



UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS, ENERGIA E AMBIENTE
CENTRO INTERDISCIPLINAR DE ENERGIA E AMBIENTE (CIEEnAm)
DOUTORADO EM CIÊNCIAS, ENERGIA E AMBIENTE

THAÍS ANDRADE DE SAMPAIO LOPES

**DESEMPENHO AMBIENTAL E ENERGÉTICO DO TRATAMENTO DE
ESGOTOS SANITÁRIOS POR MEIO DA ASSOCIAÇÃO DO PROCESSO
ANAERÓBIO E WETLANDS CONSTRUÍDOS**

Salvador

2021

THAÍS ANDRADE DE SAMPAIO LOPES

**DESEMPENHO AMBIENTAL E ENERGÉTICO DO TRATAMENTO
DE ESGOTOS SANITÁRIOS POR MEIO DA ASSOCIAÇÃO DO
PROCESSO ANAERÓBIO E WETLANDS CONSTRUÍDOS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências, Energia e Ambiente, Centro Interdisciplinar de Energia e Ambiente, Universidade Federal da Bahia, como requisito para obtenção do grau de Doutorem Ciências, Energia e Ambiente.

Orientadores: Prof^o. Dr. Ednildo A. Torres

Prof^o. Dr. Asher Kiperstok

Prof^o. Dr. Luciano Matos Queiroz

Salvador

2021

L864 Lopes, Thaís Andrade de Sampaio.

Desempenho ambiental e energético do tratamento de esgotos sanitários por meio da associação do processo anaeróbico e Wetlands construídos / Thaís Andrade de Sampaio Lopes. – Salvador, 2021.

87 f.: il. color.

Orientador: Prof. Dr. Ednildo A. Torres.

Prof. Dr. Asher Kiperstok.

Prof. Dr. Luciano Matos Queiroz.

Tese (doutorado) – Universidade Federal da Bahia. Escola Politécnica, 2021.

1. Esgoto sanitário - tratamento. 2. Impacto ambiental. 3. Ciclo de vida. 4. Sustentabilidade. I. Torres, Ednildo A. II. Kiperstok, Asher. III. Queiroz, Luciano Matos. IV. Universidade Federal da Bahia. V. Título.

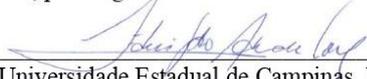
CDD: 628.24

TERMO DE APROVAÇÃO

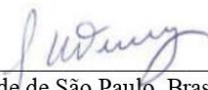
THAIS ANDRADE DE SAMPAIO LOPES

**“DESEMPENHO AMBIENTAL E ENERGÉTICO DO
TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS POR MEIO DA
ASSOCIAÇÃO DO PROCESSO ANAERÓBIO E WETLANDS
CONSTRUÍDOS”.**

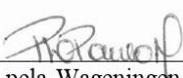
Tese aprovada como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor em Energia e Ambiente, Universidade Federal da Bahia, pela seguinte banca examinadora:

Prof. Dr. Ednildo Andrade Torres 
Doutor em Engenharia Mecânica pela Universidade Estadual de Campinas, Brasil (1999).

Prof. Dr. Asher Kiperstok 
Doutor em Engenharia Química pela The University of Manchester, Reino Unido (1996)

Prof. Dr. Luciano Matos Queiroz 
Doutor em Engenharia Civil pela Universidade de São Paulo, Brasil (2009).

Prof. Dr. Silvio Alexandre Beisl Vieira de Melo 
Doutor em Engenharia Química pela Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil (1997).

Profa. Dra. Paula Loureiro Paulo 
Doutora em Ciências Ambientais pela Wageningen University And Research Centrum, WUR, Holanda, 1997

Prof. Dr. Cesar Rossas Mota Filho 
Doutor em Engenharia Civil e Ambiental pela North Carolina State University, NCSU, Estados Unidos (2006)

Salvador, 26 de março de 2021.

Dedico aos meus pais e ao meu companheiro.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por guiar meus caminhos e me proteger.

Aos meus pais, por todo amor e dedicação, principalmente a minha mãe, Ana Maria Andrade dos Santos, que está sempre ao meu lado, na saúde e na doença, na alegria e na tristeza. Ao meu companheiro, Márcio Ferreira Freire, pela paciência, apoio e incentivo, principalmente, nos momentos difíceis. A toda a minha família, que está sempre unida e disposta a ajudar quando precisa.

Aos meus orientadores, por todos os ensinamentos e suporte dado para o desenvolvimento desta pesquisa. Ao professor Luciano Matos Queiroz, que me acompanha e me incentiva desde o início da minha vida acadêmica. Muito obrigada por toda a confiança em mim depositada. Ao professor Asher Kiperstok, por ser minha primeira referência acadêmica. Sou muito grata pelos seus ensinamentos e pensamentos “fora da caixa”. Ao Professor Ednildo Andrade Torres pelo acolhimento e suporte nos momentos que precisei.

Ao TECLIM (Rede de Tecnologias Limpas) e ao grupo de trabalho de ACV, e os demais colegas que fazem parte dessa rede, em especial para Lindolfo Silveira e Diego Medeiros.

Aos professores da Universidade Federal da Bahia, por serem parte importante da minha formação profissional, em especial aos professores do Departamento de Engenharia Ambiental (DEA) da Escola Politécnica.

Ao Programa de pós-graduação em Ciências, Energia e Ambiente, do Centro Interdisciplinar em Energia e Ambiente (CIEnAm) pelos recursos oferecidos e apoio prestado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudos durante o curso de doutorado.

Ao Instituto Federal Baiano (IFBAIANO), onde estou atualmente como servidora pública, que me deu o suporte necessário para finalizar a tese e valorização da minha carreira profissional.

As amizades construídas ao longo da minha caminhada acadêmica, pela força e incentivo para continuar a estudar e aos demais colegas da UFBA, TECLIM, CIENAM, LEN e IFBAIANO. Aos demais amigos e amigas, que de alguma maneira, contribuíram para a realização deste trabalho, em especial para Suzete Menezes e Maria do Socorro.

A utopia está lá no horizonte. Aproximo-me dois passos, ela se afasta dois passos. Caminho dez passos, e o horizonte corre dez passos. Por mais que eu caminhe, jamais alcançarei. Para que serve a utopia? Serve para isso: para que eu não deixe de caminhar.”

Eduardo Galeano

LOPES, T. A. S. **Desempenho ambiental e energético do tratamento de esgotos sanitários por meio da associação do processo anaeróbio e wetlands construídos.** 173p. il. 2021. Tese (Doutorado) - Centro Interdisciplinar de Energia e Ambiente, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2021.

RESUMO

Os impactos ambientais negativos associados ao tratamento dos esgotos afetam a qualidade dos compartimentos ambientais e devem ser discutidos pelos tomadores de decisão, pois há que considerar toda a cadeia produtiva associada a essa atividade e, não somente, o atendimento aos padrões de lançamento de efluentes tratados preconizados na legislação ambiental. Nesse contexto, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma ferramenta amplamente utilizada para avaliar os impactos ambientais de estações de tratamento de esgotos (ETE) no mundo. Considerando que nos países em desenvolvimento, como o Brasil, existe uma lacuna de estudos de ACV aplicados ao tratamento de esgotos esta tese analisou a aplicabilidade da ACV para avaliação dos potenciais impactos ambientais do processo de tratamento de esgoto. Considerou-se o arranjo tecnológico que associa o reator UASB e *wetlands* construídos, incluindo as fases de construção e operação, e o potencial de recuperação de recursos desse arranjo tecnológico em municípios de pequeno porte com população inferior a 5.000 habitantes. Elaborou-se um Inventário de Ciclo de Vida (ICV) detalhado incluindo a rede coletora, o tratamento preliminar, o processo de tratamento da fase sólida, a disposição de lodo e a qualidade do efluente final tratado, em escala real, avaliando, também, a aplicabilidade da técnica a partir das escolhas realizadas na elaboração do ICV usando os bancos de dados disponíveis no *software* SimaPro[®]. Os resultados indicaram que os impactos associados à fase de construção da ETE não devem ser negligenciados. Destaca-se, também, o grande potencial de impacto da ETE estudada para o aumento do Aquecimento global, devido às emissões de metano do reator UASB para atmosfera. Os resultados da análise da escolha dos processos das bases de dados mostraram as diferenças de contribuição do potencial de impacto de acordo com o processo oriundo da base de dados usado, disponível no *software*. Para a avaliação do cenário proposto, os resultados evidenciaram os ganhos ambientais significativos com a recuperação de recursos, destacando o potencial da recuperação do biogás como uma solução de transição rápida para o combate a crise climática. Além de apontar para o potencial da recuperação de recursos nos municípios com população inferior a 5.000 habitantes, invisibilizados pelo poder público, como uma alternativa para alcançar as metas de universalização do saneamento com ganhos ambientais, sociais e econômicos. Por fim, concluiu-se que o estudo contribuiu para a inclusão do aspecto ambiental na discussão da sustentabilidade dos sistemas de tratamento de esgotos no Brasil e em países em desenvolvimento.

Palavras-chave: Impactos Ambientais, Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), Recuperação de Recursos, Biogás, Biossólido.

LOPES, T. A. S. **Environmental and energy performance of wastewater treatment associated the anaerobic process and constructed wetlands.**173p. il. 2021. Tese (Doutorado) - Centro Interdisciplinar de Energia e Ambiente, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2021.

ABSTRACT

The negative environmental impacts associated with wastewater treatment affect the quality of environmental compartments and should be discussed by decision-makers, as the entire production chain associated with this activity must be considered, and not only compliance with treated effluent discharge standards recommended in environmental legislation. In this context, the Life Cycle Assessment (LCA) is a widely used tool to assess the environmental impacts of wastewater treatment plants (WWTP) in the world. Considering that in developing countries, such as Brazil, there is a lack of LCA studies applied to wastewater treatment, this thesis analyzed the applicability of LCA for evaluating the potential environmental impacts of the sewage treatment process. The technological arrangement that associates the UASB reactor and constructed wetlands, including the construction and operation phases and the potential for recovering resources from this technological arrangement in small municipalities with a population of fewer than 5,000 inhabitants were considered. A detailed Life Cycle Inventory (LCI) was prepared including the collection network, preliminary treatment, solid-phase treatment process, sludge disposal, and the quality of the final treated effluent, in full scale, also evaluating the applicability of the technique from the choices made in the preparation of the ICV using the databases available in the SimaPro® software. The results indicated that the impacts associated with the construction phase of the WWTP should not be neglected. Also noteworthy is the great potential impact of the WWTP studied for the increase in global warming, due to methane emissions from the UASB reactor to the atmosphere. The results of the analysis of the choice of database processes showed the differences in the contribution of the impact potential according to the process coming from the database used, available in the software. For the evaluation of the proposed scenario, the results showed significant environmental gains with the recovery of resources, highlighting the potential of biogas recovery as a quick transition solution to combat the climate crisis. In addition to pointing to the potential for the recovery of resources in municipalities with a population of fewer than 5,000 inhabitants, made invisible by the government, as an alternative to achieving the goals of universal sanitation with environmental, social, and economic gains. Finally, it was concluded that the study contributed to the inclusion of the environmental aspect in the discussion of the sustainability of sewage treatment systems in Brazil and developing countries.

Keywords: Environmental Impacts, Life Cycle Assessment (LCA), Resource Recovery, Biogas, Biosolid.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Percentual de municípios de até 5.000 hab. com estímulo a ações voltadas para atividades agrícolas.....	37
Figura 2 - Fases da ACV	42
Figura 3 - Representação dos resultados do ICV com as categorias de impacto	43
Figura 4 – Representação esquemática do cone invertido.....	45
Figura 5 - Fluxograma das etapas para o desenvolvimento do estudo	75
Figura 6 -Fluxograma das etapas gerais da metodologia.	77
Figura 7 -Desenho esquemático do arranjo tecnológico da ETE	78
Figura 8 -Fluxograma da fronteira do sistema.	80
Figura 9 - Fronteira do sistema do Cenário Base (a) e Cenário Proposto (b) para o município.....	88
Figura 10 - Sistema de produtos para o Cenário base (A) e para o Cenário Proposto (B).	89
Figura 11 - Potenciais impactos do sistema de tratamento com o método de avaliação CML.	95
Figura 12 - Potenciais impactos do sistema de tratamento com o método CED.....	99
Figura 13 - Potencial para Aquecimento global (GWP 100a) do sistema de tratamento.	100
Figura 14 - Análise de contribuição de cada processo para o total dos impactos da fase de construção, para a forma em madeira (sawnwood), disponível na base de dados. 14a) sawnwood, hard wood, raw, kiln dried/RoW 14b) sawnwood and parana pine from sustainable forest management/BR.	104
Figura 15 - Análise de contribuição de cada processo para o total dos impactos da fase de construção, para o PVC, disponível nas bases de dados. 15a) Extrusion, plastic pipes/GLO. 15b) PVC pipe E.....	107
Figura 16 - Rede de contribuição para a categoria de Ecotoxicidade de água doce. ...	108

Figura 17 -Análise de contribuição de cada processo para o total dos impactos da fase de operação, para a eletricidade, disponível na base de dados.17a) <i>Electricity medium voltage/BR</i> . 17b) <i>Electricity medium voltage/RoW</i>	109
Figura 18 -Comparação dos potenciais impactos entre o Cenário Base (CB) e Proposto (CP), usando CML.....	114
Figura 19 - Comparação dos potenciais impactos entre o Cenário Base (CB) e Proposto (CP), usando CML.....	116
Figura 20 - Contribuição de cada cenário para a categoria de Cumulative Energy Demand (CED).....	11716
Figura 21 - Potencial para a recuperação de recursos para municípios baianos.	120

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 -Relação de critérios para avaliação ambiental dos sistemas de tratamento de esgotos.	25
Quadro 2 -Características do arranjo tecnológico.	38
Quadro 3 -Resumo de artigos da aplicação de ACV no tratamento de esgotos.	49
Quadro 4 -Categorias de impacto analisadas no estudo.	86
Quadro 5 -Descrição dos cenários com os sistemas de produto.	90
Quadro 6 -Categorias de impacto analisadas no estudo.	94
Quadro 7 -Principais recomendações e limitações para um ICV detalhado.	113

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -Características físico-químicas do efluente.....	82
Tabela 2 - Balanço de massa das frações de DQO.....	82
Tabela 3 -ICV do sistema de tratamento estudado.....	84
Tabela 4 -Inventário dos cenários para um município com população de 5.000 hab....	92
Tabela 5 -Municípios baianos levantados com população de até 5.000 hab.....	95
Tabela 6 -Fator da caracterização dos processos para a forma em madeira (sawnwood), oriundos da base de dados do Ecoinvent.....	106
Tabela 7 -Fatores de caracterização dos impactos para os Cenários Base e Proposto.	118
Tabela8 – ICV da construção do tratamento preliminar.....	147
Tabela 9 – Cálculo da geração de areia na caixa de areia	148
Tabela 10 - Cálculo da geração de resíduo no gradeamento	148
Tabela 11 - Consumo de energia da bomba elevatória.....	148
Tabela12 – ICV da fase de operação do tratamento preliminar	149
Tabela 13 – Quantidade de aço utilizada para a construção da WWTP.....	150
Tabela 14 – Quantitativo de cimento, areia, brita e água utilizado para a construção da WWTP.....	151
Tabela 15 – Quantidade de PVC utilizado para a construção da ETE	151
Tabela 16 – Quantidade da fôrma em madeira utilizada para a construção da ETE....	152
Tabela 17 – Quantidade de blocos cerâmicos utilizados na construção da ETE.....	152
Tabela 18 – Quantidade de brita usada no preenchimento dos leitos dos wetlandsconstruídos	152
Tabela 19 – Volumes dos elementos específicos da ETE e massa total dos elementos confeccionados em fibra de vidro reforçada.....	153
Tabela20 – ICV da fase de construção da ETE	153
Tabela 21 – Consumo de energia da bomba dosadora	154

Tabela 22 – Total da solução de hipoclorito de sódio com 15% de cloro ativo usada na WWTP	154
Tabela 23 – Quantidade de brita para a troca dos leitos e como resíduo da ETE	154
Tabela 24 – DQO afluente e efluente do reator UASB	155
Tabela 25 – Quantidade total de lodo retido e metano (biogás) gerado no reator UASB	155
Tabela 26 – Valores calculados para chegar ao total de emissão de CH ₄ dos wetlands	156
Tabela 27 – Total wetlands N ₂ O emission	157
Tabela28 – ICV da fase de operação da ETE	157
Tabela29 – ICV da fase de operação da Disposição do lodo	157
Tabela 30 - Quantidade de tubos utilizados para a construção da estação elevatória ..	158
Tabela31 –ICV da fase de construção da descarga do efluente final tratado	158
Tabela 32 – Concentração, carga e quantitativo total para os parâmetros do esgoto bruto	158
Tabela 33 - Concentração, carga e quantitativo total para os parâmetros do efluente final.....	158
Tabela34 –ICV da fase de operação da descarga do efluente final tratado	159

