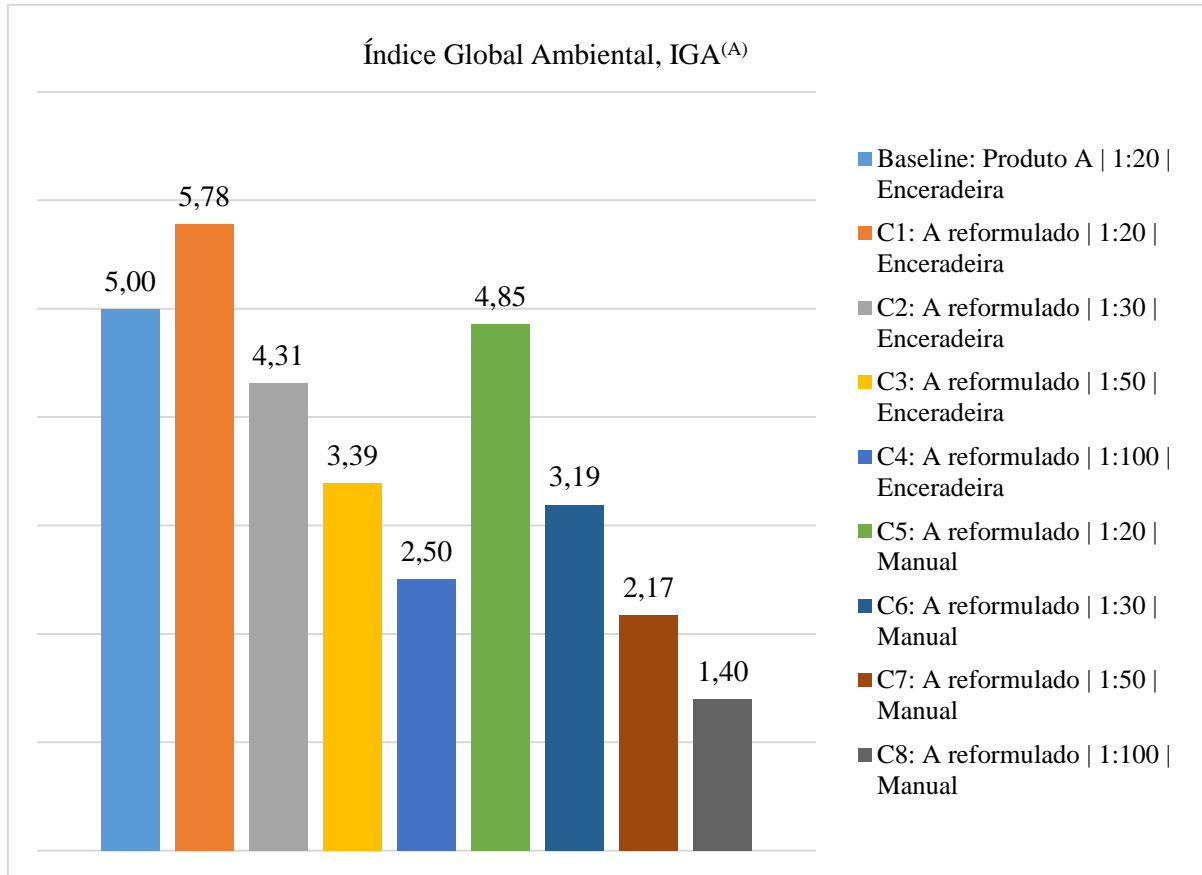
Esse comportamento de C1 e C5 é também observado para C2 e C6, porém em menor proporção, por conta do aumento da diluição. Para (iii) a melhora no perfil de EP dos cenários (C3, C4, C7, C8) versus *baseline* acontece devido à diluição mais elevada (1:50 e 1:100) compensar os efeitos causados pela limpeza, diminuindo a concentração de DBO e exigindo uma ETE menos demandante de lodo. A próxima tabela confronta tais cenários com o *baseline*, comprovando a hipótese acima:

Tabela 16: Resultados de DBO e EP para C3, C4, C7, C8 - Produto A e variantes

Cenário	DBO (mg/L)	EP (g PO ₄ ³⁻ eq/FR)
<i>Baseline</i> : Produto A 1:20 Enceradeira	1301	0,75
C3: A reformulado 1:50 Enceradeira	1872	0,68
C4: A reformulado 1:100 Enceradeira	686	0,39
C7: A reformulado 1:50 Manual	1226	0,48
C8: A reformulado 1:100 Manual	702	0,26

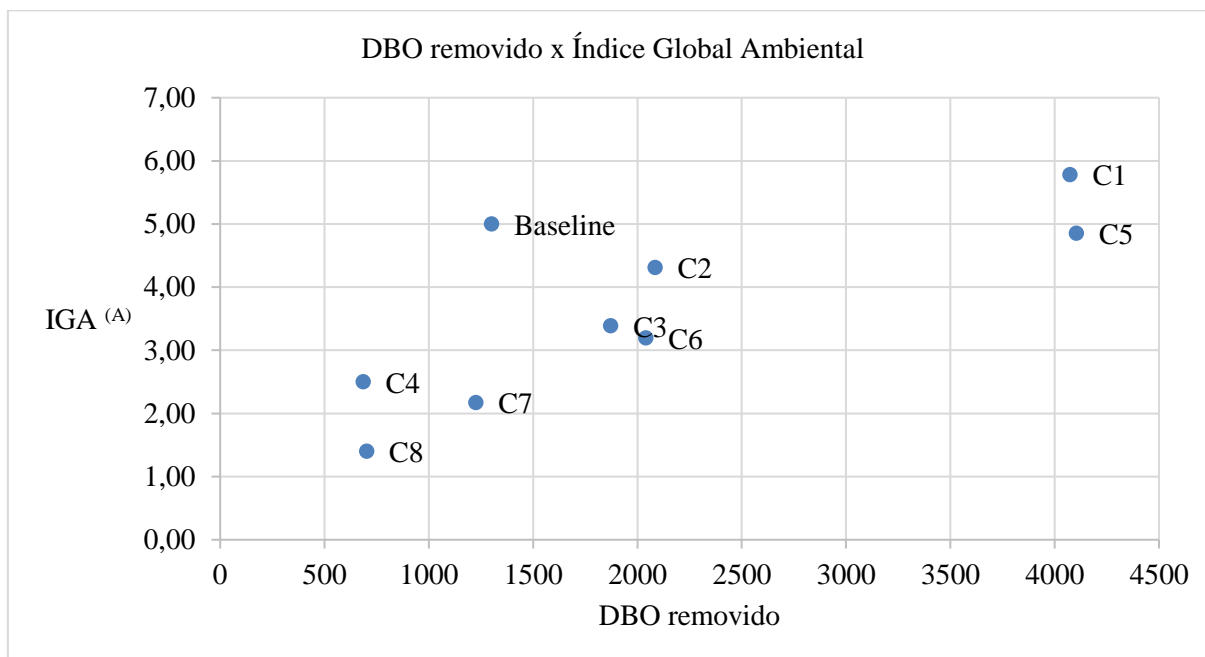
A Figura 24 retrata o perfil global de impacto ambiental do produto A comparado com as propostas de solução.

Figura 24: Índice Global Ambiental para o saneante A e suas variações



Observa-se que o melhor cenário global é C8, com 72% de otimização, contrastando com C1 no posto de pior desempenho ambiental, com a piora de 15% quando comparado com o *baseline*. A categoria que mais colabora para a vitória de C8 é GWP, com 87% de otimização graças à reformulação, que é a principal fonte do potencial de aquecimento global. Ela aliada a uma taxa de diluição elevada (1:100) confirma esse cenário como mais otimizado. C8 lidera também, em todas as categorias individualmente. Já C1 é penalizado por ter uma taxa de diluição igual ao *baseline*, bem como manter o método enceradeira, que contribui diretamente com PED e indiretamente com as outras categorias através da demanda energética associada ao uso do aparelho.

Figura 25: DBO removido x Índice Global Ambiental – Sistema de Produto A



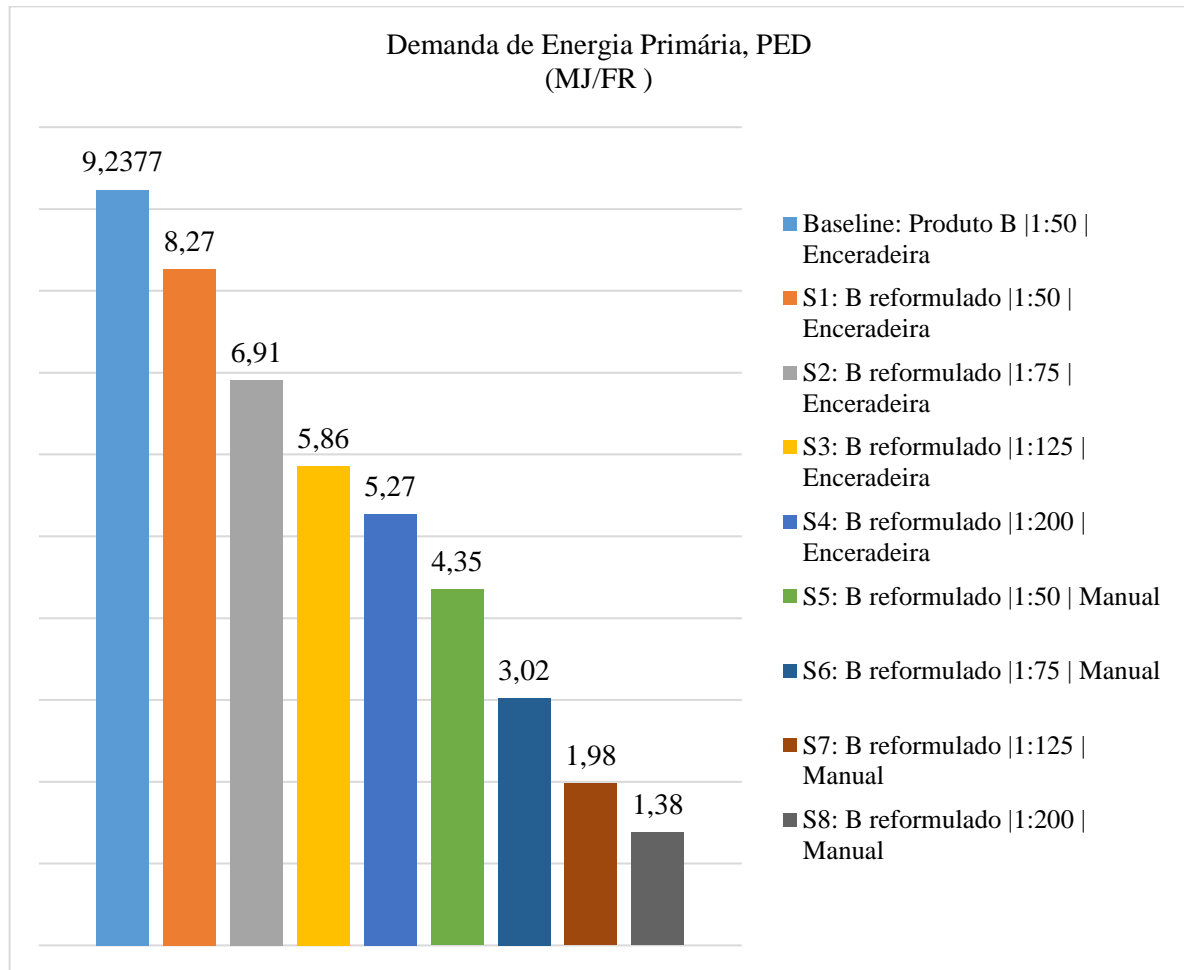
Como uma verificação complementar, utiliza-se a Figura 25 para indicar o lugar geométrico contendo o par (DBO removido, Índice Global Ambiental), na qual observa-se a dependência entre os dois indicadores, através da qual pode-se aferir o melhor cenário em termos ambientais (menos impactante) correlacionando-o com a sua eficiência medida pela função do produto, a remoção de sujidades expressa pelo número de DBO removido. A escolha do ponto ideal se dá com a busca do menor IGA para o maior valor de DBO removido. Assim, deve-se ponderar pontos próximos e compará-los de forma a escolher o fator prioritário (impacto ambiental ou limpeza de sujidades) na escolha do cenário.

Dessa forma, para o conjunto C8, C4, C7, o ponto C8 seria escolhido como mais eficiente em termos de impactos ambientais, seguido de C7, que além de ser o segundo melhor em impactos, possui melhor perfil de limpeza que os outros dois, devido a sua remoção de DBO de 1226 mg/L, 75% maior que C8, que remove 702 mg/L no ato de uso.

7.2 Produto B

Após a etapa de uso, na qual foram variados os parâmetros escolhidos para a otimização (fórmula, diluição e forma de uso), as variantes propostas para o saneante B foram verificadas no âmbito das categorias de impacto ambiental, de modo semelhante ao que foi feito para o produto B original (*baseline*).

Figura 26: Perfil de impacto ambiental para PED: uso de saneante B e suas variantes



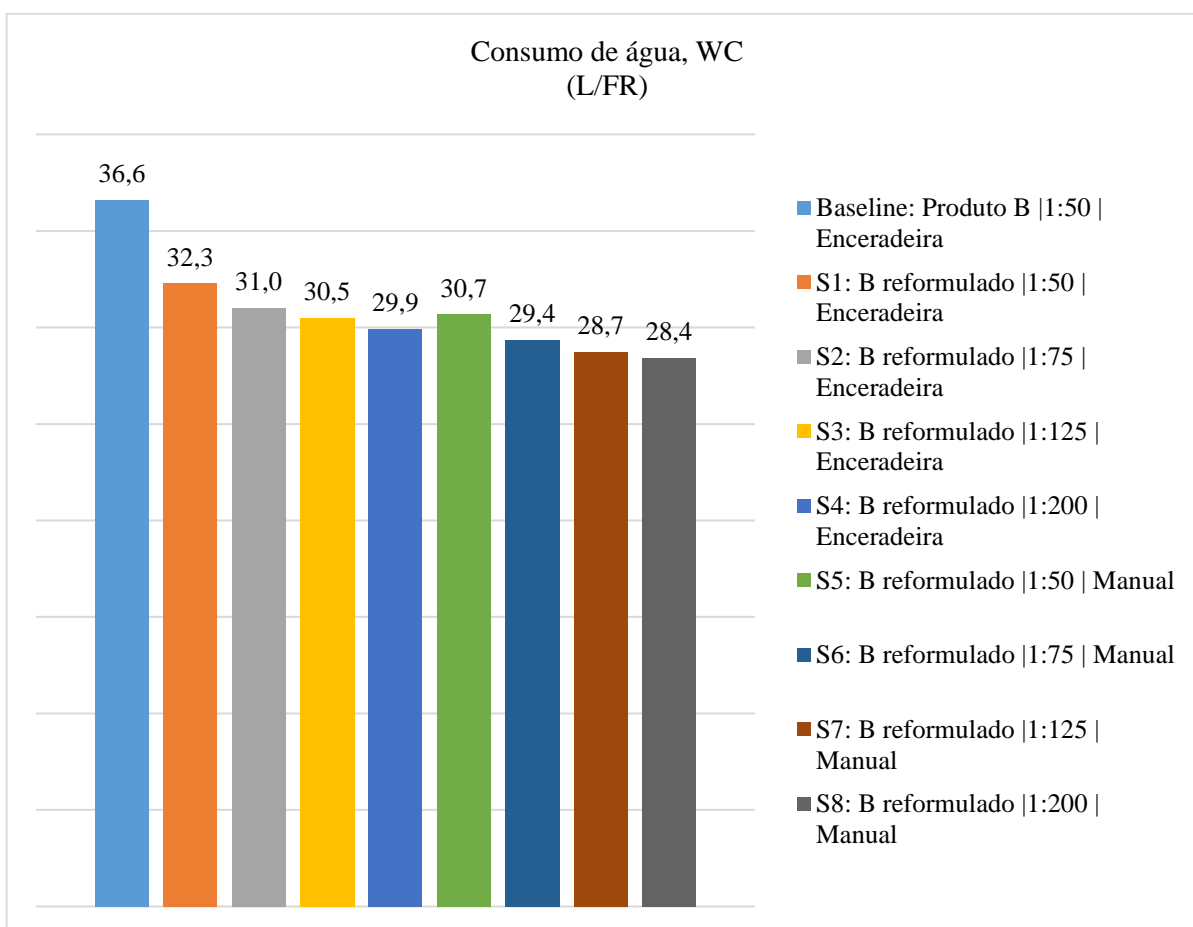
Ao ser investigado sobre o ângulo da demanda energética, o produto B apresenta um comportamento mais eficiente que o *baseline* em todos os cenários propostos. Embora os três parâmetros tenham surtido efeito positivo na montagem dos cenários, merecem destaque a mudança para o método de lavagem manual e a diluição do produto. Há uma clara melhora (redução do impacto ambiental em PED) quando comparando os cenários manual versus enceradeira, o que se observa pelos resultados:

Tabela 17: Comparação de cenários manual vs enceradeira para PED no produto B

Comparação de cenários manual vs enceradeira	Percentual de melhora
S5 < S1	47%
S6 < S2	56%
S7 < S3	66%
S8 < S4	73%

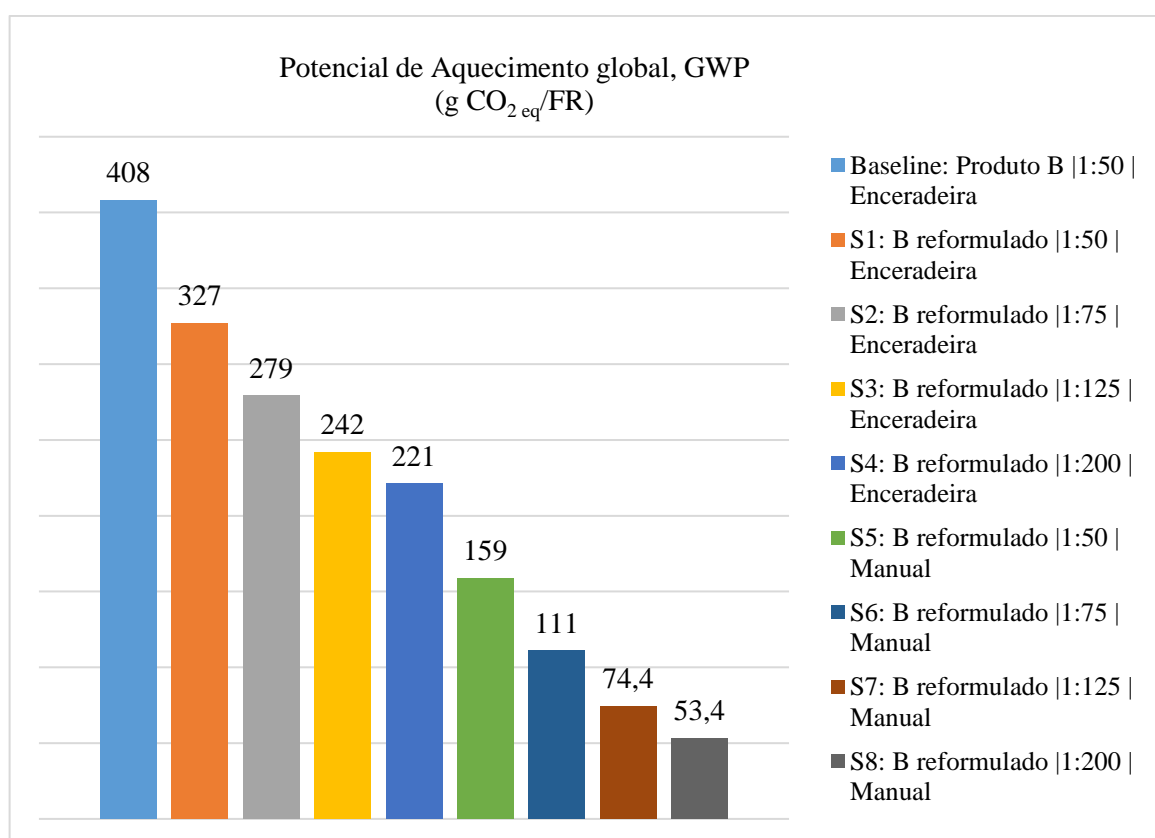
Essa otimização dos cenários pela não utilização da enceradeira é potencializada pelo aumento da diluição do produto, uma vez que há um decréscimo no impacto proporcional ao aumento da taxa de diluição. Dessa forma o cenário S8 figura como o mais otimizado em PED, com 85% de melhoria em relação ao *baseline*.