LISTA DE SIGLAS

ACV	Avaliação do ciclo de vida
AICV	Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida
ANA	Agência Nacional de Águas
AQRM	Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico
BEN	Balanco Nacional de Energia
BR	Brasil
CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CE	Comissão Europeia
CED	<i>Cumulative Energy Demand</i>
CNRH	Conselho Nacional de Recursos Hídricos
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CW	<i>Constructed Wetlands (wetlands construídos)</i>
EI	Ecologia Industrial
EMBASA	Empresa Baiana de Águas e Saneamento S/A
ETA	Estação de Tratamento de Água
ETE	Estações de Tratamento de Esgoto
FSH	Fluxo Subsuperficial Horizontal
GEE	Gases de Efeito Estufa
GLO	Global
GWP	<i>Global Warming Potential</i>
HAB	Habitantes
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IBICT	Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia
IBICT	Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia
ICV	Inventário do Ciclo de Vida
IDH	Índice de Desenvolvimento Humano
IN	Instrução Normativa
LCA	<i>Life Cycle Assessment</i>
MAPA	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
NBR	Norma Brasileira
NSF	Fundação Nacional de Ciência dos EUA
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável

ONU	Organização das Nações Unidas
PE	População Equivalente
PLANSAB	Plano Nacional de Saneamento Básico
PNAPO	Política Nacional de Agroecologia e Produção Orgânica
PNSAN	Política Nacional de Segurança Alimentar e Nutricional
PNSB	Política Nacional de Saneamento Básico
PP	Prevenção da Poluição
ROW	<i>Rest of the World</i>
SD	Desvio Padrão
SICV	Banco Nacional de Inventários do Ciclo de Vida
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
THM	Trihalometanos
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>
UF	Unidade Funcional
WWTP	<i>Wastewater treatment plant</i>

SUMÁRIO

SUMÁRIO	3
1 INTRODUÇÃO	17
1.1 JUSTIFICATIVA E MOTIVAÇÃO	20
1.2 HIPÓTESE.....	21
1.3 OBJETIVO GERAL	21
1.4 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	21
1.5 ORGANIZAÇÃO DO TRABALHO.....	22
2 REVISÃO DE LITERATURA	23
2.1 TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS.....	23
2.1.1 Desempenho ambiental do tratamento de esgotos.....	23
2.1.1.1 Eficiência do tratamento X Qualidade do efluente final.....	27
2.1.1.2 Reúso de água	29
2.1.1.3 Ciclagem de nutrientes e aproveitamento do lodo biológico.....	33
2.1.1.4 Aproveitamento energético do biogás	35
2.1.2 Arranjo tecnológico composto por reator UASB e wetland construído... 37	
2.2 PERFIL DOS MUNICÍPIOS DE PEQUENO PORTE POPULACIONAL ...	38
2.3 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA.....	41
2.3.1 Revisão da literatura de ACV aplicada ao tratamento de esgotos.....	46
3 MATERIAL E MÉTODOS	76
3.1 DESEMPENHO AMBIENTAL DO SISTEMA DE TRATAMENTO DE ESGOTO UASB + CW	79
3.1.1 Caracterização do objeto de estudo	79
3.1.2 Estrutura ACV	80
3.1.2.1 Objetivo e Escopo	80
3.1.2.2 Inventário do Ciclo de Vida'	81
3.1.2.3 Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida	85
3.2 INVESTIGAÇÃO DA ESCOLHA DOS PROCESSOS DA BASE DE DADOS	86
3.2.1 Processos similares disponíveis nas bases de dados.....	87
3.3 POTENCIAL DE RECUPERAÇÃO DE RECURSOS.....	88
3.3.1 Descrição dos cenários	88
3.3.2 Inventário do Ciclo de Vida.....	90
3.3.3 Categorias de Avaliação de Impacto	93
3.3.4 Cenário de recuperação de recursos em municípios pequenos.....	94

4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	96
4.1	DESEMPENHO AMBIENTAL DO SISTEMA DE TRATAMENTO DE ESGOTO UASB + CW	96
4.1.1	Avaliação de Impacto das fases de construção e operação	96
4.1.2	Consumo de energia na ETE	99
4.1.3	Contribuição das emissões atmosféricas e remoção de nutrientes	100
4.2	INVESTIGAÇÃO DA ESCOLHA DOS PROCESSOS DA BASE DE DADOS	103
4.2.1	Análise dos processos de bens de capital da base de dados	103
4.2.2	Análise do processo de eletricidade da base de dados.....	110
4.3	POTENCIAL DE RECUPERAÇÃO DE RECURSOS DO ARRANJO UASB + CW NOS MUNICÍPIOS DE PEQUENO PORTE	114
4.3.1	Ganhos ambientais.....	114
4.3.2	Potencial de recuperação de recursos em municípios pequenos	119
5	CONCLUSÕES	123
6	SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	124
	REFERÊNCIAS	125
	APÊNDICE A - Metodologia de cálculo das entradas e saídas do icv do arranjo composto por reator uasb seguido por <i>wetlands</i> construído.....	146
	APÊNDICE B - Metodologia de cálculo do ICV para o Cenário base (CB).....	160
	APÊNDICE C - Recuperação de recursos nos municípios baianos.....	166

1 INTRODUÇÃO

Desde a segunda metade do século XX, cresce a preocupação e a discussão de estratégias de gestão ambiental, voltadas para a minimização de impactos e prevenção da poluição, junto à necessidade de reduzir os problemas enfrentados com a falta de saneamento, as doenças e a pobreza. A descarga de esgotos sem tratamento não somente impacta a qualidade dos corpos hídricos e a saúde humana, mas também, contribui significativamente para as emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE).

Diante da demanda de água, alimentos e energia no mundo, não cabe mais pensar no tratamento de esgotos apenas para a remoção de poluentes a fim de atender aos padrões da legislação ambiental. Os impactos causados pelo tratamento dos esgotos afetam a sustentabilidade local e global, e por isso precisam ser discutidos. Há uma grande necessidade de desenvolver uma maior responsabilidade ambiental, adequando os processos de tratamento de esgotos para alcançar a sustentabilidade, equilibrando os aspectos econômico, ambiental e social (MUGA; MIHELICIC, 2008).

Os tomadores de decisão devem levar em consideração a avaliação dos ganhos ambientais, econômicos e sociais da recuperação de recursos nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) em comparação com a minimização do impacto da descarga de esgoto não tratado em corpos d'água (BRESSANI-RIBEIRO *et al.*, 2019). Dessa forma, os processos de tratamento de esgotos devem ser concebidos como um sistema de recuperação de recursos, como uma fonte alternativa de água, energia e fertilizantes para a agricultura (MCCARTY; BAE; KIM, 2011).

O tratamento dos esgotos para reúso não-potável é bastante adotado em vários países como uma alternativa para atender à demanda de água, enfrentar a redução da disponibilidade dos mananciais e permitir a preservação dos recursos hídricos, ao redor do mundo. Muitos países já praticam e incentivam o reciclo das águas residuárias, como na Austrália, Espanha, Grã-Bretanha, Israel, Singapura e Califórnia (OPHER; FRIEDLER, 2015).

Entretanto, no Brasil, a situação ainda é muito aquém da visão do tratamento como um sistema de recuperação de recursos. As ETE são implantadas com o simples objetivo de atender aos padrões de lançamento de efluentes em corpos d'água determinados pela legislação ambiental para garantir a proteção dos corpos hídricos e da saúde humana. Contudo, a legislação brasileira não faz referência aos impactos ambientais associados às ETE, e nem tão pouco, incentiva a adoção de práticas ambientais para alcançar a sustentabilidade desses sistemas.

Além do mais, a situação do esgotamento sanitário brasileiro é bastante preocupante, tanto nas áreas rurais como urbanas. Em termos de cobertura dos serviços de saneamento, aproximadamente, metade da população tem os seus esgotos conectados à rede coletora e cerca de 70% do esgoto coletado é tratado. Em termos de vazão, apenas 40% de todo o esgoto gerado é tratado (VON SPERLING, 2016; BRASIL, 2018).

Nesse contexto, a recuperação de recursos nos sistemas de tratamento de esgoto surge como uma alternativa promissora para a diminuição do déficit no saneamento e a possibilidade de tornar esses sistemas ambientalmente sustentáveis. Contudo, a

recuperação de recursos em ETE precisa promover uma mudança de paradigma para a percepção dos sistemas de tratamento como uma fonte alternativa de recursos, sem deixar de atender aos requisitos legais e garantir a proteção ambiental e a saúde pública.

Um dos desafios está no uso e desenvolvimento de processos que permitam a recuperação rentável destes recursos. Alguns dos processos propostos envolvem a combinação de tecnologia anaeróbia para produção de biogás e aproveitamento de nutrientes. A quebra de paradigmas do setor de saneamento, especificamente no tratamento de águas residuárias, possibilita transformar as ETE de consumidoras em produtoras de recursos (KATO *et al.*, 2019).

Os processos de digestão anaeróbia apresentam benefícios que os tornam uma opção viável em direção a recuperação de recursos no tratamento de esgoto. A digestão anaeróbia é capaz de produzir energia limpa, agregar valor aos resíduos orgânicos e impulsionar a sustentabilidade do tratamento de esgotos em todo o mundo. Somando-se a viabilidade econômica de uma ampla gama de usinas de biogás (ASTILL; SHUMWAY, 2016; LISOWYJ; WRIGHT, 2018; MAINARDIS; BUTTAZZONI; GOI, 2020; SARKER *et al.*, 2020).

Dentre as possibilidades de recuperação de recursos consideradas a partir da digestão anaeróbia estão: uso do efluente tratado dentro da própria ETE, usos não-potáveis e fertirrigação na agricultura; aplicação do lodo estabilizado na agricultura e reflorestamento; geração de energia, a partir do biogás, para secagem de lodo, aquecimento de água, cocção e geração de energia térmica e elétrica (BRESSANI-RIBEIRO *et al.*, 2019).

Em muitas regiões do mundo, a tecnologia de digestão anaeróbia tem sido desenvolvida e adotada, em várias escalas, para fornecer energia para aquecimento e eletricidade em aplicações domésticas e comerciais (TWINOMUNUJI *et al.*, 2020). Nos países em desenvolvimento, o biogás é uma opção viável para produzir energia ou calor para cozinhar, bem como para abastecer escolas e outros edifícios comunitários (LISOWYJ; WRIGHT, 2018).

Contudo, a recuperação de recursos nos sistemas de tratamento de esgotos não é uma prática disseminada no Brasil. Bressani-Ribeiro *et al.* (2017) mostram que o reator *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB) seguido por um processo de pós-tratamento pode apoiar o saneamento orientado para recursos tornando o setor mais sustentável em países em desenvolvimento, com boas condições climáticas e disponibilidade de área como o Brasil.

O reator UASB seguido de *wetlands* construídos (CW) pode alcançar alta eficiência de remoção de matéria orgânica e de sólidos; pouca remoção de nutrientes; boa remoção de organismos patogênicos; além de necessitar de área reduzida para a construção dos leitos dos *wetlands*; com alta eficiência em regiões tropicais; reduzido consumo energético; e a capacidade de produzir um efluente final em acordo com as exigências legais para descarga em corpos hídricos e reúso agrícola (VON SPERLING, 2016; MOREIRA; DIAS, 2020).

Diante da visão do tratamento de esgotos para a recuperação de recursos, as estações de pequeno porte possibilitam o reúso da água, devido a características desses sistemas,

como o tratamento próximo à fonte de geração, maior conhecimento das características do esgoto e menor risco de contaminação por substâncias tóxicas. Segundo Noyola *et al.* (2012), 67% das estações de tratamento de esgotos são pequenas (vazão <25 L/s) e muito pequenas (vazão < 5 L/s), na América Latina & Caribe. Para a realidade brasileira, ETE de pequeno porte pode ser uma solução viável atendendo às necessidades de municípios de pequenas populações mais afastadas de núcleos urbanos condominiais (PHILIPPI, 2013).

Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2017b), o Brasil possui 22% de municípios, com população de até 5.000 hab., os quais apresentam os piores indicadores da gestão pública municipal. A falta de esgotamento sanitário adequado é geralmente muito maior em localidades rurais e pequenas (<10.000 hab.) (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2014). Dessa forma, a proposição da recuperação de recursos em ETE em pequena escala oportuniza a expansão dos sistemas de tratamento nesses municípios, frequentemente esquecidos pelas esferas públicas.

Diante das perspectivas econômicas e ambientais, não parece adequado descartar recursos valiosos no ambiente causando grande impacto ambiental, enquanto, se tem um custo elevado com fertilizantes químicos para produção local de alimentos, aumentos expressivos do preço do gás de cozinha, e em alguns casos o uso de lenha para cozimento dos alimentos, somado ao uso irracional da água para irrigação agrícola, contribuindo para o desperdício desse recurso e contaminação do meio ambiente.

Entretanto, vale ressaltar que o potencial para a recuperação de recursos, não é o único ponto a ser levado em conta na escolha das tecnologias de tratamento. A aceitação social, condições climáticas, disponibilidade de área, custo financeiro, facilidade operacional entre outros fatores, também, deve ser considerada pelos tomadores de decisão.

Contudo, surgem algumas questões que precisam ser analisadas e aprimoradas, como: quais os potenciais impactos ambientais associados aos processos de tratamento de esgotos, quais os arranjos tecnológicos dos processos de tratamento de esgotos são mais adequados para a recuperação de recursos, como incluir os impactos ambientais na tomada de decisão no setor saneamento, e quais os cenários para a recuperação de recursos, avaliando as possibilidades de recuperação energética e de reúso de água e do lodo.

Diante do exposto, é preciso discutir e avaliar essas questões para a realidade brasileira, para contribuir com soluções tecnológicas adequadas, que atendam às necessidades econômicas, ambientais e sociais. Nesse contexto, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) tem se mostrado como uma ferramenta viável de análise de sustentabilidade ambiental, sendo seu uso encorajado por alguns governos e em crescente aplicação, extensão e profundidade.

A ACV é aplicada para avaliar os sistemas de tratamento de esgotos há cerca de 20 anos, demonstrando sua importância para o setor saneamento, e alertando que não é apenas a eficiência de tratamento dos processos que deve ser comprovada, mas também, que o desempenho ambiental destes deve ser mensurado sob um ponto de vista holístico

(HOSPIDO *et al.*, 2012), sendo a ACV a metodologia mais utilizada para avaliar os impactos ambientais de ETE (MORERA *et al.*, 2017).

Apesar da sua expansão, a aplicação da ACV ainda é pouco disseminada no setor público (GUÉRIN-SCHNEIDER *et al.*, 2018). Segundo Gallego-Schimid e Tarpani (2019), em sua revisão da ACV aplicada ao tratamento de esgotos em países em desenvolvimento, a maioria dos estudos avaliou tecnologias convencionais e não incluem a fase de construção, apenas 20% dos estudos incluíram a rede coletora e 53% incluíram as emissões diretas de GEE, com somente três estudos para o Brasil.

A ausência da aplicação rigorosa da ACV no setor de saneamento, assim como a falta de transparência e de bases de dados confiáveis, falta de interesse governamental e políticas públicas contribuem para a baixa representatividade dos estudos de ACV relacionados à ETE em países em desenvolvimento. Para a realidade brasileira, a situação é ainda muito incipiente, as organizações governamentais e empresariais estão focadas na avaliação técnica e econômica para a tomada de decisão das tecnologias de tratamento de efluentes, e não há a incorporação dos aspectos ambientais envolvidos na implantação e operação desses sistemas de tratamento.

O aprimoramento da ferramenta para melhorar sua confiabilidade e aplicação no setor saneamento perpassa pela melhoria da transparência e qualidade dos dados, com a elaboração do Inventário do Ciclo de Vida (ICV) de sistemas de tratamento de esgotos de forma detalhada. Vários autores destacam a ausência do ICV nos estudos aplicados no setor de tratamento de esgotos (COROMINAS *et al.*, 2013; SABEEN *et al.*, 2018; GALLEGO-SCHIMID; TARPANI, 2019), sendo um dos gargalos para a expansão e inclusão da ferramenta na tomada de decisão no setor saneamento.