Figura 27: Perfil de impacto ambiental para WC: uso de saneante B e suas variantes



No consumo de água, observa-se um comportamento que contraria a lógica vista anteriormente, para o produto A. A Figura 27 revela uma tendência de queda menos acentuada no gráfico (quando comparada com a queda dos cenários do produto A para WC), mesmo após as reformulações. Esse perfil se justifica pela parcela elevada de contribuição em impactos de WC da água para fabricação do saneante e para diluição na etapa de uso. No cenário base, essas contribuições chegam a 78% do total de impactos em WC. Assim, dois fatores merecem destaque: (i) reformulação como a proposta, que não alterou significativamente o percentual de água na fórmula, portanto não influenciando no decréscimo de WC; e, (ii) o aumento da diluição dos cenários S1 a S4 e de S5 a S8, que também penalizam WC e mantem os impactos pouco descolados do *baseline*. Dessa forma o melhor cenário é S8, com 22% de melhoria em relação a WC para o produto B. Esse contrasta com a proposta de C8, que leva 42% de otimização ao produto A.

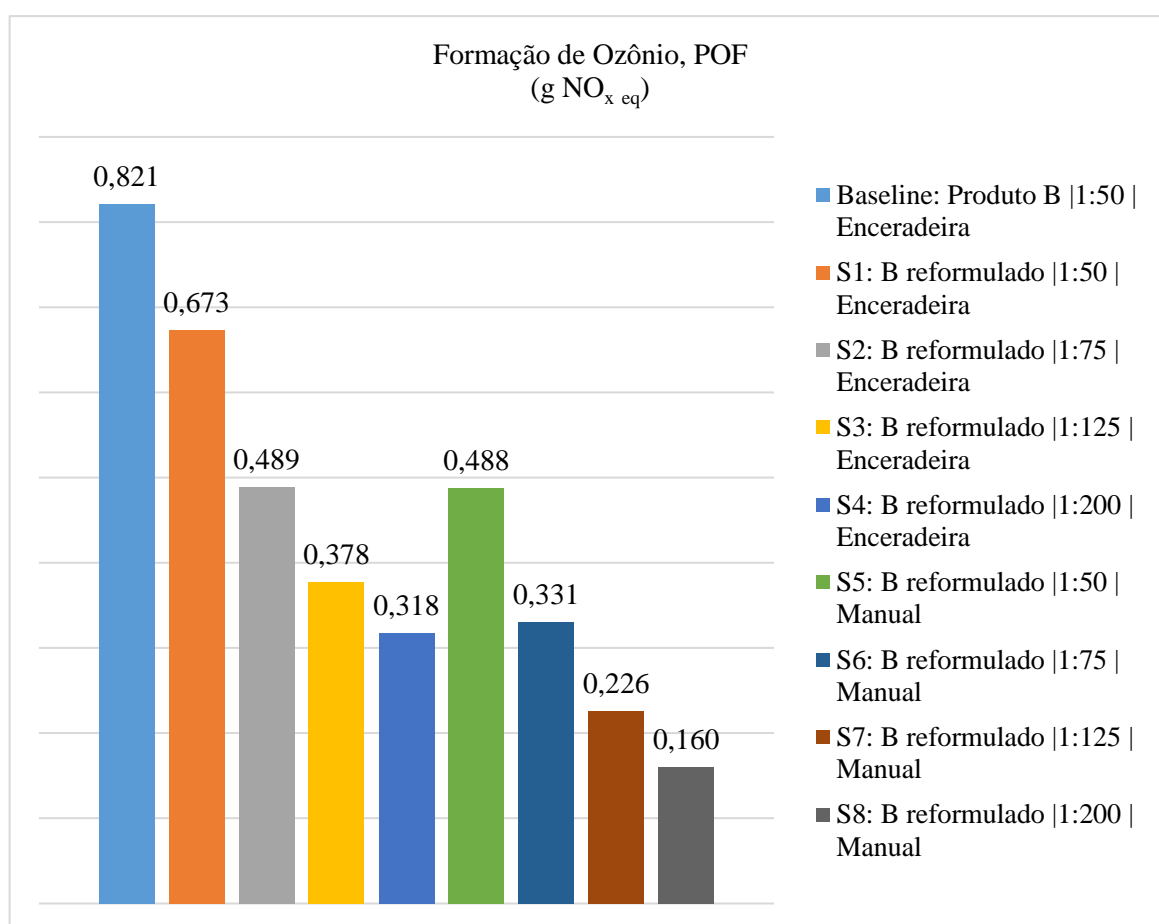
Figura 28: Perfil de impacto ambiental para GWP: uso de saneante B e suas variantes



Com relação ao potencial de aquecimento global, observa-se a melhora de todos os cenários de otimização e sobretudo a melhora expressiva de S8 (87%) em relação ao cenário base. O ingrediente tripolifosfato de sódio foi apontado na seção 5 como um dos principais

ofensivos para essa categoria e a sua substituição pelo Nabion 26® alinhada ao aumento da diluição do saneante se mostraram eficazes, visto que a reformulação foi aplicada de S1 a S8 e a redução média de GWP para todos os cenários foi de 55%. Entretanto, embora S1 ainda figure com a menor otimização (20% de melhora), esse valor pode, contudo, ser considerado uma melhoria significativa no perfil ambiental para essa categoria, por se tratar de um valor consideravelmente acima do que é definido como diferença estatisticamente relevante (KRZYWINSKI; ALTMAN, 2013).

Figura 29: Perfil de impacto ambiental para POF: uso de saneante B e suas variantes

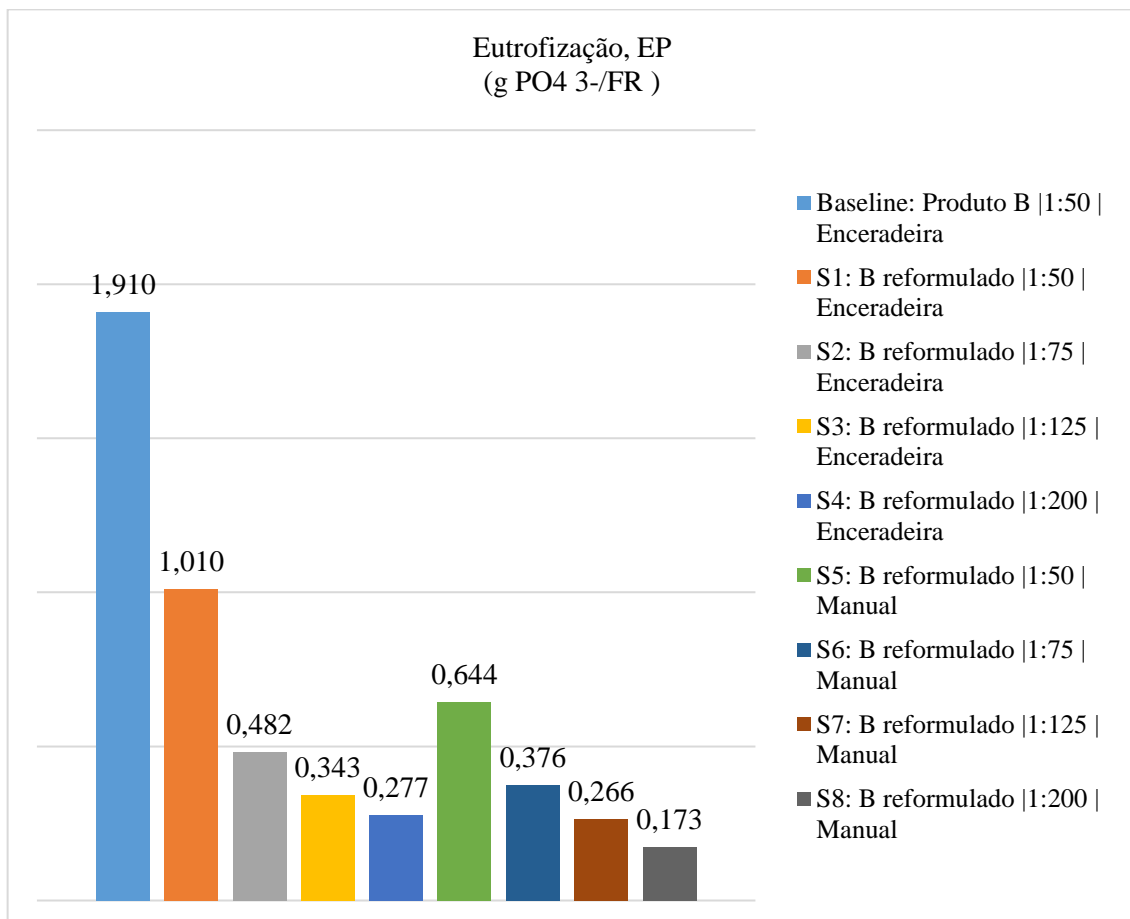


Os resultados obtidos para POF denotam que as opções de otimização adotadas mitigaram o impacto ambiental deixado pela estação de tratamento de esgoto/lodo ativado, identificado na seção 5.2.4 como principal fator que leva à formação de ozônio. Para efeito de comparação, o cenário S1 apresenta melhoria menos significativa em relação ao *baseline*, com 18% de redução de POF, pois nele é apenas modificada a formulação do produto B, mantendo o mesmo método de uso (enceradeira) e a mesma diluição (1:50).

Duas questões corroboram para o decréscimo do primeiro cenário: (i) otimização de 25% nos impactos em transportes (*baseline*: 143 mg NO_{x eq} ; solução S1: 107 mg NO_{x eq}), devido à remoção do tripolifosfato de sódio que, de acordo com o modelo adotado nesse trabalho, em sua rota produtiva apresenta diversos modais de transporte, dentre eles marítimo/navio, rodoviário/caminhão e ferroviário/trem; e, (ii) melhora de 12% no consumo de diesel no sistema, o qual é utilizado majoritariamente como fonte energética para a síntese de intermediários do tripolifosfato, como arrazoado na seção 5.2.4.

As soluções propostas para o produto B se tornam ainda mais significativas quando observa-se o caso S8, que em reduz 80% dos impactos em POF. Os principais fatores de melhora são também diesel e transportes, como discutido anteriormente. Porém, um outro contribuinte para esse cenário é a diminuição nos impactos do lodo ativado, que passam de 4,84E-2 g NO_{x eq} no cenário base para 9,25E-3 g NO_{x eq} em S8, um decréscimo de 81%. Isso se dá graças à diluição elevada desse cenário (1:200), que leva a uma menor taxa de DBO removido e menor impacto deixado pelo lodo no sistema da ETE.

Figura 30: Perfil de impacto ambiental para EP: uso de saneante B e suas variantes

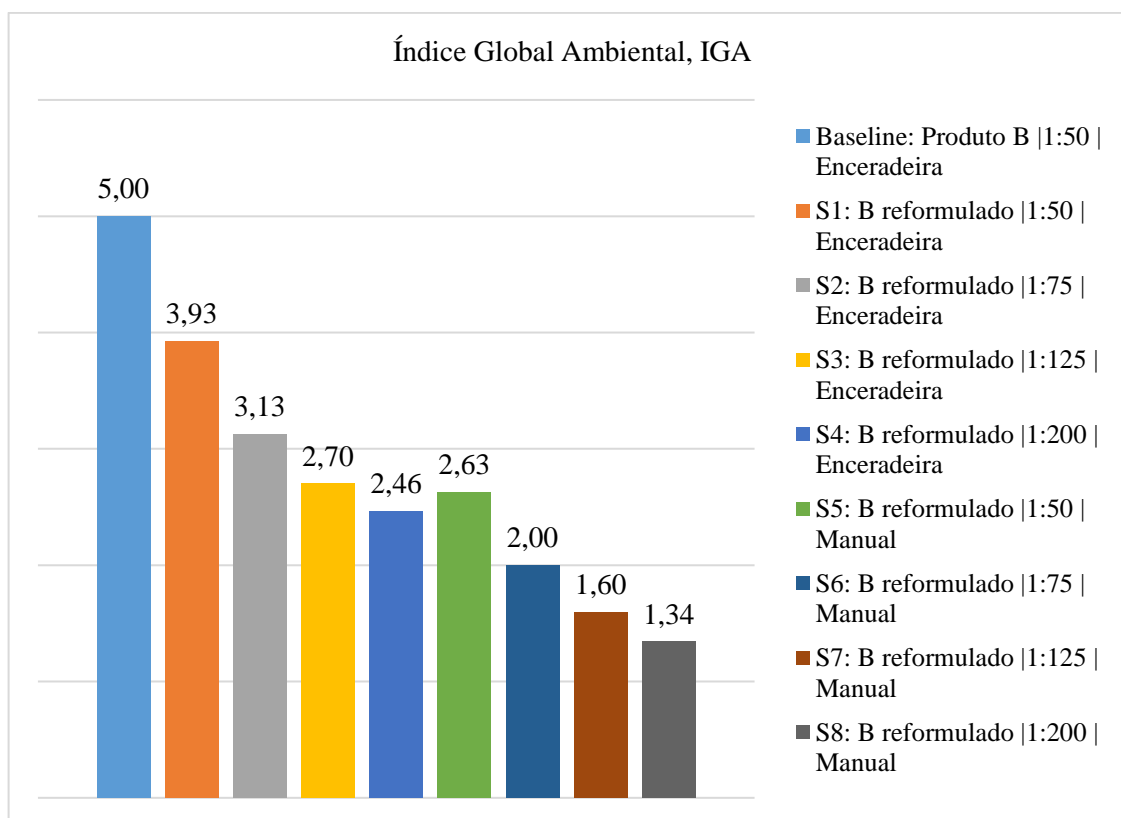


A categoria eutrofização apresenta os maiores valores de otimização para as propostas de melhoria do produto B. Essa relevância acontece tanto no âmbito absoluto quanto no relativo. Em termos absolutos, pois o cenário S8 acumula 91% de melhoria em relação ao base, registrando a maior otimização dentre todas as categorias de impacto estudadas.

No âmbito relativo, os cenários de EP registram a maior média de otimização de todas as categorias de impacto para os cenários de S1 a S8, 76%. Merece destaque a remoção do tripolifosfato de sódio ($\text{Na}_5\text{P}_3\text{O}_{10}$), que contribuía com 300 mg $\text{PO}_4^{3-}/\text{FR}$, representando 15% dos impactos de EP para o cenário *baseline*. Com essa otimização, o “pior” cenário, S1, passa a ter 1,01 g $\text{PO}_4^{3-}/\text{FR}$, representando 47% de melhora em relação ao original. Isso porque só se consideraram os efeitos da reformulação e não foram computados a mudança do método de lavagem para manual, tampouco a melhoria trazida pelo aumento da diluição.

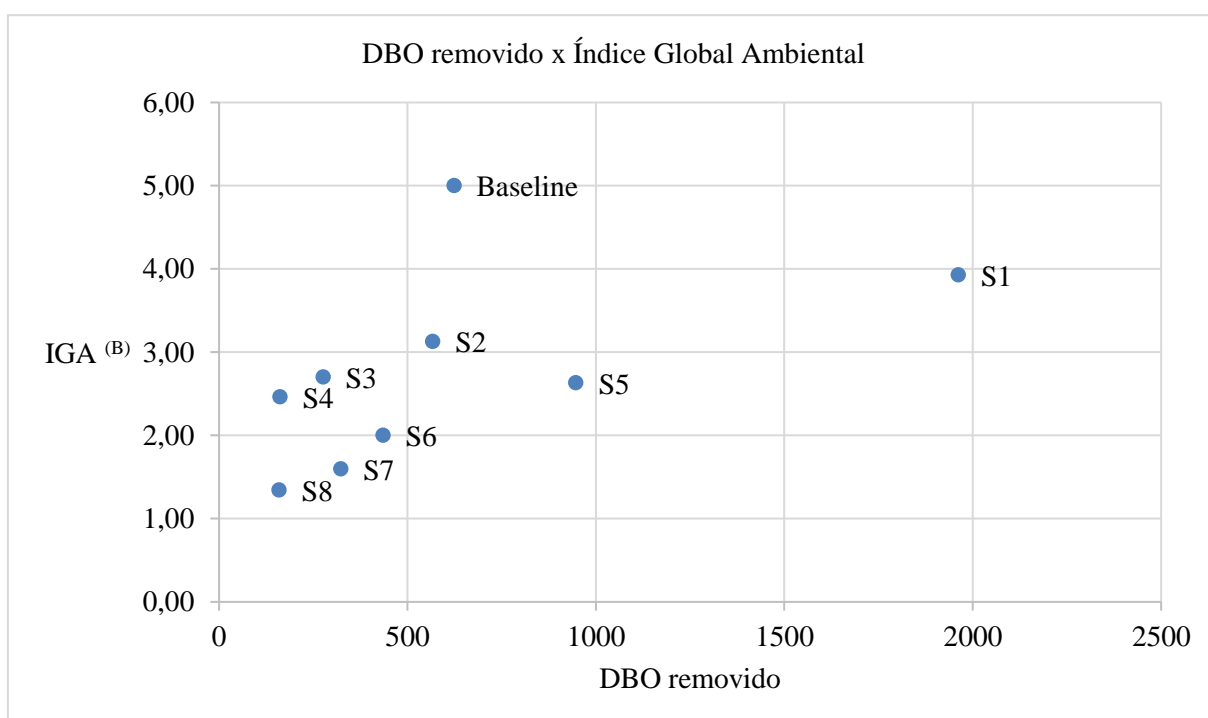
Inseridos esses dois fatores no cálculo, as melhorias são ainda mais expressivas, com o cenário S8 carregando o resultado recorde. Além da remoção do $\text{Na}_5\text{P}_3\text{O}_{10}$, nele ocorre uma redução de 80% nos impactos associados especificamente ao lodo ativado, de 221 mg $\text{PO}_4^{3-}/\text{FR}$ para 42,2 mg $\text{PO}_4^{3-}/\text{FR}$, por conta do aumento da diluição e queda da remoção de DBO do sistema saneante.