Portanto, os países em desenvolvimento enfrentam grandes desafios para garantir a gestão sustentável da água e do saneamento para alcançar os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da Organização das Nações Unidas (ONU), sabendo que menos de 50 por cento dos serviços de saneamento são gerenciados com segurança (WORLD HEALTH ORGANIZATION; UNITED NATIONS CHILDREN'S FUND, 2017). Portanto, avaliar o desempenho ambiental de ETE é um esforço necessário para que esses países alcancem a universalização do saneamento e os ODS. Havendo a necessidade de maior aprofundamento sobre o desempenho ambiental do tratamento de esgotos em ETE de pequeno porte e a possibilidade de recuperação dos recursos para a realidade brasileira.

1.1 JUSTIFICATIVA E MOTIVAÇÃO

Diante da escassa quantidade de estudos de ACV aplicado aos sistemas de tratamento de esgotos no Brasil, e devido à falta de estudos de ACV aplicado ao arranjo tecnológico composto por reator UASB seguido de CW, operando em escala real, o presente estudo apresenta relevância por contribuir para a inclusão do aspecto ambiental na discussão da sustentabilidade dos sistemas de tratamento de esgotos no Brasil e em países em desenvolvimento. Destacando a importância do ICV detalhado, para a transparência e reprodutibilidade, nos estudos de ACV aplicados ao tratamento de esgotos.

Soma-se a isso, a necessidade da discussão sobre a mudança de paradigma da visão “fim-de-tubo” para o saneamento orientado para a recuperação de recursos. Destacando o potencial de contribuição de gerar impacto social, econômico e ambiental para os municípios de pequeno porte populacional, que são invisibilizados no país.

A motivação para a pesquisa dá pelo incipiente aproveitamento do potencial de recuperação de recursos dos sistemas de tratamento de esgotos, sendo que o Brasil detém o maior parque de reatores anaeróbios do mundo aplicados ao tratamento de esgoto sanitário (CHERNICHARO *et al.*, 2018), possibilitando ganhos ambientais, sociais e econômicos, e impulsionando novas fontes de energia renovável. Incluindo a carência de saneamento básico no Brasil, sabendo-se que de todo o esgoto gerado apenas 40% é tratado, agravando-se nos municípios de pequeno porte.

Além disso, a ACV é uma ferramenta de avaliação ambiental que se propõe ir além do *trade-off* entre eficiência do tratamento e qualidade do efluente final tratado, para incluir o consumo de energia e materiais, emissões para a água e o ar e geração de resíduos, abrangendo a prevenção da poluição no setor saneamento. No Brasil, a tomada de decisão sobre o tratamento de esgoto é baseada em critérios técnicos e econômicos. Por isso, a motivação de discutir nesse trabalho a relevância dos potenciais impactos ambientais associados à construção e operação do sistema de tratamento de esgotos, composto por reator UASB seguido de *wetlands* construídos, no Brasil, para além da qualidade do efluente final tratado.

1.2 HIPÓTESE

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma ferramenta adequada para avaliar o desempenho ambiental e energético do processo de tratamento de esgoto associando reator UASB e *wetlands* construídos.

1.3 OBJETIVO GERAL

Avaliar o desempenho ambiental e energético do processo de tratamento de esgoto associando reator UASB e *wetlands* construídos por meio da aplicação da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV).

1.4 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar o desempenho ambiental das fases de construção e operação do processo de tratamento de esgoto sanitário.
- Investigar como a escolha dos inventários dos processos, disponíveis nas bases de dados, afeta os resultados da ACV.
- Analisar o potencial de recuperação de recursos e a mitigação dos impactos ambientais do arranjo tecnológico proposto.

1.5 ORGANIZAÇÃO DO TRABALHO

Visando atender aos objetivos propostos, o trabalho está organizado em cinco capítulos. O Capítulo 1 aborda a introdução com a motivação e justificativa para o desenvolvimento da tese. O Capítulo 2 traz a revisão de literatura que compreende a explanação dos temas: desempenho ambiental do tratamento de esgotos; recuperação de recursos em sistemas de tratamento de esgotos; e Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) aplicada aos sistemas de tratamento de esgoto.

O Capítulo 3 traz a metodologia do presente estudo sendo dividida em três partes de acordo com os objetivos específicos: desempenho ambiental do sistema de tratamento de esgoto; investigação da escolha dos processos das bases de dados e potencial de recuperação de recursos. A aplicação do estudo foi realizada para o contexto brasileiro.

Após a descrição da metodologia, no Capítulo 4 são apresentados os resultados e discussões referentes à metodologia proposta, no Capítulo 5 as conclusões e recomendações, e por fim, a lista de referências bibliográficas.

A presente tese deu origem aos artigos:

LOPES, T.A.S.; QUEIROZ, L.M.; TORRES, E.A.; KIPERSTOK, A. Low complexity wastewater treatment process in developing countries: A LCA approach to evaluate environmental gains. **Science of the Total Environment**, v. 720:137593. 2020.

LOPES, T.A.S.; BRAGAA, L.S.; QUEIROZA, L.M.; KIPERSTOK, A.; TORRES, E.A. Life cycle assessment applied to wastewater treatment plants: how the choice of background processes can affect the studies' reliability. **Desalination and Water Treatment**, v. 210 p.170–179. 2021.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS

O tratamento do esgoto sanitário é entendido como um processo de minimização de impacto ambiental, devido à preocupação com a qualidade final do efluente a ser lançado no corpo hídrico receptor visando à proteção do meio ambiente e da saúde pública. O principal foco dos sistemas de tratamento de esgotos é na melhoria da qualidade final do efluente, enfrentando os parâmetros de descargas cada vez mais restritos. Entretanto, os processos de tratamento não são planejados pensando nos impactos ambientais associados durante o seu ciclo de vida, construção, operação e desconstrução (DIXON; SIMON; BURKITT, 2003; FOLEY *et al.*, 2010).

Apesar do aspecto positivo de se coletar os esgotos sanitários para tratamento antes de retornar para o meio ambiente, o tratamento de esgotos pode criar um desequilíbrio nos fluxos de água e nutrientes e afetar os regimes hidrológicos e ecológicos naturais dos cursos d'água, levando à degradação da qualidade da água. A extensão das redes coletoras e o transporte do efluente aumentam a energia incorporada pelos materiais e requerem grandes infraestruturas, além de acarretar alterações adversas nos ecossistemas. Adicionalmente, a ETE para tratar os efluentes ao nível de qualidade exigida para a descarga no corpo hídrico demanda consumo de energia durante a operação, o que conseqüentemente, contribui para aumento das emissões de gases de efeito estufa (MUGA; MIHELICIC, 2008).

2.1.1 Desempenho ambiental do tratamento de esgotos

As ETE, como são implantadas e operadas, são concebidas como sistemas “fim-de-tubo”, pois funcionam dentro da lógica de coletar, tratar e descartar, atendendo a um modelo linear de consumo e descarte. Se contrapondo ao preconizada Ecologia Industrial (EI) e Prevenção da Poluição (PP), baseada nos princípios de evitar ou minimizar a geração de resíduos, prevenir a poluição, reduzir a demanda por matérias-primas, água e energia, integrando os processos ou indústrias, de forma que resíduos ou subprodutos de um processo possam servir como matéria-prima para outro, possibilitando ganhos econômico e ambientais (KIPERSTOK *et al.* 2002).

Dentro da lógica do pensamento do ciclo de vida, esses sistemas precisam ser concebidos pensando todos os seus impactos desde a concepção do projeto até a sua fase final de vida, ou desconstrução. A sustentabilidade é um conceito amplo, onde os sistemas de tratamento precisam alcançar um equilíbrio entre os aspectos econômico, ambiental e social. Para isso, precisam incluir, também, a avaliação dos aspectos ambientais na tomada de decisão, saindo da lógica de “fim-de-tudo”.

Existem muitas metodologias que podem ser utilizadas para avaliar a sustentabilidade dos sistemas de tratamento de esgotos, como Avaliação de Impacto Ambiental (AIA), Avaliação de Risco Ambiental, Pegada de carbono, Pegada hídrica, Análise Exergética, Análise Econômica, Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), Custo do Ciclo de Vida (Life Cycle Costing–LCC), Análise Multicritério (Multicriteria Decision Analysis–MCDA),

entre outros (HELLSTRÖM, 1997; BALKEMA *et al.*, 2002; MUGA; MIHELICIC, 2008; GUEST *et al.*, 2009). No entanto, a ACV é considerada a mais abrangente em termos dos impactos ambientais considerados, formalizada no final da década de 1980 e normatizada pela ISO em 2006 (ISO 14040/44) (GUÉRIN-SCHNEIDER *et al.*, 2018).

A NBR ISO 14031/2004 cita a ACV como uma ferramenta de avaliação de desempenho ambiental de sistemas, produtos e serviços. Entendendo desempenho ambiental como o desempenho em relação à gestão do sistema e sua interação com o meio ambiente, que inclui os recursos naturais, fauna e flora e seres humanos (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2004; 2015). No entanto, deve-se observar que a ACV se limita à avaliação ambiental, necessitando de indicadores adicionais que apresentem dimensões econômicas e sociais para a tomada de decisão.

Para o tratamento de esgotos ainda não há definições específicas, com indicadores, objetivos e resultados esperados para alcançar a sustentabilidade. Muitos autores trazem alguns pontos importantes que devem ser identificados e analisados, mas não há um consenso, uma metodologia ou uma ferramenta única aplicável a todos os arranjos tecnológicos Quadro 1. Isso é compreensível diante das diversas tecnologias de tratamento de esgotos e suas características, além das particularidades locais, onde a ETE será implantada.

Muitos critérios para avaliar os aspectos ambientais dos sistemas de tratamento de esgotos foram propostos por diversos autores (NILSSON; BERGSTROM, 1995; BALKEMA *et al.*, 2002; LUNDIN; MORRISON, 2002; MIRANDA; TEIXEIRA, 2003; GUEST *et al.*, 2009; SINGHIRUNNUSORN; STENSTROM, 2009; KALBAR; KARMAKAR; ASOLEKAR, 2012) apresentados no Quadro 1.

Quadro 1-Relação de critérios para avaliação ambiental dos sistemas de tratamento de esgotos.

Aspecto	Crítérios	Referência
Ambiental	Geração de lodo/resíduos	GUEST, <i>et al.</i> , 2009; BALKEMA, <i>et al.</i> , 2002; NILSSON; BERGSTROM, 1995
	Consumo de energia (positivo, negativo ou neutro)	GUEST, <i>et al.</i> , 2009; BALKEMA, <i>et al.</i> , 2002; NILSSON; BERGSTROM, 1995; LUNDIN; MORRISON, 2002; MIRANDA; TEIXEIRA, 2003
	Esgotamento do recurso hídrico/ Alteração do ciclo hidrológico natural	GUEST, <i>et al.</i> , 2009
	Gestão dos nutrientes e reaproveitamento no solo (reciclagem de nutrientes)	GUEST, <i>et al.</i> , 2009; BALKEMA, <i>et al.</i> , 2002; LUNDIN; MORRISON, 2002
	Utilização de recursos não-renováveis	GUEST, <i>et al.</i> , 2009
	Contribuição para o aquecimento global	KALBAR; KARMAKAR; ASOLEKAR, 2012; GUEST, <i>et al.</i> , 2009
	Impacto no ecossistema	GUEST, <i>et al.</i> , 2009; BALKEMA, <i>et al.</i> , 2002; NILSSON; BERGSTROM, 1995
	Ameaça à biodiversidade	GUEST, <i>et al.</i> , 2009; BALKEMA, <i>et al.</i> , 2002
	Área requerida/ uso da terra	KALBAR; KARMAKAR; ASOLEKAR, 2012; SINGHIRUNNUSORN; STENSTROM, 2009; BALKEMA, <i>et al.</i> , 2002; NILSSON; BERGSTROM, 1995
	Odor, barulho, insetos e aspecto visual	BALKEMA, <i>et al.</i> , 2002
	Otimização e uso responsável dos recursos/ reuso	BALKEMA, <i>et al.</i> , 2002; MIRANDA; TEIXEIRA, 2003
	Remoção de patógenos	BALKEMA, <i>et al.</i> , 2002
	Metais pesados	BALKEMA, <i>et al.</i> , 2002; LUNDIN; MORRISON, 2002
	Uso de químicos	BALKEMA, <i>et al.</i> , 2002; NILSSON; BERGSTROM, 1995; LUNDIN; MORRISON, 2002
	Prevenção da poluição	BALKEMA, <i>et al.</i> , 2002; MIRANDA; TEIXEIRA, 2003
	Descarga de DBO e nutrientes	LUNDIN; MORRISON, 2002
	Tratamento do lodo	LUNDIN; MORRISON, 2002
	Reaproveitamento de energia	LUNDIN; MORRISON, 2002
	Eutrofização	KALBAR; KARMAKAR; ASOLEKAR, 2012
	Recuperação de recursos	SINGHIRUNNUSORN; STENSTROM, 2009
Tempo de vida útil	SINGHIRUNNUSORN; STENSTROM, 2009	

Fonte:Autora

Dentro os autores, Balkema *et al.* (2002) traz a relação de itens mais completa, mostrando que para ter um bom desempenho ambiental os sistemas de tratamento de esgotos devem se preocupar com a geração, tratamento e descarte do lodo, eficiência energética, otimização do uso dos recursos, área requerida, gestão dos nutrientes, emissões e reúso, além da qualidade final do efluente tratado.

Apesar do levantamento dos critérios para a avaliação ambiental dos sistemas de tratamento, apresentados no Quadro 1, apenas Nilsson e Bergstrom (1995); Lundin e Morrison (2002) e Kalbar, Karmakar e Asolekar *et al.* (2012) avaliaram o tratamento de esgotos aplicando os critérios propostos. Observando-se uma necessidade da avaliação ambiental dos sistemas de tratamento de esgotos.

Kalbar, Karmakar e Asolekar (2012) destacam a importância da incorporação da dimensão ambiental no processo de tomada de decisão de tecnologia mais apropriada para países em desenvolvimento, usando como estudo de caso a Índia. No tocante à “tecnologia apropriada”, essa precisa ser acessível economicamente e adequada para as condições ambiental e social do local a ser atendido (MASSOUD; TARHINI; NASR, 2009). Murphy, Mcbean e Farahbakhsh (2009) reforçam que a tecnologia precisa ser contextualizada, funcionando como uma estratégia para melhorar a vida das pessoas e diminuir a pobreza, atendendo as suas necessidades básicas e utilizando os recursos disponíveis de uma forma sustentável ambientalmente.

Guest *et al.* (2009) chamam a atenção para o grande impacto do tratamento no ciclo hidrológico local, além do consumo de energia e materiais, propondo assim uma mudança de paradigma, passando a visualizar o tratamento de esgotos como um sistema de recuperação de recursos. A recuperação de energia, água e materiais, a partir das águas residuárias, pode ser alcançada com as tecnologias já existentes e com novas tecnologias que estão sendo aperfeiçoadas. Assim, compreendendo quais as tecnologias que melhor contribuem para a sustentabilidade regional e local, os esforços devem ser direcionados para o aprimoramento dessas tecnologias para que sejam aceitas socialmente.

Portanto, em resumo, o desempenho ambiental do tratamento de esgotos vai além da eficiência do tratamento versus qualidade do efluente final requerido para a destinação no corpo receptor, precisa incentivar e maximizar o potencial de reúso, reaproveitamento dos nutrientes, melhorar a eficiência energética, reduzir a degradação dos recursos naturais, além de atender às necessidades sociais e econômicas da população.

Vale destacar que a tomada de decisão para a concepção e implantação dos sistemas de tratamento de esgotos deve levar em consideração os aspectos econômicos, funcionais, sociais e ambientais (GUEST *et al.*, 2009; BALKEMA *et al.*, 2002; NILSSON; BERGSTROM, 1995; KALBAR; KARMAKAR; ASOLEKAR, 2012). Porém, o aspecto ambiental é constantemente negligenciado pelo setor de tratamento de esgotos, por acreditar que o tratamento, por si só, já apresenta um impacto ambiental positivo.

Para a realidade brasileira, a situação é muito incipiente, as organizações governamentais e empresariais estão focadas na avaliação técnica e econômica, para a tomada de decisão das tecnologias de tratamento de efluentes, não há a incorporação dos aspectos ambientais envolvidos na implantação e operação desses sistemas de

tratamento. Apesar de o custo ser um fator determinante, é importante avaliar se a redução de custo para a implantação e operação do sistema não gera, por outro lado, impactos ambientais e sociais negativos.

2.1.1.1 Eficiência do tratamento X Qualidade do efluentefinal

A exigência de um nível elevado de tratamento para atender aos padrões de qualidade do efluente para ser descartado, requer maior consumo energético, uso de produtos químicos e materiais, com grande energia embutida, além de liberar gases estufa e produzir grande quantidade de lodo biológico ou químico. Sabendo que, o tratamento de esgotos tem a função de minimização de impactos, os sistemas deveriam ser implantados pensando na redução máxima de todos os seus impactos, indo além do habitual *trade-off* entre eficiência de tratamento e padrão de qualidade do efluente (RISCH *et al.* 2015).