Figura 31: Índice Global Ambiental para o uso do saneante B e suas variantes



Em termos globais, o impacto ambiental geral dos produtos propostos é melhor que sua referência em uma média de 51%. Merece destaque EP, como categoria com as maiores reduções de impacto, contribuindo para uma otimização média de 15% por cenário de IGA^(B). Neles, destaca-se S8, no qual os ganhos em EP contribuem para uma redução total de 18% do índice global.

Figura 32: DBO removido x Índice Global Ambiental – Sistema de Produto B



De forma análoga ao realizado para o sistema de produto A, a Figura 32 apresenta os aglomerados de cenários de acordo com sua distribuição em termos de eficiência de limpeza e impactos ambientais. No primeiro conjunto (composto de S3, S4, S6, S7, S8), é notável a supremacia de S8 no que diz respeito aos impactos ambientais gerais, embora não se possa dizer o mesmo no que tange à sua eficiência de limpeza, sendo a menor, com 159 mg/L de DBO. S6 e S7 figuram como cenários melhores que S3 e S4, respectivamente, pois além de serem ambientalmente mais favoráveis com menores IGA, estão mais deslocados para a direita, o que indica maior remoção de sujidades pelos mais altos valores de DBO removido. Em termos de limpeza, o caso S1 supera os demais, removendo 1962 mg/L de DBO. Entretanto, essa remoção cobra um alto custo ambiental e esse cenário vem a ser o segundo mais impactante, 193% maior que S8.

8. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O estudo teve como objetivo avaliar dois produtos saneantes no que diz respeito aos seus desempenhos ambientais. O uso da técnica de Avaliação do Ciclo de Vida com uma abordagem do berço ao túmulo foi empregado para determinar as categorias de impacto PED, WC, GWP, POF e EP. A análise considerou dois saneantes atualmente comercializados no mercado brasileiro e com funções distintas, sendo um deles desengraxante (produto A) e o outro um limpador multiuso (produto B),

Para a execução das simulações foram utilizados dados primários, a saber, os dados reais de fabricação do produto, localização de fornecedores e etapas de transporte, bem como as informações coletadas em análises laboratoriais para o dimensionamento da etapa de pós-uso com a ETE. A ferramenta para simulação foi o consolidado *software* SimaPro versão 9.1.1.7.

No que diz respeito à verificação ambiental do produto A, os principais fatores geradores de impacto em termos de Demanda Primária de Energia são o consumo de gás natural, a matéria-prima alquilbenzeno sulfonato linear e a utilização de enceradeira na etapa de limpeza. Já no que tange ao consumo de água, as parcelas mais significativas de impactos estão associadas ao processo de diluição e aos ingredientes EDTA e metassilicato de sódio. Para GWP, destaca-se como principal ofensivo o ingrediente metassilicato de sódio, princípio ativo adicionado diretamente no produto A. Os principais impactos em $\text{g NO}_x \text{ eq}$ para formação de ozônio são derivados da presença, em formulação, do álcool etoxilado e etileno glicol, e para a categoria EP, o lodo ativado da ETE emergiu como fator mais crítico nos impactos em $\text{g PO}_4^{3-}/\text{FR}$.

Dados os resultados para o sistema de produto B, observaram-se duas frentes detentoras dos maiores impactos em PED. A primeira está associada à cadeia produtiva dos ingredientes AE7, isopropanol e tripolifosfato de sódio. Em convergência com o sistema de produto A, a segunda frente de maiores impactos em MJ foi o uso de enceradeira. Para a categoria WC, a diluição do produto na etapa de uso e os ingredientes água e tripolifosfato de sódio apresentaram os maiores valores, semelhantemente a GWP, onde o $\text{Na}_5\text{P}_3\text{O}_{10}$ também surge como principal ofensivo, seguido do isopropanol. A análise de POF para o limpador multiuso mostrou os transportes, lodo ativado da ETE e novamente o tripolifosfato de sódio como detentores dos maiores impactos, e para EP, consolidados os resultados, o lodo ativado e tripolifosfato detém os maiores impactos.

Tais resultados levaram a uma avaliação das possibilidades de otimização dos saneantes à ótica do *ecodesign*, que é compreendido pelo conjunto de práticas aplicadas à elaboração de processos ou produtos que sejam mais eficientes da perspectiva ambiental. Um extensivo arcabouço metodológico foi empregado de forma a propor 8 cenários para cada saneante, nos quais foram variados três principais aspectos: fórmula, taxa de diluição e modo de uso.

Após realizar uma análise de amplo espectro para o sistema de produto A, os três aspectos de otimização propostos apresentaram interessantes conclusões. A reformulação, fator comum a todas as sugestões de solução, emerge como uma satisfatória escolha, contribuindo para a vitória dos cenários de otimização em relação ao *baseline* em 35 das 40 propostas. Há, para a maior parte das categorias, uma tendência inversa na relação diluição-impacto, pois à medida que a diluição da solução saneante + água aumenta, os impactos diminuem, praticamente de forma linearizada. Esse aumento da diluição está associado à menor presença do produto na água de rejeito final coletada / analisada no laboratório / tratada na ETE.

Também observada em todas as categorias, está a melhora nos impactos pela troca do método enceradeira pela limpeza manual (exceto na categoria EP, onde há um empate). A não utilização de enceradeira traz o benefício mais significativo de PED, mantendo assim todos os cenários como melhores que o *baseline*. Para WC vê-se os menores percentuais de otimização. Embora essa categoria se beneficie pelas propostas gerais de otimização (fórmula otimizada e lavagem manual), é penalizada com o aumento da diluição e o conseqüente aumento de consumo de água na etapa de preparo. Já em GWP, todos os cenários apresentam melhoria e a reformulação é o responsável chave, pois é associada a novos ingredientes de cadeia menos energia-intensiva, o que minimiza a emissão de GEE. Em POF a reformulação não traz tanta otimização, pois não abrangeu matérias-primas que impactam mais na categoria, porém a maioria dos cenários teve melhoria devido à questão da diluição. Por último, um perfil mais irregular nos gráficos foi observado na categoria eutrofização, que é favorecida em detrimento da limpeza do piso, fazendo um efeito *offset* na função primária do saneante que é a remoção de sujidades. Assim, se faz mister encontrar um equilíbrio limpeza de piso versus impacto em EP para a escolha de um cenário ideal.

A avaliação concernente ao sistema de produto B provou que a reformulação foi solução eficaz, por si só, para a melhoria em todas as categorias, visto que os resultados de S1 superam o *baseline* em todos os casos. Foi possível observar uma tendência de queda dos impactos à medida que se aumentava a diluição dos produtos.

É evidente a otimização trazida pela troca do método enceradeira pela lavagem manual, uma vez que o uso do aparelho impacta no consumo direto de energia (PED), o que se reflete no melhor perfil dos cenários S5 a S8 quando comparados com os homólogos S1 a S4. WC é a categoria que menos apresenta melhorias, contudo entregando significativa otimização (22%) no seu cenário S8. O fator que contribui negativamente para tal categoria nos cenários propostos é o aumento da diluição, devido ao conseqüente aumento no consumo de água. Contudo, ele é compensado pela melhora, mesmo que irrisória, trazida pela reformulação ao produto. Para a categoria GWP, observa-se uma melhora considerável nos impactos de $\text{g CO}_2 \text{ eq/FR}$, por conta principalmente da substituição do tripolifosfato de sódio pelo Nabion 26®. Em POF, uma diminuição do impacto associado aos transportes e ao consumo de óleo diesel como fonte energética apontam para a remoção do $\text{Na}_5\text{P}_3\text{O}_{10}$ como uma decisão acertada. Por fim, os resultados de eutrofização para os sucedâneos do sistema 'B' apontaram a categoria de melhor otimização ambiental, devido ao conjugado reformulação-diluição, que potencializou a melhora de 90% do cenário S8 em relação ao *baseline*.

Uma análise da distribuição geométrica (DBO removido, Índice Global Ambiental) também se mostra um recurso complementar válido na comparação de grupos próximos de cenários, no que tange aos impactos globais e o potencial de limpeza das alternativas. Para o produto A, C8 é o cenário menos impactante no que diz respeito ao perfil ambiental, porém C5 possui maior eficiência de limpeza, mesmo em se tratando de um caso de lavagem manual. Já nas propostas para o sistema de produto B, S8 reforça a alta eficiência ambiental dos cenários que possuem alta diluição e S1 figura na posição de melhor eficiência de limpeza.

A ACV alinhada ao *ecodesign* se mostra eficaz como ferramenta de cálculo e suporte na tomada de decisão de corporações, como no caso do presente estudo, através da parceria de sucesso entre o fabricante e a instituição acadêmica. As verificações de desempenho geraram resultados valiosos para futuras e complementares análises, de modo a aumentar a extensão da linha de pesquisa.