Gaterell, Griffin e Lester (2005) reforçam a importância das ETE para a proteção dos corpos receptores com relação à eutrofização, destacando que a maior eficiência de remoção de nutrientes é geralmente considerada benéfica. Porém, os custos associados com a melhoria da qualidade do efluente, em termos dos impactos associados à construção e operação da estação de tratamento (relacionados ao potencial de aquecimento global, acidificação e outros) não são considerados. Portanto, tratamentos mais sofisticados apresentam maior consumo de recursos, como energia, químicos e infraestrutura.

Estudo realizado por Foley *et al.* (2010) indica que recursos para infraestrutura, energia para a operação, emissões diretas de gases estufa e o consumo de químicos aumentam com uma maior remoção de nitrogênio. Igualmente, o consumo de recursos e energia aumenta significativamente com a maior remoção de fósforo, mas, a demanda energética operacional e as emissões diretas de GEE não são tão afetadas. Os resultados representam o *trade-off* entre os impactos ambientais negativos e a melhoria da qualidade do efluente a ser descartado. Entretanto, a maior remoção de fósforo na ETE, também representa uma oportunidade de aumentar a recuperação do recurso pela aplicação do lodo biológico na agricultura. Porém, a substituição dos fertilizantes sintéticos pelo lodo pode gerar uma compensação ambiental negativa, se aumentar a concentração de metais pesados no solo.

Oleszkiewicz e Barnard (2006) avaliaram os impactos ambientais associados diretamente à remoção de nitrogênio e fósforo, observando que, sistemas avançados de remoção de nutrientes requerem adicional uso de produtos químicos, o que resulta em maior impacto ambiental associado com a manufatura e transporte desses químicos, que frequentemente, não é contabilizado.

Gaterell e Lester (2000) sugerem que a análise dos encargos ambientais associados a diferentes cenários de tratamento de esgotos é limitada pela pouca quantidade de dados de entradas e saídas do sistema, como o uso de energia durante a operação. Apesar de existirem várias ferramentas disponíveis para avaliar os ganhos ambientais com a melhoria da qualidade da água no ecossistema aquático, essas ferramentas não contabilizam os custos ambientais da melhoria da qualidade da água, como os

associados com a construção e operação inerentes ao sistema de tratamento, que podem ser caracterizados em relação ao potencial de aquecimento global, ou *Global Warming Potential* (GWP), acidificação, entre outros.

Dos anos 2000 até o momento, diversos estudos avaliaram os impactos ambientais associados à construção e operação de diferentes sistemas de tratamento (LUNDIN; BENGTTSSON; MOLANDER, 2000; DIXON; SIMON; BURKITT, 2003; MACHADO *et al.*, 2006; GALLEGO *et al.*, 2008; WEISS *et al.*, 2008; HOIBYE *et al.*, 2008; BENETTO *et al.*, 2009; FOLEY *et al.*, 2010; PADILLA *et al.*, 2013; RISCH *et al.*, 2015). Porém, a dificuldade de obtenção de dados representativos para a realidade local, principalmente em países em desenvolvimento, é ainda um fator limitante para a realização de estudos mais confiáveis.

Dentre os estudos citados, pode-se destacar, Machado *et al.* (2006), que compararam três diferentes tecnologias de tratamento para pequenas populações, concluindo que os CW e a infiltração lenta apresentam menor uso de materiais na construção, baixo uso de energia na operação, e absorção de CO₂, comparado ao processo de lodo ativado. Já Weiss *et al.* (2008) avaliam diferentes tecnologias para remoção de fósforo, concluindo que a precipitação química é mais favorável para a conservação ambiental e dos recursos, e que filtros específicos para a remoção de fósforo, reduzem a eutrofização, mas tem alto consumo de energia.

Para Gaterell e Lester (2000), no Reino Unido, é reconhecida a importância da contribuição das emissões atmosféricas dos sistemas de tratamento, com relatórios ambientais de algumas empresas de serviços de água, onde o desempenho da empresa é definido em termos de emissões atmosféricas, como CO₂, NO_x e SO_x, focando no desenvolvimento de indicadores de desempenho ambiental e sustentabilidade para os serviços de água. Esses devem ser diretamente relacionados às normas regulamentadoras e políticas governamentais, e podem servir de base para a definição de objetivos para a melhoria ambiental dos planos de ação estratégica.

Entretanto, no Brasil, as legislações ambientais, como as Resoluções do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) nº 357/2005 e nº 430/2011, estabelecem padrões de lançamento do efluente final tratado, para proteção dos corpos hídricos receptores e saúde humana, mas não fazem referência aos impactos ambientais associados à construção e operação das ETE.

Contudo, dado o longo ciclo de vida das ETE, os objetivos do tratamento precisam ir além da proteção da saúde humana e dos corpos hídricos para incluir a minimização do uso dos recursos naturais, reduzindo o consumo de energia e água, uso de produtos químicos, geração de resíduos e permitir o reaproveitamento de água e nutrientes (LUNDIN; BENGTTSSON; MOLANDER, 2000).

Assim, o aumento da carga de impactos ambientais à custa de uma melhor qualidade do efluente final evidencia a importância da redução dos impactos ambientais do tratamento de esgotos centrado nas oportunidades de reúso do efluente, reaproveitamento de nutrientes e no potencial de aproveitamento energético, além da segregação das correntes na fonte de geração, antes de enviar para as estações.

Foley *et al.* (2010) destacam que uma análise apropriada da compensação entre os impactos ambientais negativos e positivos desses sistemas requer uma avaliação de impacto do ciclo de vida e uma ponderação subjetiva da comparação entre os custos e benefícios ambientais de cada sistema.

2.1.1.2 Reúso de água

A crise da água doce é um risco global sistêmico, cerca de 4 bilhões de pessoas no mundo enfrentam severa escassez de água, pelo menos, por 1 mês no ano (MEKONNEN; HOEKSTRA, 2016). Nesse contexto, apesar do Brasil se encontrar em uma condição favorável, devido à grande quantidade de águas superficiais e subterrâneas, é sabido que o semiárido nordestino enfrenta severa escassez hídrica, por boa parte do ano, devido à má distribuição de chuvas.

O balanço entre a demanda e a oferta de água não é um problema somente das regiões áridas e semiáridas, a problemática da obtenção do recurso hídrico já ocorre em outras regiões, inclusive as que apresentam disponibilidade significativa do recurso hídrico, devido à grande degradação dos rios e mananciais que vêm diminuindo a oferta de água em padrões de qualidade para o abastecimento humano. Contudo, as secas no Nordeste possuem características muito diferentes, por causa da maior vulnerabilidade social e econômica dessa região.

As grandes cidades da região Sudeste, como São Paulo, Rio de Janeiro e Belo Horizonte, já registram a ocorrência de secas com grandes impactos para suas populações. A disponibilidade de fontes seguras para o abastecimento de água já é um desafio para os governantes na região metropolitana de São Paulo. Em 2014, São Paulo enfrentou uma das maiores crises de abastecimento de água, devido à seca, que deixou os reservatórios com um nível muito baixo. Em 2005, a Amazônia enfrentou um ano de seca extrema, afetando a navegação fluvial e a produção de peixes, além do desabastecimento em muitas localidades, incluindo não só o Brasil, mas também partes da Bolívia e do Peru (NYS; ENGLE; MAGALHÃES, 2016).

Diante disso, o efluente tratado oriundo dos sistemas de tratamento se apresenta como uma fonte alternativa de fornecimento de água para usos menos restritivos. A recuperação e o reúso da água tornam-se uma opção viável e atrativa para a conservação dos recursos hídricos e para ampliar a disponibilidade de oferta de água. As águas residuárias domésticas representam uma fonte confiável e significativa para a recuperação da água, além de estar disponível, mesmo durante os períodos de seca (OPHER; FRIEDLER, 2015).

O reúso da água apresenta diversas finalidades e benefícios como: aliviar a demanda e manter a oferta de água para usos menos restritivos; ciclagem de nutrientes, reduzindo o consumo de fertilizantes industriais e ração animal; melhoria da produção agrícola; recuperação de áreas degradadas e ampliação de áreas irrigáveis; redução do consumo de energia associado ao tratamento e distribuição da água de abastecimento; e a redução da carga de nutrientes nos corpos hídricos receptores, diminuindo a eutrofização dos corpos hídricos, contribuindo para a preservação dos ecossistemas aquáticos

(FLORENCIO *et al.*, 2006; UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2012).

Além dos benefícios ambientais, o reúso da água traz benefícios econômicos, como a redução dos custos para o tratamento da água e o aumento da vida útil da Estação de Tratamento de Água (ETA), e benefícios sociais, como participação social para a tomada de decisão, conscientização sobre a gestão dos recursos hídricos, uso racional da água e geração de emprego.

Em vários países, como os Estados Unidos e Israel, o reúso de água faz parte de programas e políticas de gestão de recursos hídricos, mas em outros, a prática de reúso da água ainda necessita de regulamentação e controle sanitário e ambiental (FLORENCIO *et al.*, 2006). No Brasil, ainda estamos caminhando para a regulamentação e controle do reúso da água, com uma proposta de um plano de ações para instituir uma política de reúso de efluente sanitário tratado no Brasil (BRASIL, 2018).

As legislações ambientais brasileiras voltadas para a gestão dos recursos hídricos são mais direcionadas para a gestão do uso direto da água. Como exemplo, a Lei nº 9.433/1997, que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, que não faz menção ao reúso de água, apesar de apontar para a racionalização do uso da água.

Da mesma forma, a Lei Nacional de Saneamento Básico, Lei nº 11.445/2007, não menciona o reúso da água como uma fonte alternativa de água para usos múltiplos ou uma forma de racionalização do uso da água, e redução do descarte de efluentes nos corpos hídricos. Apesar de seu projeto de Lei nº 5.296/2005 apresentar como uma das diretrizes para o esgotamento sanitário, o incentivo ao reúso da água, assim como, à reciclagem dos materiais constituintes do esgoto e à eficiência energética, não afetando a saúde pública e a proteção ambiental.

Contudo, o Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB) amplia as discussões sobre as estratégias para a promoção do saneamento ambiental, o que inclui o reúso de água, indicando que o governo brasileiro pretende investir, até o ano de 2033, mais de 500 bilhões de reais no setor de saneamento, especialmente na coleta e tratamento de esgotos sanitários (BRASIL, 2013).

A Resolução nº 54/2005 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais que regulamentam e estimulam a prática de reúso direto não potável de água em todo o território brasileiro, reconhecendo que o reúso de água se constitui em uma prática de racionalização e de conservação de recursos hídricos. Porém, a referida resolução não apresenta os padrões de qualidade da água de reúso de acordo com suas finalidades. Seguida pela Resolução CNRH nº 121/2010, a qual estabelece diretrizes e critérios para a prática de reúso direto não potável de água na modalidade agrícola e florestal.

A norma ABNT NBR 13.969/1997, que dispõe sobre Tanques Sépticos, traz algumas recomendações sobre o reúso da água local, assim como aborda sobre o grau de tratamento e parâmetros de qualidade da água de reúso para algumas finalidades como lavagem de carro, lavagem de pisos e calçadas, irrigação de jardins, reúso nas descargas de vasos sanitários e reúso na agricultura. Entretanto, serve somente como um

instrumento de apoio, por não se tratar de um documento de esfera legal ou jurídico (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1997).

Recentemente, a Lei nº 14.026/2020, que atualiza o novo marco legal do saneamento básico, inclui dentre os princípios fundamentais do saneamento básico e nas diretrizes da política federal de saneamento básico, a redução e controle das perdas de água, racionalização do consumo, fomento à eficiência energética, reúso de efluentes e aproveitamento de águas de chuva.

Ferreira *et al* (2016) salientam a necessidade de se aproveitar águas de diferentes qualidades para diferentes finalidades. O aproveitamento de forma planejada do efluente sanitário tratado para várias aplicações, como uso urbano, industrial e agrícola. No entanto, aponta a dificuldade legislativa a ser encontrada nesse aspecto, uma vez que algumas formas de reúso são ainda legalmente proibidas ou não possuem normativas que as guiem ou controlem.

Apesar do reúso de água não ser uma novidade e ser praticado no país, a falta de uma legislação direcionada para o reúso da água, ou para o uso racional da água, atrapalha os avanços para o reaproveitamento das águas residuárias no Brasil, principalmente no setor industrial e agrícola, por estarem sujeitos a uma maior fiscalização e controle. A ausência da legislação pode acarretar risco de contaminação ambiental e risco à saúde humana, práticas inadequadas e empecilhos por parte dos órgãos ambientais.

Entretanto, Cunha *et al.* (2012) destacam que para estabelecer padrões para a realidade brasileira, é preciso conhecer as especificidades das regiões e a elaboração de estudos sobre os riscos ambientais associados, avaliando o balanço entre os benefícios e riscos. Assim, a legislação nacional deve se fundamentar nas questões éticas, sociais, econômicas e ambientais, abrangendo a realidade brasileira em relação à gestão dos recursos hídricos, os usos múltiplos e prioritários, para o qual a água pode ser reutilizada.

As possibilidades de utilização de água de reúso de maneira planejada podem ser divididas em duas grandes categorias: não-potável e potável. A Resolução nº 54/2005 CNRH classifica o reúso de água não potável em: reúso para fins urbanos, reúso para fins agrícolas e florestais, reúso para fins ambientais, reúso para fins industriais, reúso na aquicultura. Dentre as categorias de reúso da água para fins não potáveis, destaca-se o reúso para fins urbanos e na agricultura, pois são os mais relevantes dentro do tema e do escopo do presente trabalho.

O reúso não potável para fins urbanos e paisagísticos envolve uma grande variedade de aplicações como: irrigação de áreas verdes, campos esportivos e cemitérios; descarga sanitária; lavagem de pisos, pátios e ruas; usos ornamentais e paisagísticos; sistema de combate a incêndio e resfriamento de equipamentos de ar condicionados; lavagem de veículos; desobstrução de redes de esgoto e de drenagem pluvial; usos na construção, como na compactação do solo e retenção de poeira (MANCUSO; SANTOS, 2003).

Mancuso e Santos (2003) defendem que o reúso da água em condomínios residenciais com sistemas de tratamento compactos ou mecanizados, é viável devido às características desses espaços, que tratam esgotos predominantemente domésticos, apresentam áreas verdes, com possibilidade de planejamento na fase de projeto e

facilidade de participação dos usuários. Entretanto, destaca os problemas envolvidos com o reúso não potável, como o custo do sistema duplo de distribuição, dificuldades operacionais e o risco de conexão cruzada.

O reúso de água na agricultura traz benefícios econômicos, com o aumento da produtividade agrícola e de áreas cultiváveis; ambientais, com a conservação dos ecossistemas aquáticos; e de saúde pública, com o aumento da produção alimentos, facilita o acesso aos alimentos e melhora a condição nutricional da população. Porém, pode apresentar impactos negativos como contaminação por nitratos, acúmulo de compostos tóxicos, como metais pesados e salinização do solo, acentuando ao longo do tempo. Para diminuir esses impactos é importante que a irrigação seja feita com efluentes predominantemente domésticos e um sistema de drenagem eficiente (HESPANHOL, 2002).

O grau de tratamento do efluente doméstico para reúso depende da qualidade da água utilizada e a finalidade do reúso, além dos critérios de segurança necessários e os custos envolvidos. O potencial de reúso depende das características e condições locais, como instrumentos políticos e institucionais, viabilidade técnica e econômica e aceitação social (CUNHA *et al.*, 2011). Assim, é necessário avaliar o grau de tratamento de acordo com a finalidade do reúso, buscando encontrar a tecnologia mais apropriada e menos impactante que atenda ao padrão exigido.

Florêncio *et al.* (2006) chamam a atenção para o custo benefício de se aumentar a complexidade do sistema para atingir ao padrão de lançamento, principalmente, quanto a remoção de patógenos em sistemas biológicos compactos e mecanizados, que necessitam da combinação de agentes químicos e físicos, destacando os compostos clorados e a radiação ultravioleta, para alcançar uma ampla remoção dos tipos de patógenos, sabendo que os compostos clorados têm elevado potencial bactericida, mas são ineficientes na inativação de cistos de protozoários e ovos de helmintos.