Como proposição a projetos futuros, recomenda-se estender o escopo para uma análise também das variáveis econômicas de cada produto e suas propostas de otimização, correlacionando os resultados com os aspectos ambientais através de um indicador único que possa dar um “perfil de sustentabilidade” holístico para os cenários. Para um completo e substancial estudo de sustentabilidade, poderia ser aplicada também a ACV social de forma a avaliar possíveis impactos no uso da lavagem manual e nas implicações nos operadores de limpeza.

9. REFERÊNCIAS

- ABIHPEC. **Panorama do Setor de Higiene Pessoal, Perfumaria e Cosméticos - Atualização agosto 2021**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <https://abihpec.org.br/site2019/wp-content/uploads/2021/09/Panorama_do_Setor_Atualizado_Agosto1408.pdf>.
- ABIPLA. **Anuário ABIPLA 2019**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<http://abipla.org.br/anuario/>>.
- ABIPLA. **Anuário ABIPLA 2021**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <https://www.crq4.org.br/sms/files/file/Anuario_2021_Abipla.pdf>.
- ABNT. **ABNT NBR ISO 14040 - Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <www.abnt.org.br>.
- AHMAD, S. et al. Sustainable Product Design and Development: A Review of Tools, Applications and Research Prospects. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 132, n. October 2017, p. 49–61, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.01.020>>.
- ALIGLERI, L.; ALIGLERI, L. A.; KRUGLIANSKAS, I. Cradle to Cradle: Uma Análise Dos Produtos Certificados Para Limpeza Geral e Lavagem de Roupa. **International Workshop - Advances in Cleaner Production**, v. 14, p. 88–96, 2016.
- AMODIO, E.; DINO, C. Use of ATP Bioluminescence for Assessing the Cleanliness of Hospital Surfaces: A Review of the Published Literature (1990–2012). **Journal of Infection and Public Health**, v. 7, n. 2, p. 92–98, Mar. 2014. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1876034113001330>>.
- AWWA - AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; WEF - WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23. ed. [s.l: s.n.]
- AZZARO-PANTEL, C.; MADOUMIER, M.; GÉSAN-GUIZIOU, G. Development of an Ecodesign Framework for Food Manufacturing Including Process Flowsheeting and Multiple-Criteria Decision-Making: Application to Milk Evaporation. **Food and Bioproducts Processing**, v. 131, p. 40–59, Jan. 2022. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S096030852100153X>>.
- BARBOSA, M. C. et al. SIMULAÇÃO DA ETAPA DE REAÇÃO DA PRODUÇÃO DE ÓXIDO DE ETILENO. In: 4º Congresso Brasileiro de Pesquisa e Desenvolvimento em Petróleo e Gás, Campinas, SP Brasil. **Anais...** Campinas, SP Brasil: ABPG – Associação Brasileira de Pesquisa e Desenvolvimento em Petróleo e Gás, 2007. Disponível em: <http://www.portalabpg.org.br/PDPetro/4/resumos/4PDPETRO_4_1_0367-1.pdf>.
- BAYLY, A. E. et al. Handbook of Detergents - Part F: Production (Chapter 19: Detergent Processing). In: ZOLLER, U. (Ed.). **Handbook of Detergents - Part F: Production**. Kiryat Tivon, Israel: CRC Press, 2009. p. 323–364.
- BEHRENDT, S. et al. **Life Cycle Design, A Manual for Small and Medium-Sized Enterprises**. [s.l: s.n.]
- BORCHARDT, M. et al. Redesign of a Component Based on Ecodesign Practices: Environmental Impact and Cost Reduction Achievements. **Journal of Cleaner Production**, v. 19, n. 1, p. 49–57, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2010.08.006>>.
- BOYCE, J. M. Modern Technologies for Improving Cleaning and Disinfection of Environmental Surfaces in Hospitals. **Antimicrobial Resistance & Infection Control**, v. 5, n. 1, p. 10, 11 Dec. 2016. Disponível em: <<http://aricjournal.biomedcentral.com/articles/10.1186/s13756-016-0111-x>>.
- BREZET, H.; VAN HEMEL, C. **EcoDesign: A Promising Approach to Sustainable Production and Consumption**. [s.l: s.n.].

- BRONES, F.; DE CARVALHO, M. M.; DE SENZI ZANCUL, E. Ecodesign in Project Management: A Missing Link for the Integration of Sustainability in Product Development? **Journal of Cleaner Production**, v. 80, p. 106–118, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.05.088>>.
- CAMMAROTA, M. C. Apostila de Tratamento de Efluentes Líquidos - Notas de Aula. In: **Departamento de Engenharia do Meio Ambiente - UFRJ**. [s.l.] UFRJ - Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2011. p. 1–72.
- CHIRANI, M. R. et al. Environmental Impact of Increased Soap Consumption during COVID-19 Pandemic: Biodegradable Soap Production and Sustainable Packaging. **Science of the Total Environment**, v. 796, 2021.
- CML - DEPARTMENT OF INDUSTRIAL ECOLOGY. **CML-IA Characterisation Factors**. Disponível em: <<https://www.universiteitleiden.nl/en/research/research-output/science/cml-ia-characterisation-factors>>. Acesso em: 28 dez. 2021.
- CROUD, V. **Handbook of Detergents - Part A: Properties (Chapter 15: Oxygen Bleaches)**. New York, USA: Marcel Dekker, Inc, 1999.
- DANCER, S. J. Mopping up Hospital Infection. **Journal of Hospital Infection**, v. 43, n. 2, p. 85–100, Oct. 1999. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0195670199906163>>.
- OTAZU, R. L.L.D. et al. Ecodesign Coupled with Life Cycle Assessment to Reduce the Environmental Impacts of an Industrial Enzymatic Cleaner. **Sustainable Production and Consumption**, v. 29, p. 718–729, 2022.
- DO AMARAL, K. C. et al. Use of Life Cycle Assessment to Evaluate Environmental Impacts Associated with the Management of Sludge and Biogas. **Water Science and Technology**, v. 77, n. 9, p. 2292–2300, 14 May 2018. Disponível em: <<https://iwaponline.com/wst/article/77/9/2292/38631/Use-of-life-cycle-assessment-to-evaluate>>.
- EPE. **ANÁLISE DA EFICIÊNCIA ENERGÉTICA EM SEGMENTOS INDUSTRIAIS SELECIONADOS**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<http://www.mme.gov.br/documents/10584/105176754/Produto+8+-+Relatorio+de+química.pdf/227279a6-c308-4078-a20d-d25c5cb720c2>>.
- EPE - EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. **Balanco Energético Nacional 2019: Ano base 2018 (in Portuguese) (Acessado em Novembro 2020)**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<http://www.epe.gov.br>>.
- FIKSEL, J. Sustainability and Resilience: Toward a Systems Approach. **Sustainability: Science, Practice and Policy**, v. 2, n. 2, p. 14–21, 5 Oct. 2006. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/15487733.2006.11907980>>.
- FIOCRUZ - FUNDAÇÃO OSWALDO CRUZ. **Grupo Técnico de Saneantes Domissanitários**. Disponível em: <https://www.incqs.fiocruz.br/index.php?option=com_content&view=article&id=88&Itemid=96>. Acesso em: 16 mai. 2020.
- FOOK, S. M. L. et al. Avaliação Das Intoxicações Por Domissanitários Em Uma Cidade Do Nordeste Do Brasil. **Cadernos de Saude Publica**, v. 29, n. 5, p. 1041–1045, 2013.
- FRISCHKNECHT, R. et al. Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. **Swiss Centre for Life Cycle Inventories**, v. 2.0, n. Ecoinvent No. 3, v2.0., p. 1–151, 2007. Disponível em: <http://www.ecoinvent.org/fileadmin/documents/en/03_LCIA-Implementation.pdf>.

- GEHLING, G. **LODOS ATIVADOS - IPH 02058 Tratamento de Água e Esgotos - Curso de Engenharia Hídrica**. 2017. Instituto de Pesquisas Hidráulicas - Departamento de Obras Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2017.
- GLENNIE, E. B. et al. **Eu environment directorate phosphates and alternative detergent builders – final report**. [s.l: s.n.].
- GROSJEAN, E.; GROSJEAN, D. Formation of Ozone in Urban Air by Photochemical Oxidation of Hydrocarbons: Captive Air Experiments in Porto Alegre, RS. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 9, n. 2, p. 131–143, Apr. 1998. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-50531998000200004&lng=en&nrm=iso&tlng=en>.
- GUERTECHIN, L. O. de. **Handbook of Detergents - Part A: Properties (Chapter 2: Surfactants: Classification)**. New York, USA: Marcel Dekker, Inc, 1999.
- GUILBOT, J. et al. Life Cycle Assessment of Surfactants: The Case of an Alkyl Polyglucoside Used as a Self Emulsifier in Cosmetics. **Green Chemistry**, v. 15, n. 12, p. 3337–3354, 2013.
- GUO, J. et al. Impact of the COVID-19 Pandemic on Household Disinfectant Consumption Behaviors and Related Environmental Concerns: A Questionnaire-Based Survey in China. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 5, p. 106168, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.106168>>.
- GUPTA, S.; RAMACHANDRAN, D. Emerging Market Retail: Transitioning from a Product-Centric to a Customer-Centric Approach. **Journal of Retailing**, Mar. 2021. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0022435921000087>>.
- HAUSCHILD, M. Z. et al. Identifying Best Existing Practice for Characterization Modeling in Life Cycle Impact Assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, p. 683–697, 2013.
- HUIJBREGTS, M. et al. **ReCiPe 2016 v1.1: A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level**. Bilthoven: National Institute for Public Health and the Environment. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2016-0104.pdf>>.
- HYGIENA. **Teste de ATP em superfície UltraSnap™ Para uso com sistemas de monitoramento de ATP Hygiene™**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <www.hygiene.com>.
- IBGE. **Estatísticas do cadastro central de empresas (Referentes ao ano 2019) Coordenação de Metodologia das estatísticas de Empresas, Cadastros e Classificações**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv101833.pdf>>. Acesso em: 29 set. 2021.
- JUNGERMANN, E.; SILBERMAN, H. C. Carbonate and Phosphate Detergent Builders: Their Impact on the Environment. **Journal of the American Oil Chemists' Society**, v. 49, n. 8, p. 481–484, 1972.
- KAMAL-ABYANEH, L. **Sustainability Liability : Effects of Product-Specific Factors on Consumers Evaluations of Sustainable Products**. Master of Science Thesis. <https://atrium.lib.uoguelph.ca/xmlui/handle/10214/9820> (Accessed on November 2020). 2016. The University of Guelph, 2016. Disponível em: <<https://atrium.lib.uoguelph.ca/xmlui/handle/10214/9820>>.
- KLOSTERMANN, J. E. M.; TUKKER, A. **Product Innovation and Eco-efficiency**. Dordrecht: Springer Netherlands, 1998.
- KRZYWINSKI, M.; ALTMAN, N. Significance, P Values and t-Tests. **Nature Methods**, v. 10, n. 11, p. 1041–1042, 30 Nov. 2013. Disponível em: <<http://www.nature.com/articles/nmeth.2698>>.
- LOPES, L. C. **Análise dos desempenhos energético e ambiental de antissépticos bucais**. 2017. Universidade de São Paulo, 2017.

- MACIEL, M. **Contribuição ambiental para o planejamento da oferta futura de gás natural no Brasil**. 2018. Tese de Mestrado. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo., 2018.
- MAHMOOD, A. et al. COVID-19 and Frequent Use of Hand Sanitizers; Human Health and Environmental Hazards by Exposure Pathways. **Science of the Total Environment**, v. 742, p. 140561, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140561>>.
- MINISTÉRIO DA SAÚDE; FIOCRUZ - FUNDAÇÃO OSWALDO CRUZ; SINITOX. **Evolução dos Casos Registrados de Intoxicação Humana por Agente Tóxico. Brasil, 2017. Ministério da Saúde do Brasil; Fundação Oswaldo Cruz; SINITOX - Sistema Nacional de Informações Tóxico Farmacológicas**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<https://sinitox.icict.fiocruz.br/sites/sinitox.icict.fiocruz.br/files//Brasil10.pdf>>.
- MORENO, A. et al. Application of Product Data Technology Standards to LCA Data. **Journal of Industrial Ecology**, v. 15, n. 4, p. 483–495, Aug. 2011. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1530-9290.2011.00353.x>>.
- NOTTER, B. et al. **Handbook Emission Factors for Road Transport**. [s.l: s.n.].
- PAULA PINHEIRO, M. A. et al. Framework Proposal for Ecodesign Integration on Product Portfolio Management. **Journal of Cleaner Production**, v. 185, p. 176–186, 2018.
- PELETEIRO, C. S.; ALMEIDA, M. L. R. de. **DIMENSIONAMENTO, ANÁLISE E COMPARAÇÃO DA VIABILIDADE ECONÔMICA DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS UTILIZANDO OS PROCESSOS DE LODOS ATIVADOS CONVENCIONAL E AERAÇÃO PROLONGADA**. 2014. UFRJ - Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2014.
- PINHEIRO, G. A.; MACEDO, I. Conscientização Sobre O Uso Correto De Saneantes Domissanitários Visando a Prevenção De Acidentes, Intoxicações E Contaminação Ambiental. **Revista Dialogos**, v. 19, n. 1, p. 8–16, 2014. Disponível em: <<https://bdtd.ucb.br/index.php/RDL/article/view/5243/3515>>.
- PIVELI, R. P. **TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS - Notas de aula** USP - Universidade de Sao Paulo, , 2019. .
- POLVERINI, D. Regulating the Circular Economy within the Ecodesign Directive: Progress so Far, Methodological Challenges and Outlook. **Sustainable Production and Consumption**, v. 27, p. 1113–1123, Jul. 2021. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2352550921000610>>.
- POLVERINI, D.; MIRETTI, U. An Approach for the Techno-Economic Assessment of Circular Economy Requirements under the Ecodesign Directive. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 150, p. 104425, Nov. 2019. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0921344919303209>>.
- ROCHA, C. S.; ANTUNES, P.; PARTIDÁRIO, P. Design for Sustainability Models: A Multiperspective Review. **Journal of Cleaner Production**, v. 234, p. 1428–1445, 2019.
- RODRIGUES, V. P.; PIGOSSO, D. C. A.; MCALOONE, T. C. Business Cases for Ecodesign Implementation: A Simulation-Based Framework. **Journal of Cleaner Production**, v. 234, p. 1045–1058, Oct. 2019. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0959652619322541>>.
- ROSA, F. **Análise de Eco-eficiência da substituição de coalescente na formulação de tinta decorativa**. Tese de Mestrado. 2019. Departamento de Engenharia Química da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2019.
- ROSSI, M.; GERMANI, M.; ZAMAGNI, A. Review of Ecodesign Methods and Tools. Barriers and Strategies for an Effective Implementation in Industrial Companies. **Journal of Cleaner Production**, v. 129, p. 361–373, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.04.051>>.

- ROUNDS, R. Liquid Detergents: Second Edition - Capítulo 14: The Manufacture of Liquid Detergents. In: LAI, K.-Y.; COLGATE-PALMOLIVE COMPANY (Ed.). **Liquid Detergents: Second Edition**. 2. ed. Piscataway, New Jersey, U.S.A.: Taylor & Francis Group, 2005. p. 637–671.
- RUTALA, W. A.; WEBER, D. J. Disinfectants Used for Environmental Disinfection and New Room Decontamination Technology. **American Journal of Infection Control**, v. 41, n. 5, p. S36–S41, May 2013. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0196655313000102>>.
- SAKAMOTO, H. M. **Análise de ecoeficiência de rota processual para recuperação de água em planta petroquímica**. 2019. 6 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.snb.2019.127013>>.
- SANTOS, C. **Prevenção à poluição industrial: identificação de oportunidades, análise dos benefícios e barreiras. Tese (Doutorado)**. 2005. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.
- SAOUTER, E.; VAN HOOF, G. A Database for the Life-Cycle Assessment of Procter & Gamble Laundry Detergents. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 7, n. 2, p. 103–114, 2002.
- SASSANELLI, C. et al. Addressing Circular Economy through Design for X Approaches: A Systematic Literature Review. **Computers in Industry**, v. 120, p. 103245, Sep. 2020. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0166361519311455>>.
- SEARS, K. et al. Density and Activity Characterization of Activated Sludge Flocs. **Journal of Environmental Engineering**, v. 132, n. 10, p. 1235–1242, 2006.
- SILVA, A. A. R. Da et al. Use of Sanitizing Products: Safety Practices and Risk Situations. **Jornal de Pediatria**, v. 90, n. 2, p. 149–154, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jpmed.2013.08.011>>.
- SILVA, G. A.; KULAY, L. A. **A Avaliação do Ciclo de Vida: um método sistêmico e quantitativo para determinação do desempenho ambiental de atividades antrópicas**. São Paulo: Editora Senac, 2019.
- SPANGENBERG, J. H.; FUAD-LUKE, A.; BLINCOE, K. Design for Sustainability (DfS): The Interface of Sustainable Production and Consumption. **Journal of Cleaner Production**, v. 18, n. 15, p. 1485–1493, 2010.
- SUBPIRAMANIYAM, S. Outdoor Disinfectant Sprays for the Prevention of COVID-19: Are They Safe for the Environment? **Science of the Total Environment**, v. 759, p. 144289, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144289>>.
- TALENS PEIRÓ, L. et al. Advances towards Circular Economy Policies in the EU: The New Ecodesign Regulation of Enterprise Servers. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 154, p. 104426, Mar. 2020. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0921344919303210>>.
- TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F.; STENSEL, H. D. **Metcalf & Eddy, Inc Wastewater Engineering Treatment and Reuse (Fourth Edition)**. 4. ed. [s.l.] McGraw-Hill, 2003.
- TISCHNER, U. et al. **How to Do Ecodesign? A Guide for Environmental and Economically Sound Design**. [s.l.: s.n.]
- TOMEI, M. C.; CAROZZA, N. A.; MOSCA ANGELUCCI, D. Post-Aerobic Digestion of Waste Sludge: Performance Analysis and Modelling of Nitrogen Fate under Alternating Aeration. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 13, n. 1, p. 21–30, 2016.
- TROMBETA, N. de C.; CAIXETA FILHO, J. V. Potencial e Disponibilidade de Biomassa de Cana-de-Açúcar Na Região Centro-Sul Do Brasil: Indicadores Agroindustriais. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 55, n. 3, p. 479–496, Sep. 2017. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-20032017000300479&lng=pt&tln=pt>.

UNILEVER. **Relatório de Sustentabilidade Unilever 2010**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <https://www.unilever.com.br/Images/relat-rio-de-sustentabilidade-2010_tcm1284-461450_pt.pdf>.

VAN DOORSSELAER, K. The role of ecodesign in the circular economy. In: **Circular Economy and Sustainability**. [s.l.] Elsevier Inc., 2022. 1p. 189–205.

VAN WEENEN, J. C. Towards Sustainable Product Development. **Journal of Cleaner Production**, v. 3, n. 1–2, p. 95–100, 1995.