Assim como para o descarte dos efluentes, o maior desafio para o reúso da água, para fins urbanos e na agricultura, é a remoção de patógenos, devido ao risco de contaminação à saúde humana. É importante avaliar o uso de agentes químicos e físicos quanto ao atendimento aos padrões exigidos para o reúso, e os impactos ambientais associados ao uso desses agentes, destacando as implicações do cloro, quanto à formação de compostos cancerígenos, como os Trihalometanos (THM).

Estudos apontam para a eficiência da aplicação do efluente tratado para fertirrigação na agricultura sem ocasionar riscos ambientais e de transmissão de doenças, com melhora na eficiência agrônômica e aumento da produtividade. Porém, vale ressaltar que em algumas culturas as necessidades da planta não são atendidas e pode ocorrer a salinização ou excesso de nutrientes no solo (SANTOS *et al.*, 2006; SANDRI; ROSA, 2017; CAMPOS; ARAUJO, 2020).

Contudo, no Brasil, a prática de reúso de efluente de esgoto tratado na irrigação agrícola ainda é incipiente. Porém, proporciona benefícios ambientais, econômicos e sociais, permitindo a redução dos custos da produção agrícola, devido ao potencial de fornecer nutrientes e matéria orgânica às plantas, promovendo o desenvolvimento rural sustentável (SANDRI; ROSA, 2017). Ao mesmo tempo, o reúso do efluente tratado

possibilita que águas de menor qualidade sejam direcionadas para fins não-potáveis, contribuindo para a redução de conflitos pelo uso da água e para a segurança hídrica, que é a garantia do acesso ao recurso hídrico em quantidade e qualidade.

2.1.1.3 Ciclagem de nutrientes e aproveitamento do lodo biológico

As emissões de nitrogênio e fósforo ultrapassaram os limites planetários seguros para a humanidade (STEFFENS *et al.*, 2015). Os estudos apontam para regiões agrícolas com altas taxas de aplicação de nitrogênio e fósforo como os principais contribuintes para a transgressão desse limite, e sugere uma redistribuição de áreas com excesso desses nutrientes para áreas naturalmente pobres nesses nutrientes, impulsionando a produção agrícola nestas áreas.

A interferência humana no ciclo do nitrogênio e fósforo vem provocando excesso desses nutrientes nos compartimentos ambientais, solo e água, causando a eutrofização dos corpos hídricos e impactando a biodiversidade desses ambientes. A eutrofização é responsável por vários impactos nos corpos hídricos, como anaerobiose, mortalidade de peixes, toxicidade das algas, elevação dos custos para o tratamento da água e em casos extremos, pode causar redução da capacidade de navegação e problemas estéticos.

O excesso de nutrientes provém da extensiva aplicação de fertilizantes na agricultura e das descargas inadequadas de efluentes sanitários nos corpos hídricos, em todo o mundo. Além disso, o alto consumo de água para a irrigação junto com fertilizantes e o uso de agrotóxicos é um problema que afeta a qualidade da água subterrânea, somado aos fatores naturais de salinização do solo (LOPES; MEDEIROS; KIPERSTOK, 2018).

Diante desse cenário, o reaproveitamento de nutrientes oriundo dos esgotos sanitários, principalmente, nitrogênio e fósforo, se apresenta como uma alternativa para diminuir o consumo de fertilizantes industrializados na agricultura. Aliado a isso, a remoção desses nutrientes dos efluentes exige sistemas de tratamento avançados e com maior gasto energético, tornando difícil a sua remoção nos sistemas de tratamento para atender aos padrões rigorosos de lançamento de efluentes em corpos hídricos receptores para a proteção da qualidade da água.

A legislação é restritiva quanto aos parâmetros de descarga do efluente no corpo hídrico receptor. Assim como, na Europa, Estados Unidos e outros países, as legislações vêm se tornando mais restritivas quanto às emissões de nitrogênio e fósforo, devido ao risco de eutrofização, exigindo tecnologias mais avançadas de tratamento para alcançar significativa remoção de nitrogênio e fósforo (OLESZKIEWICZ; BARNARD, 2006). Entretanto, as restrições deveriam ser vistas pela ótica da recuperação dos recursos, oportunizando o reaproveitamento dos nutrientes para aplicação na agricultura, ao invés de direcionar mais investimento em tecnologias mais avançadas, que acabam consumindo mais recursos e energia.

De acordo com Silva *et al* (2016) é possível usar diretamente o efluente tratado ou lodo estabilizado na agricultura, conservando os macronutrientes (N, P, K, S) e micronutrientes (Fe, Zn), visando a produtividade e fortificação das plantas. Ademais, o esgoto doméstico contém 99,9% de água, fomentando o reúso de efluente tratado.

Outra possibilidade de reúso, como fertilizante na agricultura, é por meio da segregação de correntes na fonte, separando as águas marrons, contendo material fecal, das águas amarelas, contendo urina. A aplicação de urina diluída em água na agricultura contribui para a redução do lançamento de nutrientes nos corpos hídricos receptores, e a redução da necessidade de nitrogênio reativo e sua demanda energética, podendo melhorar os níveis de nutrientes na planta e no solo (SANTOS *et al.*, 2015). Segundo Medeiros *et al.* (2020), a fertilização agrícola com urina humana próxima a fonte apresentou menor demanda energética e impacto ambiental quando comparada ao uso de fertilizante mineral, considerando a aplicação na região de Irecê, no estado da Bahia, com predominância do bioma caatinga.

Além do reúso de água, outra forma de reaproveitamento de nutrientes, é a aplicação de lodo biológico no solo, proveniente dos sistemas de tratamento de esgotos. O reaproveitamento de lodo biológico é uma solução que combina a disposição de um resíduo indesejado e o retorno de nutrientes e matéria orgânica para o solo, que pode suprir a demanda de fertilizantes para as culturas e ajudar na recuperação de solos degradados, evitando a contaminação dos recursos hídricos e contribuindo para a produção agrícola (BITTENCOURT *et al.* 2014).

Contudo, o reaproveitamento de nutrientes do lodo no solo deve atentar para possíveis impactos nomeio ambiente e na saúde humana, devido aorisco de contaminação através da lixiviação de nutrientes, principalmente, fosfatos e nitrato, além de salinização do solo, patógenos, metais pesados e poluentes orgânicos que podem contaminar os lençóis freáticos (VOGELER *et al.* 2006).

Diante disso, para gerenciar a aplicação de lodo no solo é importante avaliar a influência das propriedades do solo na mobilidade desses componentes, pois, a lixiviação de nutrientes e matéria orgânica pode ser controlada pelas propriedades do solo, como pH e textura do solo, destacando a preocupação com a poluição dos corpos hídricos por nitrato derivado da aplicação de lodo na agricultura (SORIANO-DISLA; GÓMEZ; NAVARRO-PEDREÑO, 2012). Porém, a assimilação de nitrogênio pelas culturas e uma camada profunda e homogênea de solo pode reter o nitrato e reduzir significativamente o risco de contaminação (CAMPOS, 1999).

O uso agrícola do lodo de esgoto sanitário no Brasil deve atender as exigências legais estabelecidas pela Resolução CONAMA nº 375/2006 (define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodo de esgotoem estações de tratamento de esgoto), pela Instrução Normativa (IN) nº 25/2009 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), que normatiza os fertilizantes orgânicos destinados à agricultura, e pela Resolução nº 498/2020, que define critérios e procedimentos para produção e aplicação debiossólido em solos.

A aplicação do lodo por unidade de área é um critério importante para o aproveitamento do lodo de esgoto. Para a determinação das doses adequadas do lodo devem ser levados em consideração: a quantidade de nutrientes (especialmente nitrogênio); a quantidade de matéria orgânica do solo (húmus); teores admissíveis de metais pesados no solo; e o conteúdo de metais pesados no lodo destinado à fertilização ou recuperação (KOSOBUCKI; CHMARZYŃSKI; BUSZEWSKI,2000).

De acordo com Bressani-Ribeiro *et al.* (2019), para pequenas populações, entre 2.000 até 10.000 habitantes, o lodo biológico pode ser tratado em leitos de secagem e encaminhado diretamente para a compostagem, como uma alternativa ao tratamento com cal, podendo ser aplicado na agricultura ou na recuperação de áreas degradadas. Nos Estados Unidos, o lodo da ETE é comumente aplicado como um corretivo de solo para agricultura ou recuperação de áreas degradadas (DIAZ-ELSAYED *et al.*, 2019). De acordo com Bittencourt *et al.* (2014), em Curitiba, o lodo é fornecido gratuitamente aos agricultores, reduzindo gastos com fertilizantes e corretivos de acidez do solo, resultando em benefícios econômicos e sociais para as comunidades onde é utilizado.

A valorização do lodo de esgoto por meio da compostagem é uma forma de promover uma destinação ambientalmente adequada para o lodo do esgoto municipal. A compostagem é considerada uma forma eficiente e ecologicamente correta de estabilizar o lodo, e que não gera resíduo. O bio sólido, ou o composto produzido, é estável, rico em matéria orgânica e em nutrientes, e pode ser aplicado em diversos cultivos, como hortaliças, frutíferas e jardinagem (ZENG *et al.*, 2014). Além disso, a compostagem é de baixo custo e o composto pode ser comercializado, abatendo os custos do tratamento.

O uso de biofertilizantes deve ser incentivado no Brasil, por ser um país de grande atividade agrícola, existe uma oportunidade de desenvolver um mercado de biofertilizantes resultantes da digestão anaeróbia. O uso de biofertilizantes vem sendo apoiado pelo projeto PROBIOGÁS, em parceria com a Alemanha, em suas publicações sobre o Aproveitamento Energético de Biogás em ETE. Com a possibilidade de uso do fertilizante em diversas safras e culturas, junto à demanda existente, é possível agregar receita à planta de biogás, contribuindo para atrair investimentos nesse setor (BRASIL, 2015).

2.1.1.4 Aproveitamento energético do biogás

Os sistemas de tratamento de esgotos apresentam grande consumo de energia, dentro das demandas das cidades, com perspectivas de aumento no futuro, devido ao crescimento populacional, envelhecimento da infraestrutura e maiores restrições dos padrões de descargas, agravando com futuras exigências para a remoção de produtos farmacêuticos e de higiene pessoal. Nesse contexto, a recuperação de energia através do tratamento de esgotos se faz necessária para abater o próprio consumo energético das estações ou gerar eletricidade para incorporar à rede de distribuição (STILLWELL *et al.*, 2010).

O tratamento anaeróbio de esgotos domésticos tem potencial de geração de energia, onde motores movidos a gás metano são usados para produzir energia elétrica, porém, a eficiência de conversão de metano em energia é de cerca de 30 a 40%, o restante é liberado na forma de calor, que pode ou não ser aproveitado. Além do mais, a aplicação do tratamento anaeróbio de esgotos domésticos vem aumentando, principalmente, em países em desenvolvimento, como Brasil, Colômbia, México e Índia, onde o tratamento anaeróbio é considerado um sistema alternativo de baixo custo (MCCARTY; BAE; KIM, 2011).

Aumentar a eficiência do potencial energético dos esgotos é um desafio que pode ser alcançado com uma maior concentração da carga orgânica e uma maior temperatura, como as de climas tropicais. Para aumentar a carga orgânica, uma solução é juntar os restos de alimentos triturados no local de geração com os esgotos domésticos, ou substituir os processos aeróbios de tratamento por processos anaeróbios operando em temperatura amena e com menor Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) (METCALF; EDDY, 2016).

A composição média do biogás varia em função das características do resíduo e das condições do processo de digestão. O biogás tem diversas aplicações além da geração de eletricidade, como: aquecimento doméstico, uso como combustível veicular, cogeração de eletricidade e calor, tratamento e posterior injeção na rede de gás, na indústria química, entre outras (AL SEADI *et al.*, 2008).

A recuperação energética do biogás produzido nos reatores UASB, é uma fonte alternativa de energia limpa, eficaz e renovável, gerado continuamente, que pode ser usada para a produção de calor, eletricidade e combustível (DIAZ-ELSAYED *et al.*, 2019; SARKER *et al.*, 2020). O biogás pode substituir o gás natural para usos domésticos, podendo instalar uma unidade de filtração de tratamento simplificado cujo objetivo principal é remover H₂S antes do biogás para prevenir a corrosão (CHERNICHARO *et al.*, 2017).

Mainardis, Buttazzoni e Goi (2020) destacam que o uso de biogás, como uma fonte alternativa de energia, deve ser integrado a outras fontes energéticas, de forma a criar sociedades com energia 100% renovável e emissão zero. Para isso, é importante a melhoria da eficiência de reatores UASB para aumentar a produção de biogás e proporcionar uma operação adequada e segura.

Sarker *et al.* (2020) analisaram a viabilidade econômica de uma ampla faixa de operação de plantas de biogás (2 m³ – 120 m³). A partir da análise de sensibilidade para avaliar a estabilidade das plantas de biogás em diferentes condições econômicas, eles observaram que a tecnologia do biogás é economicamente viável e pode ser uma fonte significativa de energia em áreas rurais. Zhu e Zhang (2020) avaliaram dois sistemas de *eco-campus* com tecnologia de digestão anaeróbia, técnica e economicamente, mostrando que o uso de biogás economiza combustível para cozinhar, destacando que a operação e manutenção e as questões sociais devem ser examinados criticamente.

Além do mais, o reaproveitamento energético do biogás em sistemas de tratamento de esgotos atende aos objetivos da Política Energética Nacional, Lei nº 9.478/1997, com a utilização de fontes alternativas de energia, aproveitando insumos disponíveis; com o incremento da participação dos bicomcombustíveis na matriz energética nacional; e com a mitigação das emissões de GEE no setor saneamento, integrando com a Política Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC), Lei nº 12.187/2009.

O incentivo ao aproveitamento energético do biogás de reatores anaeróbios estimula a implantação de sistemas de esgotos, sobretudo nas áreas mais vulneráveis, promovendo segurança energética, com a garantia de disponibilidade de fontes de energia a preços acessíveis. O aproveitamento energético do biogás, também, diminui a dependência por fontes de energia fósseis, possibilita a geração de energia, próximo ao local de consumo,

e promove economia no processo de tratamento de esgoto viabilizando a implantação dos serviços de saneamento básico em áreas remotas e desassistidas (PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO, 2010).

No Brasil, o projeto PROBIOGÁS foi um impulsionador dos estudos sobre aproveitamento energético de biogás no saneamento, gerando publicações relevantes para profissionais que atuam nos setores de infraestrutura, energia renovável, inovação tecnológica e no setor saneamento, com o objetivo de inserir o biogás na matriz energética brasileira, além de promover avanços no setor de tratamento de esgoto de forma mais eficiente, e reduzir as emissões de GEE (BRASIL, 2015).

Por fim, vale ressaltar que, abordar a geração de energia a partir do tratamento de esgotos é indiretamente, pensar em racionalização do uso da água, no Brasil, onde a matriz energética é em maior proporção hidrelétrica. Ao mesmo tempo em que, incentivar o reúso de água a partir do esgoto tratado é o mesmo que falar, indiretamente, de consumo de energia elétrica, principalmente, quando pensamos na alta demanda de energia para a captação, distribuição e tratamento de água para abastecimento.

2.1.2 Arranjo tecnológico composto por reator UASB e wetland construído

Dentre os arranjos tecnológicos para a implantação dos sistemas de tratamento de esgotos em pequenos municípios, com possibilidade do saneamento voltado para recursos, a associação de reatores anaeróbios, do tipo UASB, seguido de pós-tratamento, desempenha um papel relevante nos países em desenvolvimento, devido ao seu baixo custo operacional e fácil manutenção, comparado a sistemas convencionais (VON SPERLING, 2016; YILDIRIM; TOPKAYA, 2012). O reator UASB é a principal tendência de tratamento de esgotos no Brasil, sendo a segunda tecnologia de tratamento de efluente mais utilizada (30%), e a terceira nos países da América Latina (NOYOLA *et al.*, 2012; VON SPERLING, 2016; CHERNICHARO *et al.*, 2018)

Os reatores UASB seguidos de *wetlands* construídos (CW) são sistemas de tratamento de esgotos com baixo custo de operação e manutenção, e baixa geração de lodo excedente. Estas características, aliadas aos baixos requisitos tecnológicos, tornam esse arranjo tecnológico particularmente adequado para o tratamento de águas residuárias em pequenas comunidades. Este arranjo é considerado de baixa complexidade tecnológica e operacional, concebidos para operar em pequena escala, com pouco investimento, comparados aos sistemas de tratamento convencionais, como o processo de lodo ativado (MBULIGWE, 2004; EL-KHATEEB *et al.*, 2009; UGGETTI *et al.*, 2010).

Além disso, esse arranjo tecnológico alcança boa eficiência de remoção de matéria orgânica e de sólidos; remoção de alguns nutrientes; remoção de organismos patogênicos; redução de área necessária para os leitos dos CW; alta eficiência em regiões tropicais; baixo ou zero consumo energético; e a capacidade de produzir um efluente final em acordo com as exigências legais para descarga em corpos hídricos e reúso agrícola (VON SPERLING, 2016; MOREIRA; DIAS, 2020).

Segundo Moreira e Dias (2020), os CW ainda apresentam potencial para produção de biomassa para a alimentação animal, trazendo benefícios econômicos para os usuários do sistema, especialmente em áreas rurais onde normalmente os animais são criados. A

publicação ressalta ainda, a eficiência de CW na remoção de hormônios, compostos farmacêuticos e substâncias tóxicas presentes no esgoto. O Quadro 2 apresenta de forma resumida as características, vantagens e desvantagens do arranjo tecnológico.

Quadro 2-Características do arranjo tecnológico.

Arranjo	Características	Vantagens	Desvantagens
Reator UASB seguido wetlands construídos	Processo biológico anaeróbico seguido de sistemas de canais rasos plantados com macrófitas, que dependem de processos biológicos, físicos e químicos para o tratamento de esgotos.	Boa remoção de matéria orgânica e de sólidos, com possível remoção de nutrientes e patógenos. Baixo custo de operação e manutenção. CW apresenta boa eficiência em países tropicais, devido às condições climáticas favoráveis ao crescimento das plantas, não requer energia e harmoniza com a paisagem.	Emissão de CH ₄ , se não houver reaproveitamento ou queima do gás. Manutenção periódica é necessária para evitar ervas daninhas e decomposição das próprias macrófitas no leito. Os CW requerem área maior comparado com o processo de lodo ativado.

Fonte: VON SPERLING, 2014; SOUSA *et al.*, 2000; MASSOUD; TARHINI; NASR., 2009.

O arranjo tecnológico de tratamento de esgoto estudado viabiliza o reúso do efluente tratado, por ser um sistema com características do efluente conhecidas e menor risco de adição de contaminantes indesejados, atendendo a pequenas populações, possibilitando tanto o reúso do esgoto tratado para fins não potáveis, menos nobres.

Entretanto, importante ressaltar que a geração do subproduto, não é o único ponto a ser levada em conta na escolha das tecnologias a ser implantada para o tratamento. A aceitação social, condições climáticas, disponibilidade de área, custo financeiro, facilidade operacional entre outros fatores devem ser levar em consideração também.

2.2 PERFIL DOS MUNICÍPIOS DE PEQUENO PORTE POPULACIONAL

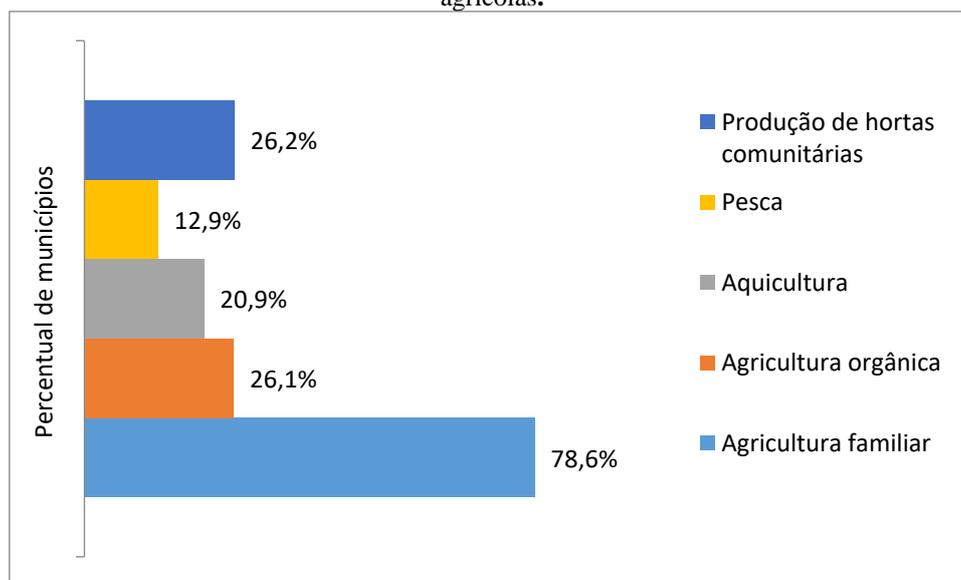
De acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), no relatório sobre o levantamento do perfil dos municípios brasileiros, do ano de 2017, o país possui 5.570 municípios, sendo 1.243 desses municípios com população de até 5.000 hab. (22%), os quais apresentam os piores indicadores para a gestão pública municipal, no que se refere à organização das prefeituras e políticas públicas setoriais.

Os municípios de menor porte populacional possuem baixa existência de políticas habitacionais, sendo que dos municípios com até 5.000 hab., apenas 1,7% possuem uma secretaria exclusiva para essas políticas. O Nordeste apresenta o menor percentual de municípios com Plano Municipal de Habitação. Com relação à existência de alguma estrutura responsável pelas políticas de transporte, os municípios de até 5000 hab. apresentam o menor percentual, sendo que a maioria não é atendida por serviços de ônibus para deslocamentos internos no município (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2017b).

Com relação à agricultura, os municípios brasileiros apresentam grande adesão a políticas agropecuárias, com 92,7% dos municípios com órgão gestor, sendo a política de apoio à agricultura familiar com maior adesão dos municípios (82,6%). Isso reflete o perfil do produtor agropecuário brasileiro e um foco estratégico para os municípios de

pequeno porte populacional. Contudo, as ações de fomento à agricultura orgânica ainda são pequenas, desenvolvidas em somente 36,5% dos municípios brasileiros, indicando um potencial para expansão no país. Ao mesmo tempo em que, os municípios com até 5.000 hab. apresentaram a menor proporção (39,2%) de programas para o estímulo de agroindústrias. A Figura 1 apresenta as ações voltadas para atividades agrícolas abordadas pelos municípios com até 5.000 hab., com maior participação dos municípios nas ações sobre a agricultura familiar.

Figura 1- Percentual de municípios de até 5.000 hab. com estímulo a ações voltadas para atividades agrícolas.



Fonte: Adaptado Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2017b).

Entretanto, a agricultura familiar não garante a segurança alimentar e nutricional, que deve garantir o direito de todos ao acesso adequado e constante a alimentos de qualidade, em quantidade satisfatória para atender as necessidades básicas alimentares e nutricionais para a promoção da saúde da população, respeitando a diversidade cultural e ambiental e com práticas econômicas e socialmente sustentáveis. O modelo de produção e consumo é fundamental para garantir a segurança alimentar e nutricional, pois, para além da fome, há insegurança alimentar quando se produz agredindo ao meio ambiente, com uso de agrotóxicos e sem condições adequadas de trabalho.

Com relação ao meio ambiente, a proporção dos municípios que apresentam alguma estrutura ambiental é menor nos municípios de até 5.000 hab. (89,3%). Contudo, destaca-se, o aumento de municípios com até 5.000 hab. com legislação ambiental, passando de 44,1%, em 2012 para 59,5%, em 2017, sendo os instrumentos de gestão ambiental que tratam do saneamento básico os mais presentes. Mas por outro lado, são poucos os instrumentos que tratam da destinação de embalagens de agrotóxicos, gestão de bacias hidrográficas e adaptação e mitigação das mudanças climáticas (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2017b).

Na região Nordeste, 60% dos municípios possuem programas de prevenção contra problemas climáticos, relacionados às secas históricas na região, o que acarreta perda ou redução da produção agrícola. Além disso, os municípios registraram aumento da desertificação e concentração de poluentes na água exigindo ampliação da captação e do

tratamento da água (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2017b).

O levantamento do IBGE esboça um perfil bem definido para os municípios nordestinos de pequeno porte populacional. Municípios com prevalência de atividade agrícola, voltada, principalmente, para a agricultura familiar com baixa mecanização, que demanda por serviços de saneamento básico e prevenção contra eventos climáticos extremos. Os municípios de pequeno porte apresentam os piores indicadores nas áreas de saúde, educação, segurança alimentar e nutricional e saneamento básico. Além disso, quanto menor o município, maior a carência de recursos próprios, necessitando de repasses estaduais e federais para custear suas atividades.

Contudo, o isolamento, que era o principal entrave para um município pequeno do interior, está mudando rapidamente. Assim, de uma visão de simples articulação de políticas setoriais, os municípios estão evoluindo para a compreensão de uma cidade, ainda que pequena ou média, que pode ser vista como unidade básica de acumulação social, articulando iniciativas econômicas e sociais, culturais e políticas, para gerar uma racionalidade sistêmica (BALBIM, 2016).

Em muitos países a insuficiência de recursos financeiros é um grande empecilho para se obter níveis mais altos de investimento em saneamento. Embora os orçamentos governamentais para abastecimento de água, saneamento e higiene aumentem a uma taxa de 4,9% ao ano, mais de 80% dos países relatam dispor de financiamento insuficiente para cumprir as metas em água potável, saneamento e qualidade da água em áreas urbanas, ao passo que tal proporção aumenta para 90% em áreas rurais (WORLD HEALTH ORGANIZATION; UNITED NATIONS CHILDREN'S FUND, 2017).

No Brasil, desde a Política Nacional de Saneamento Básico (PNSB), Lei nº 11.445/2007, as instituições governamentais têm feito esforços para mudar a precariedade do saneamento. Em relação ao tratamento de esgoto municipal, houve uma expansão na construção de instalações que associam reator UASB a um pós-tratamento. Apesar do grande desafio, nos municípios menores, existe uma oportunidade para planejar e implantar sistemas de saneamento orientado para a recuperação de recursos e agro-saneamento (USHIJIMA *et al*, 2015).

Para além do fortalecimento e subsistência dos municípios de pequeno porte, a recuperação de recursos em sistemas de tratamento de esgotos contribui para alcançar a Agenda 2030 para o desenvolvimento sustentável (UNITED NATIONS, 2015), com o aumento da produtividade agrícola e renda dos pequenos produtores de alimentos, com o incentivo a sistemas sustentáveis de produção de alimentos, como a produção orgânica, e com a regeneração dos ecossistemas, fortalecendo a capacidade de adaptação às mudanças climáticas.

Para tanto, os municípios precisam ser capacitados para assumir a liderança no saneamento orientado para a recuperação de recursos, com apoio das diferentes esferas governamentais investindo em infraestrutura para possibilitar a transição para o saneamento ambiental aliado à agricultura familiar, que consiste na produção agrícola não mecanizada de alimentos com baixo valor de mercado, trazendo benefícios econômicos, ambientais e sociais significativos.

O avanço do setor saneamento voltado para recursos, nesses municípios, permitiria integrar políticas públicas, como a PNSB, a Política Nacional de Agricultura Familiar, Lei nº 11.326/2006, a Política Nacional de Segurança Alimentar e Nutricional (PNSAN), Decreto nº 7.272/2010 e a Política Nacional de Agroecologia e Produção Orgânica (PNAPO), Lei nº 7.794/2012, possibilitando a geração de emprego e renda nesses municípios e fortalecendo a soberania alimentar para os pequenos agricultores.

A soberania alimentar é um princípio fundamental para a garantia de segurança alimentar e nutricional e diz respeito ao direito que os povos têm de definir as políticas, sobre o que produzir, para quem produzir, e em que condições produzir. Soberania alimentar significa garantir a soberania dos agricultores e agricultoras, entre outros grupos, sobre sua cultura e sobre os bens da natureza.

A América Latina e o Caribe produzem alimentos em quantidade suficiente para satisfazer as necessidades de todos os seus habitantes, o problema da fome na região não é a falta de alimentos, mas, sim as dificuldades que os mais pobres enfrentam para acessá-los. Sabendo disso, a agricultura familiar é um setor chave para a segurança alimentar e nutricional, que pressupõe o direito fundamental de promover e garantir a produção e acesso aos alimentos suficientes para garantir uma alimentação que satisfaça as necessidades diárias da população para terem uma vida saudável e ativa (ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA ALIMENTAÇÃO E AGRICULTURA, 2012).

Para o Brasil, uma questão chave é: como contribuir para uma administração de forma competente dos 5.570 municípios que estão na base do país? Ao melhorar a capacidade de gestão desses municípios, melhora não só a produtividade local, mas a produtividade sistêmica do conjunto dos agentes econômicos e sociais. E ao assegurar apoio descentralizado ao pequeno produtor, aos processos participativos de gestão local, contribui para a democratização dos processos locais de decisão (BALBIM, 2016).

Nesse contexto, o estado da Bahia, apesar de ser a sexta maior economia do país, com uma população de aproximadamente 15 milhões de habitantes, apresenta índice de cobertura de esgotamento de 46% para a população urbana, de acordo com a EMBASA (2019). Porém, os municípios de pequeno porte, com até 5.000 habitantes, apresentam apenas 12% de coleta e tratamento de esgoto (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2017c). Além disso, esses municípios têm baixo Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) (0.66) (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2011), o que demonstra o descaso das autoridades e as desigualdades sociais no estado.

Diante do exposto, o presente estudo buscou informações sobre os municípios baianos de pequeno porte com população de até 5.000 hab., com foco no tratamento de esgoto, apresentados no capítulo Materiais e Métodos.

2.3 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma ferramenta que trata com abrangência as questões ambientais e permite avaliar os aspectos ambientais e potenciais impactos associados a um sistema, processo ou produto, gerando informações que podem auxiliar na tomada de decisão e identificação dos pontos críticos do sistema.

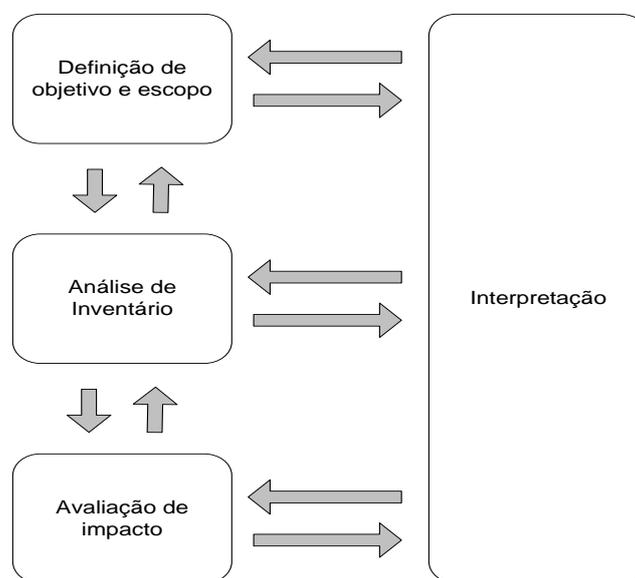
É uma técnica de avaliação de aspectos ambientais e do potencial impacto associado a um processo ou serviço por meio de três ações: a compilação do inventário de entradas e saídas relevantes de um sistema; avaliação do impacto ambiental associadas às entradas e saídas; e a interpretação dos resultados do inventário e da avaliação de impacto relativa ao objetivo e escopo do estudo (GALLEGO *et al.*, 2008).

ACV é uma ferramenta que embasa medidas mitigadoras preventivas ou corretivas, preconizadas pela produção mais limpa. É importante para a tomada de decisão e como subsídio para a compreensão de temas complexos como: gerenciamento e preservação de recursos naturais; identificação de pontos críticos e otimização de sistemas; desenvolvimento de novos serviços e produtos; otimização de reciclagem mecânica e energética; além de definir parâmetros para a rotulagem ambiental de produtos (COLTRO, 2007).

Existem dois tipos de ACV, de acordo com objetivo, a ACV Atribucional, que foca na descrição dos fluxos ambientais (entradas e saídas) relevantes do ciclo de vida e seus subsistemas, e a ACV Consequencial, que descreve como fluxos ambientalmente relevantes irão mudar em resposta a possíveis decisões. Muitas publicações as distinguem como ACV descritiva e ACV orientada para a mudança (*change-oriented*) (FINNVEDEN *et al.*, 2009).

De acordo com a norma ISO 14044/2009, o estudo de ACV compreende quatro fases, que são iterativas: definição de objetivo e escopo, análise de inventário, avaliação de impacto e interpretação (Figura 2). Vale ressaltar que as definições iniciais podem mudar ao longo do trabalho de acordo com as limitações do estudo.

Figura 2 -Fases da ACV



Fonte: ISO 14044/2009.