VON SPERLING, M. **LODOS ATIVADOS**. 4. ed. Belo Horizonte, Brasil: UFMG, 2016.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **WHO, Coronavirus Disease 2019 (COVID-19) situation report-46**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <https://www.who.int/docs/default-source/coronaviruse/situation-reports/20200306-sitrep-46-covid-19.pdf?sfvrsn=96b04adf_2>.

YU, Y.; ZHAO, J.; BAYLY, A. E. Development of Surfactants and Builders in Detergent Formulations. **Chinese Journal of Chemical Engineering**, v. 16, n. 4, p. 517–527, 2008.

APÊNDICES

APÊNDICE A – INVENTÁRIO DOS PRODUTOS AVALIADOS

Produto	Quantidade	Unidade
Produto A	100	kg
Entradas		
EDTA, ethylenediaminetetraacetic acid, transportation/RER U**	1,32	kg
Ethoxylated alcohol (AE11) BR ethoxylated alcohol (AE11) transportation, palm oil APOS, U*	3,00	kg
Sodium metasilicate pentahydrate, 58%, powder, at transportation/RER U*	8,00	kg
Corante 205 BR transportation*	2,00	g
Ethylene glycol monoethyl ether BR production transportation APOS, U*	5,00	kg
Amine oxide {RER} amine oxide production transportation APOS, U*	0,63	kg
Tap water BR tap water production, conventional treatment transportation APOS, U*	78,648	kg
Alkylbenzene sulfonate, linear, petrochemical, at transportation/RER U*	3,40	kg
Electricity, medium voltage, production BR, at grid/BR U*	1,30	kWh

Produto	Quantidade	Unidade
Produto B	100	kg
Entradas		
EDTA, ethylenediaminetetraacetic acid, transportation/RER U**	600	g
Isopropanol BR transportation APOS, U*	3,50	kg
Ethoxylated alcohol (AE7) BR ethoxylated alcohol (AE7) transportation, petrochemical APOS, U*	4,00	kg
Sodium tripolyphosphate BR transportation APOS, U*	2,70	kg
Corante 221 BR transportation*	3,00	g
Carboxymethyl cellulose, powder BR production transportation APOS, U*	300	g
Ammonia, liquid BR ammonia production, steam reforming, liquid transportation APOS, U*	120	kg
Fragrancia HD 221 BR transportation*	150	g
Alkylbenzene, linear BR production transportation APOS, U*	250	g
Tap water BR tap water production, conventional treatment transportation APOS, U*	88,4	kg
Electricity, medium voltage, production BR, at grid/BR U*	1,30	kWh

APÊNDICE B – MATRIZ ENERGÉTICA TRABALHADA (COM BASE NO GRID
BRASILEIRO 2018)

Fonte	Quantidade	Unidade
Electricity, production mix BR/BR U*	1,00	kWh
Matriz Elétrica Brasileira (Grid Brasil)		
Electricity, hard coal, at power plant/UCTE U	0,037	kWh
Electricity, at cogeneration 200kWe diesel SCR, allocation exergy/CH U	0,019	kWh
Electricity, natural gas, at power plant/UCTE U	0,086	kWh
Electricity, hydropower, at reservoir power plant/BR U	0,672	kWh
Electricity, nuclear, at power plant/CH U	0,025	kWh
Electricity, at wind power plant/RER U	0,076	kWh
Electricity, bagasse, sugarcane, at fermentation plant/BR U	0,085	kWh

APÊNDICE C – EXEMPLO DE INVENTÁRIO DE TRANSPORTES (CONSTITUINTE
DO PRODUTO A)

Produto	Quantidade	Unidade
Alkylbenzene sulfonate, linear, petrochemical, at transportation/RER U*	1,00	kg
Entradas		
Alkylbenzene sulfonate, linear, petrochemical, at plant/RER U*	1,00	kg
Transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO4 {RER} transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO4 APOS, U	0,129	tkm

APÊNDICE D – MEMÓRIA DE CÁLCULO DO DIMENSIONAMENTO DA ESTAÇÃO
DE TRATAMENTO DE ESGOTO (ETE)

Etapa	Variável a ser calculada	Premissa	Unidade	Equação
1	Concentração DBO (Cdbox)	Baseado em resultado da análise laboratorial	mg/L	-
2	Concentração DQO (Cdqox)	Baseado em resultado da análise laboratorial	mg/L	-
3	Quantidade solução total água+produto+sujidades (Qs)	Baseado em quantidade coletada após a lavagem	L	-
4	Razão DBO/DQO (R)	Razão entre as concentrações	Adimensional	$R = Cdqox/Cdbox$
5	Cálculo carga de DBO (Cargax)	Considerando 1 limpeza a cada semana, e a cada limpeza a amostra coletada de Qs. A equação para cálculo de carga é o produto da concentração pela quantidade de solução (PIVELI, 2019)	mg	$Cargax = Cdbox * Qs$
6	Carga DBO/dia (Cargadiax)	Considerando 1 limpeza a cada semana, e a cada limpeza a amostra coletada de Qs. A equação para calculo de carga é o produto da concentração pela quantidade de solução (PIVELI, 2019)	kg/dia	$Cargadiax = \text{carga}/(1000000*7)$

7	Volume dos tanques de aeração ($V_{ta,x}$)	Foi considerado que para essa etapa (pós-uso) não há etapa de tratamento primário, por se tratar de um sistema de ETE usual. Assim, o tratamento utilizado é o secundário. Também por efeito de simplificação, não foram considerados acréscimos de vazões e cargas decorrentes das recirculações provenientes da linha de tratamento de lodo. De acordo com <i>Metcalf & Eddy</i> (TCHOBANOGLIOUS; BURTON; STENSEL, 2003), para sistemas de lodos ativados convencionais, o fator de carga (f), que expressa a relação entre o DBO e a quantidade de sólidos suspensos (SS) pelo tempo, possui um valor típico de 0,22 kgDBO5 / kgSS.dia. Tal indicador leva a uma relação alimento/micro-organismo (A/M) de 0,28 kgDBO / kg SSV.dia. Esse valor, por literatura, leva a uma concentração de sólidos suspensos de 3,2 kg SS/ m ³ no tanque de aeração. O cálculo do volume dos tanques de aeração (PIVELI, 2019) segue a relação entre a carga de DBO e as premissas citadas anteriormente	m ³	$V_{ta,x} = \text{Cargadiax} / C_x * f$
8	Calculo da necessidade de O ₂ total no sistema de aeração (NecO ₂ sistema)	De acordo com a tabela 8 de Piveli 2019 consideramos a necessidade de oxigênio típica para um sistema de lodo ativado convencional (NecO ₂) igual a 2,0 kgO ₂ / kgDBOapl (TCHOBANOGLIOUS; BURTON; STENSEL, 2003)	kg O ₂ /h	$\text{NecO}_2\text{sistema} = (\text{NecO}_2) * (\text{Cargadiax}) / 24$
9	Potencia Necessária por tanque (Pt)	Considerando apenas um aerador no sistema e que a eficiência de oxigenação (EfO ₂) de um aerador mecânico de superfície, obtido em um teste padrão é EfO ₂ =1,8 kg O ₂ /kWh (GEHLING, 2017)	kW	$Pt = \text{NecO}_2 / \text{EfO}_2$
10	Tempo de detenção hidráulico (Td)	Feito relação linear (com base nos valores da tabela 8 de Piveli 2019) com fator de carga e A/M (TCHOBANOGLIOUS; BURTON; STENSEL, 2003)	h	Td=5,5
11	Consumo energético da ETE (E)	(PIVELI, 2019)	kWh	$E = Pt * Td$
12	Quantidade do lodo (QL)	Densidade da torta : 1,24 g/ml (SEARS et al., 2006)	kg	$QL = V_{ta,x} * d * 1000$

13	Quantidade de água na torta (Qa)	Com base nos cálculos de volume dos tanques de aeração e quantidade de lodo (PIVELI, 2019) obtém-se a quantidade de água presente na torta (lodo+água). Para isso, uma premissa utilizada foi que o teor de sólidos do lodo na torta (mistura lodo + água) é de 2 a 3% (VON SPERLING, 2016). O valor adotado para produto A foi de 3% e para produto B foi de 2%, menor, pois o caráter de aglutinação desse produto, que está ligado à sua eficiência de remoção, inspira que uma quantidade maior de água seja absorvida no sistema de ETE associado.	kg	$Qa=QL*(1-TST)$
14	Quantidade de água tratada (Qat)	Quantidade de água tratada é a quantidade de solução total Qs (água+sujidades+saneante) menos a quantidade de água presente no sistema de lodo ativado, Qa	kg	$Qat=Qs-Qa$
15	Emissão de DBO da ETE para ar (Edbo)	Eficiência da ETE: 90% (TCHOBANOGLIOUS; BURTON; STENSEL, 2003). Logo, a mesma deixa no sistema 10% - emissão de DBO na saída da ETE para o rio devido a eficiência do tratamento não ser 100%	mg	$Edbo=Cargax *0,1$
16	Emissão de DQO da ETE para ar (Edqo)	Emissão calculada pela relação DBO/DQO	mg	$Edqo=Edbo*R$
17	Calculo de quantidade lodo para incineração (Qi)	Admitindo que houve separação plena entre lodo e água antes do lodo seco ser introduzido no incinerador, a quantidade de lodo para incineração é a quantidade de lodo desidratado que será incinerado após o processo. Sendo assim, é definida pela diferença entre a quantidade de lodo na torta (QL) e a quantidade de água (Qa)	kg	$Qi=QL-Qa$