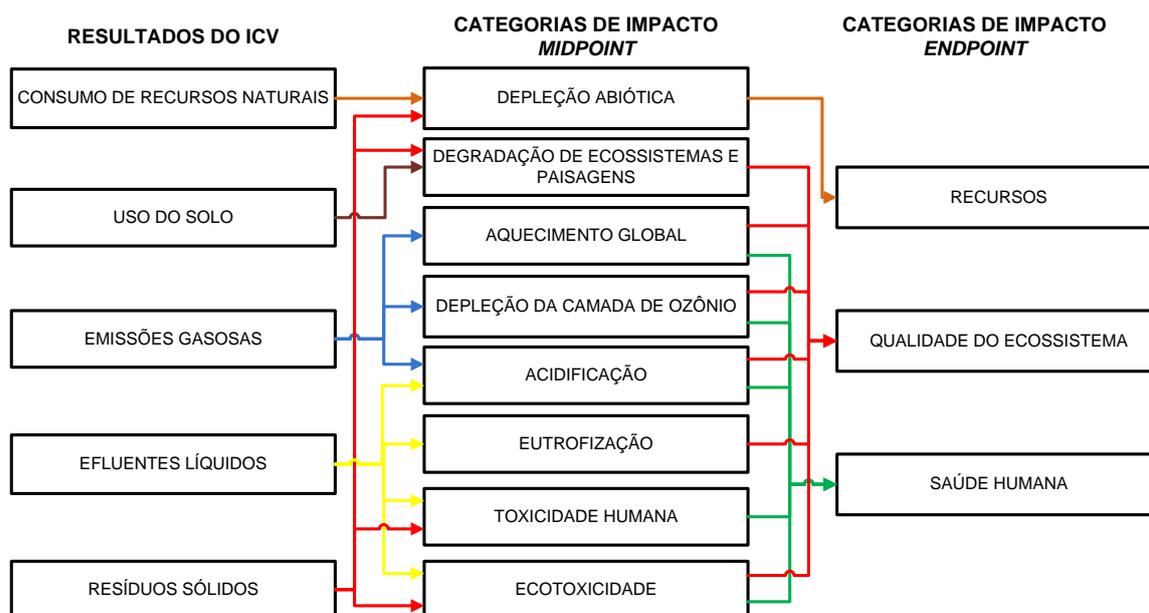
Na fase de definição de objetivo e escopo devem ser definidos o objetivo e a fronteira do estudo, a função do sistema, a Unidade Funcional (UF), a metodologia e a alocação, se houver coprodutos. A análise de Inventário de Ciclo de Vida (ICV) é a fase de coleta de dados e quantificação das entradas e saídas, como produção e consumo de materiais e energia, e as emissões para o ar, solo e água (NBR ISO 14044/2009). A coleta de dados

e a elaboração do ICV é a etapa mais trabalhosa e limitante dos estudos de ACV. A disponibilidade de dados confiáveis e representativos nem sempre é possível e daí surge a necessidade de fazer suposições e buscar dados da literatura, o que eleva a incerteza dos dados.

A fase de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) avalia a magnitude e a importância dos impactos ambientais a partir dos resultados do ICV, levando em conta os efeitos que pode causar ao meio ambiente e à saúde humana. A associação dos resultados às categorias de impacto é feita com base no conhecimento dos processos e dos mecanismos ambientais (SEO; KULAY, 2006).

A definição do horizonte de tempo específica o tipo de indicadores do potencial de impacto ambiental a serem gerados: Indicadores *midpoint* para curto e médio prazo ou indicadores *endpoint*, para impactos de longo prazo. Apesar dos indicadores de *endpoint* serem mais adequados para estudos que envolvam impactos prolongados, como a acumulação de metais pesados nos ecossistemas, seu uso exige cuidados adicionais, apresentando uma incerteza elevada (BARE *et al.*, 2000). A Figura 3 representa as relações entre o ICV e as categorias de impacto.

Figura 3- Representação dos resultados do ICV com as categorias de impacto



Fonte: Adaptado de SETAC (1993); ROUX *et al.* (2010) e HAUSCHILD *et al.* (2013)

A metodologia e a estrutura para AICV estão em constante desenvolvimento, existindo vários métodos que atendem a um determinado conjunto de categorias. Porém, ainda não há um método totalmente aceito e consolidado, para as categorias de impacto regionais. Adota-se o princípio de que modelos cientificamente robustos baseado em regiões heterogêneas proporcionam uma boa base de trabalho, i.é, a tendência estimada para essas regiões é uma estimativa boa de um fator de caracterização global (HAUSCHILD *et al.*, 2013).

Existem diferenças significativas entre os métodos. Dessa forma, os profissionais da ACV geralmente preferem usar métodos já estabelecidos, a métodos recém desenvolvidos, por ter maior estabilidade e consistência dos resultados. Para garantir um

suporte confiável à tomada de decisão, os métodos recém-desenvolvidos não devem substituir os estabelecidos até que um nível mínimo de maturidade do suporte à decisão seja alcançado (BACH; FINKBEINER, 2017).

Além disso, os modelos de caracterização apresentam uma elevada incerteza. Estimativas quantitativas completas da incerteza só são fornecidas para a categoria de Aquecimento Global, que é a categoria de maior aceitação e consenso entre os especialistas (HAUSCHILD *et al.*, 2013).

Por último, na fase de Interpretação os resultados são analisados e identificados diante do objetivo, fornecendo informações sobre as emissões para o meio ambiente e as fases do ciclo de vida que contribuem para os impactos ambientais. A interpretação serve como conclusões e recomendações de melhorias para redução dos impactos e na tomada de decisão (SETAC, 1993).

Porém, há dificuldades em cada fase que devem ser examinadas e aprimoradas. No Objetivo e Escopo, são a escolha da unidade funcional, a delimitação da fronteira do sistema, inclusão dos impactos econômicos e sociais e considerações de cenários alternativos. No Inventário, são os critérios para o que é representativo ou desprezível e as especificidades técnicas locais. Na AICV as maiores complicações são na escolha dos métodos de avaliação e das categorias de impacto diante da realidade e dinâmica do local. Na Interpretação os maiores problemas são a ponderação e avaliação da incerteza para a tomada de decisão (REAP *et al.*, 2008).

A UNEP/SETAC com a Iniciativa do Ciclo de Vida gera recomendações para ajudar a identificar as melhores práticas para a ACV no âmbito definido pelas normas ISO e para tornar os dados, métodos e estudos mais consistentes, disponíveis e aplicáveis em todo o mundo (FINNVEDEN *et al.*, 2009). Mas esses esforços ainda não resultaram em fatores e modelos de caracterização uniformes globalmente aceitos (HAUSCHILD *et al.*, 2013).

Dentre as limitações de estudos de ACV no Brasil, destaca-se a ausência de um banco de dados nacional que represente a realidade brasileira e aperfeiçoe sua aplicação, com o aumento do uso da ferramenta no país e até a criação de *softwares* ou programas computacionais nacionais de ACV. Além da falta de métodos de AICV que retratem a realidade brasileira. Pois, os métodos de avaliação existentes consideram impactos ambientais globais, ou relativos ao local específico em que foram desenvolvidos, como Europa, Canadá e Estados Unidos (PIEKARSKI *et al.*, 2012).

Para a primeira aplicação, o estudo de ACV busca os aspectos ambientais e os pontos críticos de impactos ambientais de um sistema, estabelecendo a sua contribuição para cada categoria de impacto e por fim, propor ações de minimização desses impactos. Em estudos de ACV para a comparação de sistemas pretende-se avaliar os aspectos ambientais e seus impactos associados de forma a atender uma mesma função para cada sistema (SEO; KULAY, 2006).

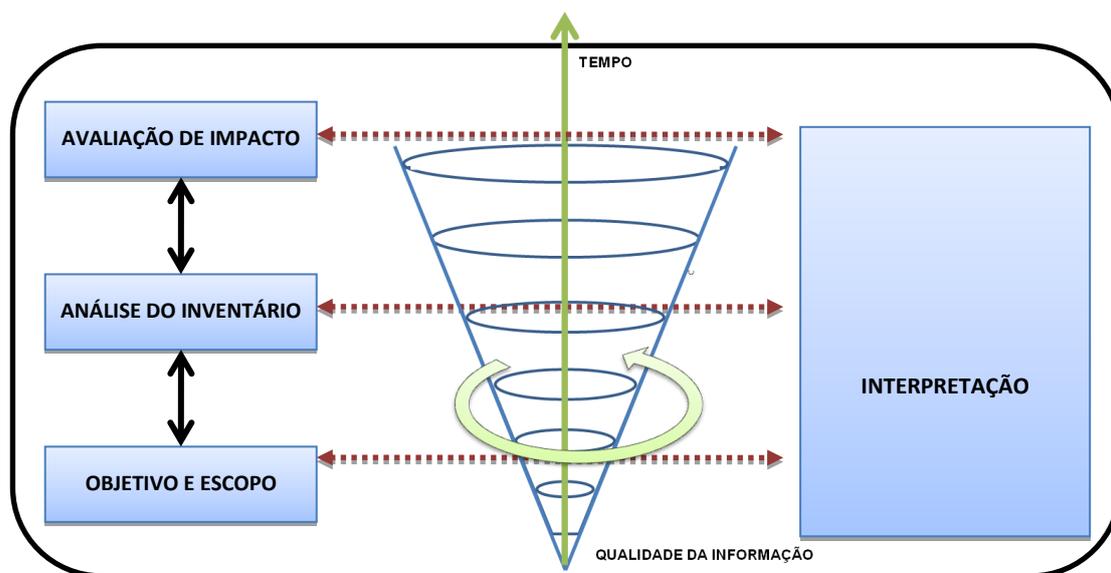
A aplicação da ACV exige a disponibilidade e qualidade de um grande número de dados. Em alguns casos, a coleta de dados e informações pode ser inviabilizada pela falta de interesse de empresas e setores produtivos e pela confidencialidade das informações. Ainda há a preocupação de muitas empresas em despertar a atenção de

órgãos ambientais para possíveis irregularidades em seus processos (SEO; KULAY, 2006).

Diante do grande número de informações, os *softwares* foram desenvolvidos para facilitar a aplicação de ACV ajudando no gerenciamento dos dados, disponibilizando bancos de dados internacionais e métodos de avaliação de impacto, realizando a AICV, sendo atualizados periodicamente. Um dos programas computacionais bastante utilizado é o SimaPro desenvolvido pela Pré-Consultants, na Holanda, serve para comparar e analisar o desempenho ambiental de produtos e serviços com ciclos de vida mais complexos de forma sistemática e transparente, de acordo com a norma ISO 14040.

Também é importante garantir a qualidade dos dados, a metodologia do “cone invertido” visa o aprofundamento e a ampliação do conhecimento, reduzindo o grau de incerteza do estudo dentro das fases da ACV ao longo do tempo. Assim, para aprimorar as fronteiras e a qualidade do estudo várias rodadas dos dados são executadas para melhorar a análise (MEDEIROS *et al.*, 2018). A Figura 4 mostra o desenho esquemático do cone invertido.

Figura 4 -Representação esquemática do cone invertido.



Fonte: MEDEIROS *et al.* (2018).

No mundo, a ACV vem sendo cada mais aplicada em políticas e práticas ambientais, como uma abordagem ampla de todo o sistema, assim como para identificar as partes interessadas aos processos de produção específicos. No Brasil, a aplicação da ACV vem avançando significativamente, o Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICT) lançou a plataforma para a construção de um Banco Nacional de Inventários de Ciclo de Vida (SICV) e está trabalhando no Guia de Qualidade dos Dados (Qualidata) (SOUZA *et al.*, 2016). Com um banco de dados brasileiro espera-se que aumente o uso da ferramenta no país e estimule a criação de programas computacionais nacionais para ACV, e que envolva o setor público e privado.

Além do Brasil, muitos esforços vêm sendo feitos na América Latina para avançar na aplicação da ACV. A Argentina, Colômbia, Chile e México, também, lançaram projetos para a construção de banco de dados representativos de Inventário do Ciclo de Vida (ICV) (CURRAN, 2006).

Ainda no Brasil, a cooperação entre diversos setores alcançou avanços no desenvolvimento de pesquisas, mostrando a importância da aplicação do Pensamento do Ciclo de Vida (*Life Cycle Thinking*) com o aumento do número de instituições que vem se interessando no desenvolvimento e promoção do Pensamento do Ciclo de Vida. Porém, a comunidade brasileira de ACV reconhece que ainda há muito a se fazer para que o Brasil avance, principalmente, nas avaliações mais regionalizadas (SOUZA *et al.*, 2016).

2.3.1 Revisão da literatura de ACV aplicada ao tratamento de esgotos

A ACV se apresenta como uma ferramenta viável para avaliar o desempenho ambiental dos sistemas de tratamento de esgotos (MUGA; MIHELICIC, 2008; GUEST *et al.*, 2009; COROMINAS *et al.*, 2013; ZANG *et al.*, 2015, COROMINAS *et al.*, 2020). A ACV trata com abrangência as questões ambientais e permite avaliar de forma holística os aspectos ambientais e potenciais impactos associados, gerando informações que podem auxiliar na tomada de decisão e identificar pontos críticos dos sistemas.

A ACV é uma ferramenta que permite avaliar os potenciais impactos associados ao ciclo de vida das estações de tratamento, ou seja, a natureza do impacto ambiental oriundo da construção, operação e fim-de-vida do sistema (GATERELL; LESTER, 2000). Além disso, a metodologia da ACV é capaz de avaliar os potenciais impactos da descarga de esgoto bruto direto no ambiente e da descarga do efluente tratado (GODIN; BOUCHARD; VANROLLEGHEM, 2012).

A ACV se destaca por ser capaz de avaliar o sistema de tratamento de esgotos além do *trade-off* entre eficiência do processo e qualidade final do efluente, pois inclui o consumo de recursos e energia, as emissões atmosféricas e a geração de resíduos. Segundo Foley *et al.*, 2010, uma análise apropriada da compensação entre os impactos ambientais negativos e positivos desses sistemas requer uma avaliação de impacto do ciclo de vida e uma comparação subjetiva entre os custos e benefícios ambientais de cada sistema.

Diante disso, a ACV é uma ferramenta bem aceita para avaliar o desempenho ambiental de diversos cenários para os sistemas de tratamento de esgoto, a partir da elaboração do Inventário do Ciclo de Vida (ICV), contabilizando as entradas e saídas dos processos. A ACV pode ser capaz de responder aos questionamentos quanto às vantagens e desvantagens ambientais dos diferentes arranjos tecnológicos das ETE, e quanto ao reúso do esgoto tratado para aliviar a pressão dos recursos hídricos.

A ACV aplicada aos sistemas de tratamento de esgotos ocorreu pela primeira vez na década de 1990, na busca de se avaliar ambientalmente as ETE. A ferramenta se mostrou valiosa para apontar os impactos ambientais associados com o projeto e operação das estações. A partir daí houve um crescente interesse por parte dos

pesquisadores e profissionais da área no uso da ACV, tornando-se necessário uma revisão dos avanços e desafios encontrados.

Corominas *et al.* (2013) realizaram uma revisão aprofundada do estado da arte da aplicação da ACV em sistemas de tratamento de esgotos, levantando 45 artigos publicados ao redor do mundo. O estudo apontou grande variabilidade na definição da UF, nos limites da fronteira do sistema, na escolha dos métodos de avaliação de impacto ambiental e no procedimento para a interpretação dos resultados, chamando a atenção para a necessidade de atender de forma mais rigorosa às normas metodológicas da ISO para garantir a qualidade e transparência dos estudos.

Sabeen *et al.* (2018), em sua revisão sobre o estado da arte, corroboram os problemas encontrados com relação à escolha da UF, das categorias de impacto e do método de AICV, e com relação à delimitação da fronteira, recomendando o desenvolvimento de diretrizes e padrões para garantir a qualidade dos estudos de ACV aplicado aos sistemas de tratamento de esgotos. Mais recentemente, Corominas *et al.* (2020) publicaram uma nova revisão crítica do estado da arte com foco no desenvolvimento de orientações sistemáticas para pesquisadores e profissionais conduzirem estudos de ACV em tratamento de esgotos.

Já Gallego-Schimid e Tarpani (2019) publicaram uma revisão da literatura dos estudos de ACV aplicados ao tratamento de esgotos em países em desenvolvimento, destacando que, dos 43 artigos revisados, as tecnologias mais avaliadas são as variantes do processo de lodo ativado e tratamentos descentralizados. Com relação aos inventários, precisam ser mais detalhados, descrevendo a fonte e os parâmetros técnicos. A fase de construção e o tratamento do lodo são frequentemente negligenciados. Apontando a Índia e a China como os países que mais publicam nessa área. Finalizando com os principais desafios e lacunas para a realização de futuros trabalhos.

A aplicação da ACV em sistemas de tratamento de esgotos envolve diversas metodologias, categorias de impacto e suposições específicas locais que tornam a comparação e as correlações quase impossíveis. Além disso, a metodologia da ACV é complexa e demorada, principalmente para a construção do ICV, em que sempre contabiliza todos os impactos ambientais envolvidos, e menos ainda, os impactos econômicos das alternativas de tratamento (BARJOVEANU *et al.*, 2010). Muitas vezes, a falta de recursos e indisponibilidade de dados impõe restrições ao escopo da avaliação (OPHER; FRIEDLER, 2015). Além disso, sua limitação em relação à valoração qualitativa não contempla outras questões, como a biodiversidade, habitat, estética e aceitação pública (DIXON; SIMON; BURKITT, 2003).

Para Corominas *et al.* (2013), o principal desafio para a aplicação da ACV em sistemas de tratamento de esgotos é a mudança de paradigma da remoção de poluentes para um sistema de recuperação de recursos. Além disso, há a necessidade do desenvolvimento de métodos de avaliação regionais, melhoria da qualidade dos dados, redução da incerteza e uma melhor integração e comunicação com os tomadores de decisão.

Embora a ACV não seja uma avaliação econômica, explicar como diferentes cenários de tratamento de efluentes contribuem para o impacto ambiental associado à construção e operação, focando nos pontos críticos de entrada e saída, é uma possibilidade de

incluir o custo ambiental na avaliação do investimento. Assim como identificar oportunidades de otimizar o sistema, são considerações que podem ser incorporadas à tomada de decisão. Mesmo que as medidas de desempenho ecusto ambiental decorrentes da aplicação da ACV não sejam totalmente confiáveis, ou 100% precisas, a sua inclusão na avaliação de investimento amplia o nível em que os custos e benefícios ambientais são considerados atualmente, sendo melhor do que não os considerar (GATERELL; LESTER, 2000).

Um levantamento de artigos, publicados internacionalmente, com a aplicação de ACV no tratamento de esgotosanitário é apresentado no Quadro 3, com a descrição do autor, ano e local, objetivo e tecnologias estudadas, escopo do trabalho com a fronteira do estudo e a unidade funcional (UF), métodos de avaliação e *software* usado e os resultados obtidos.

Para isso, realizou-se um levantamento da literatura em plataformas de pesquisa como *Web of Science*, *Science Direct*, *Google Acadêmico*, usando as palavras-chave em inglês: *Life Cycle Assessment (LCA)*, *Wastewater Treatment*, *UASB Reactor* e *Constructed Wetlands (CW)*, publicados no período dos anos de 2000 a 2019.

Quadro 3 - Resumo de artigos da aplicação de ACV no tratamento de esgotos.

Nº	Autor	Ano	Local	Objetivo	Tecnologias	Escopo do estudo	Método/ <i>Software</i>	Categorias de impacto	Resultados
1	LUNDIN; BENGTSSON; MOLANDER.	2000	Suécia	Comparar um sistema de tratamento convencional, em grande e pequena escala, com sistemas separados: um com separação da urina e outro com águas negras tratada em um processo de compostagem.	Tratamento convencional e separação da urina.	Fase de operação de um sistema convencional de tratamento em larga escala e um sistema com separação da urina, atende a 72.000 P.E. Fases de construção e operação do sistema convencional em pequena escala e compostagem, atende a 200 hab. Inclui a coleta, tratamento, transporte, produção de químicos e outros materiais, matrix energética e fertilizantes. U.F: tratamento de esgoto por 1 ano por P.E.	Somente ICV		O sistema em larga escala pode ser melhor tanto para a fase de construção como de operação. A separação da urina mostrou menores emissões para água e boa eficiência na reciclagem de nutrientes para a agricultura, o que pode reduzir a necessidade de produção de fertilizantes minerais. E a combinação do tratamento em larga escala com a separação da urina pode ser vantajoso. E que a grande importância da separação dos sistemas é visível quando inclui os efeitos da produção dos fertilizantes.
2	DIXON; SIMON; BURKITT.	2003	Reino Unido	Fornecer dados sobre o impacto ambiental da construção e operação dos <i>wetlands</i> para o tratamento de esgoto e fornecer uma comparação com uma já existente e mais convencional tecnologia de tratamento de águas residuais.	<i>Wetland</i> construído e filtro aerado.	O estudo baseia-se em uma aplicação hipotética de tratamento de águas residuais fornecida por uma empresa de engenharia ambiental. O estudo inclui o ICV e análise de sensibilidade. U.F.: PE (1PE = 0,2m ³ /dia). O estudo foca nos materiais, transporte e operação. Incluindo manufatura, instalação e operação, mas não inclui o final-de-vida. Não apresenta o ICV.	SimaPro (Pre consultants, 2002). Análise de Sensibilidade.	Considera o uso de energia, emissões de CO ₂ , emissões sólidas e uso do solo.	Em geral, os <i>wetlands</i> e o sistema convencional são próximos em termos de uso de energia. O transporte durante a construção e operação foi o contribuidor para o uso de energia e emissões de CO ₂ . O impacto ambiental do <i>wetland</i> é reduzido se o solo escavado no local for adequado para reuso no preenchimento do <i>wetland</i> .

Quadro 3– Resumo de artigos da aplicação de ACV no tratamento de esgotos (Continuação)

Nº	Autor	Ano	Local	Objetivo	Tecnologias	Escopo do estudo	Método/ <i>Software</i>	Categorias de impacto	Resultados
3	GATERELL; GRIFFIN; LESTER	2005	Reino Unido	Avaliar os impactos ambientais associados a diferentes processos utilizados no tratamento de esgotos.	Tanque séptico, lodo ativado, biofiltro, biofiltro aerado submerso, biodisco rotativo e <i>wetlands</i> construídos.	Inclui construção, operação e desconstrução do tratamento preliminar ao terciário e tratamento do lodo. U.F.: 100.000Kg de DBO removido. ICV	Ecoscarcity; Environmental Priority Strategies (EPS); Tellus Method; MPM Valuation /PEMS 4 software	GW, AC, OD, EU, RD, HT e Summer Smog.	Maior impacto para o consumo de energia. A comparação dos processos através da PE sugere maior economia em ETE de maior escala, embora o bombeamento, transporte e disposição do lodo não tenham sido incluídos, o que poderia mudar os resultados.
4	HOUILLOIN; JOLLIET	2005	Suíça	Comparar seis cenários de tratamento de lodo de esgoto.	Aplicação agrícola, incineração em leito fluidizado, oxidação, pirólise, incineração em fornos de cimento e aterro sanitário.	Diferentes cenários de tratamento do lodo primário e biológico em ETE para 300.000 habitantes equivalentes (eq. Inh). Foram usados dados da França e Suíça. U.F.: 1 ton de matéria seca. ICV detalhado	Balanco de energia e de emissões de CO ₂ . Análise de Sensibilidade.	Energia e Aquecimento global.	Os impactos evitados por coprodutos são muito importantes em termos de consumo de energia e emissões de poluentes. O balanço energético sugere que a incineração e a aplicação agrícola têm o menor consumo de energia não renovável. Para o aquecimento global, a incineração em fornos de cimento é melhor do que aterro sanitário e aplicação agrícola.
5	MACHADO <i>et al.</i>	2006	Portugal	Identificar, quantificar e comparar o impacto ambiental associado a três sistemas de tratamento para pequenas populações.	<i>Wetland</i> construído, infiltração lenta e lodo ativado	Os dados da produção de equipamentos e acessórios, construção, implantação, operação, manutenção e a desconstrução (fim-de-vida) e disposição final. Inclui os materiais usados, combustíveis e os processos envolvidos, para 20 anos de vida do sistema. U.F.: 100 P.E. Não apresenta o ICV.	CML 2 BASELINE 2000/ SimaPro	AD, GW, OLD, HT, TE, PO, AC, EU.	Os tratamentos alternativos são mais vantajosos pelo menor uso de materiais na construção e implantação, menor uso de energia na operação e manutenção e contribuição para a redução do aquecimento global pela absorção de CO ₂ .

Quadro 3– Resumo de artigos da aplicação de ACV no tratamento de esgotos. (Continuação)

Nº	Autor	Ano	Local	Objetivo	Tecnologias	Escopo do estudo	Método/Software	Categorias de impacto	Resultados
6	HOSPIDO; MOREIRA; FEIJOO	2007	Espanha	Avaliar o desempenho ambiental de 4 estações de tratamento com capacidade para atender de 75.000 até 125.000 habitantes com o objetivo de obter mais conhecimento sobre seu desempenho.	Tratamento primário e secundário, digestão anaeróbia e desidratação do lodo e aplicação do lodo no solo.	Comparação entre as diferentes configurações das estações levando em consideração: existência de tratamento secundário, digestão anaeróbia e diferentes tipos de desidratação do lodo. UF: 1 P.E.ICV detalhado	CML 2 2002/ SimaPro 5.1 Análise de Sensibilidade.	EU, OLD, GW, AC, PO, AD, HT, MAE, TE, FWAE.	Alto consumo de energia para o tratamento secundário. A amônia e fósforo contribuem para a eutrofização. A digestão anaeróbia reduz o impacto da aplicação do lodo no solo e o uso de produtos químicos pode influenciar no desempenho ambiental da estação.
7	GALLEGO <i>et al.</i>	2008	Espanha	Analisar os impactos ambientais de diferentes tecnologias de tratamento de águas residuárias em pequenas populações.	Biodenifro, aeróbio-anóxico e aeração prolongada.	Cada ETE foi dividida em 4 subsistemas: pré-tratamento e tratamento primário (subsistema 1), tratamento secundário (subsistema 2), linha de lodo (subsistema 3), uso e transporte do lodo (subsistema 4). UF: P.E. ICV detalhado	CML 2 BASELINE 2000 /SimaPro 6.0/ Banco de dados: IDEMAT (2001) e Ecoinvent (1996).	AD, GW, OLD, TE, PO, AC, EU.	Principais categorias: eutrofização e ecotoxicidade terrestre. Os tratamentos com aeração prolongada apresentaram maior impacto, devido ao uso de energia. Os estágios de maior contribuição ao longo do ciclo de vida da ETE foram: descarga da água, operação e em menor proporção a implantação do sistema
8	HOIBYE <i>et al.</i>	2008	Dinamarca	Avaliação holística da sustentabilidade de tecnologias de tratamento de esgoto, incluindo aspectos ambientais, econômicos e técnicos. Para avaliação ambiental foi usada a metodologia da ACV.	Para a ACV: filtro de areia, ozônio e bioreator de membrana (MBR).	O escopo inclui os materiais de construção, a energia para a operação, a disposição do lodo e as emissões. Também inclui metais pesados, disruptores endócrinos e detergentes no efluente. U.F.: 1 m ³ de esgoto tratado. Não apresenta ICV.	EDIP Análise de Sensibilidade.	GW, AC, EU e FWAE.	Em termos de sustentabilidade, os filtros de areia são os mais vantajosos pelo baixo consumo de energia e alta eficiência na remoção de metais pesados.

Quadro 3 – Resumo de artigos da aplicação de ACV no tratamento de esgotos. (Continuação)

Nº	Autor	Ano	Local	Objetivo	Tecnologias	Escopo do estudo	Método/Software	Categorias de impacto	Resultados
9	RENOU <i>et al.</i>	2008	França	Avaliar os métodos de avaliação de impacto da AICV para o tratamento de águas residuárias. Primeiro é aplicado a ACV para o tratamento de esgoto doméstico, para a remoção de nutrientes e carbono, incluindo o tratamento do lodo e a reciclagem. 5 métodos são usados para avaliar 5 categorias de impacto para a operação.	Tanque anaeróbico e lodo ativado e clarificação, incluindo o tratamento do lodo.	O sistema inclui a estação de tratamento do esgoto e lodo e as atividades: produção de químicos, produção de energia, transporte de químicos, resíduo e lodo, e distribuição do lodo. UF: volume de esgoto tratado em 1 ano. Não apresenta o inventário.	CML 2000, Eco Indicator 99, EDIP 96, EPS e Ecopoints 97 / SimaPro 5. Cita a Análise de Sensibilidade, mas não mostra nos Resultados.	AC, EU, RD, GHE, HT.	Avaliação consistente entre os métodos para GEE, depleção dos recursos naturais e acidificação. Atenção especial deve ser dada a toxicidade humana devido às discrepâncias entre os métodos.
10	WEISS <i>et al.</i>	2008	Suécia	Avaliar 4 sistemas locais de tratamento "fim-de-tubo" de efluentes: infiltração, precipitação química e remoção de P usando filtros: Filtra P e Filtralite [®] P. Os sistemas foram comparados com seus impactos ambientais relativos e uso de recursos naturais.	Infiltração, precipitação química e remoção de P, usando filtro reativo Filtra P e Filtralite [®] P.	A fronteira do sistema inclui: extração da matéria-prima, produção de materiais e componentes, operação do sistema de tratamento e a disposição e reciclagem dos resíduos. No inventário foram considerados os dados de energia, uso dos recursos, emissões para o ar e água para cada um dos fluxos relevantes. U.F.: 1 P.E. por 1 ano. Não apresenta ICV.	Classificação, caracterização e normalização para as categorias de impacto calculados de acordo com ISO 14040. Análise de Sensibilidade.	AD, GW e EU.	A precipitação química apresenta resultados mais favoráveis para a conservação ambiental e dos recursos. Os filtros Filtra P e Filtralite [®] P apresentam grande redução para a eutrofização, porém, têm alto impacto no uso da energia. A infiltração apresenta baixo impacto em todas as categorias, exceto para a EU.

Quadro 3– Resumo de artigos da aplicação de ACV no tratamento de esgotos. (Continuação)

Nº	Autor	Ano	Local	Objetivo	Tecnologias	Escopo do estudo	Método/ <i>Software</i>	Categorias de impacto	Resultados
11	BENETTO, <i>et al.</i>	2009	Luxemburgo	Comparar um sistema de saneamento ecológico em um edifício comercial com um sistema convencional centralizado	Segregação de correntes: águas marrons, amarelas e cinzas.	Inclui águas marrons, a parte sólida segue para compostagem e depois para o campo; as águas amarelas seguem para um tanque de estocagem para tratamento e depois para o campo; as águas cinzas vão para tratamento em wetlands e o lodo vai para a incineração. No sistema convencional inclui a estação de tratamento do esgoto gerado por 40 trabalhadores do edifício durante 220 dias por ano. Não apresenta ICV.	Umberto 5.5 para o ICV	Demanda Cumulativa Exergia (CExD), EU, AC, GW e as categorias de <i>endpoint</i> . Análise de Sensibilidade.	O saneamento ecológico reduz o impacto na qualidade do ecossistema, entretanto, apresenta alto impacto nos recursos, saúde humana e na mudança climática. O saneamento ecológico aparece como uma alternativa promissora em pequena escala.
12	MUÑOZ <i>et al.</i>	2009	Espanha	Comparar diferentes cenários para reúso de águas residuárias, com foco nas categorias de impacto relacionadas com a toxicidade.	Tratamento terciário: Ozonização combinado com peróxido de hidrogênio.	Foram avaliados quatro cenários alternativos: descarga de águas residuárias mais dessalinização, reúso de água sem tratamento terciário, reúso de águas residuais após ozonização e reúso após ozonização mais peróxido de hidrogênio. U.F.: 1 m ³ para irrigação na agricultura. ICV detalhado	USES-LCA/ EDIP 97 Discute a incerteza dos dados.	HT, FWAE, MAE e TE.	Destaca a importância de avaliar a toxicidade e os poluentes orgânicos emergentes. Na perspectiva da ecotoxicidade deve-se aplicar o tratamento terciário antes do reúso. Para a toxicidade humana a diferença entre os cenários é pequena. O tratamento terciário apresenta uma redução significativa do potencial de aquecimento global comparado com a dessalinização.

Quadro 3 - Resumo de artigos da aplicação de ACV no tratamento de esgotos. (Continuação)

Nº	Autor	Ano	Local	Objetivo	Tecnologias	Escopo do estudo	Método/Software	Categorias de impacto	Resultados
13	FOLEY <i>et al.</i>	2010	Austrália	Estudo de ICV de 10 diferentes cenários de tratamento de águas residuárias. Os cenários vão desde o esgoto bruto até tecnologias avançadas de remoção de nutrientes.	Digestão anaeróbia, lodo ativado, BNR (remoção biológica de nutrientes) e lagoa de estabilização.	Inclui emissões atmosféricas e descargas do efluente, geração de energia e produção de químicos, para as fases de construção e operação. UF: tratamento de 10ml/dia de esgoto doméstico bruto (5000 kg de DQO/dia, 500 kg N/dia, 120kg/dia) em 20 anos.	Somente ICV Análise de Incerteza.	Somente ICV.	O aumento da remoção de nitrogênio e fósforo aumentam as emissões (GEE e lodo para aterro) e o consumo de recursos (energia, infraestrutura, substâncias químicas). Para uma melhor qualidade do efluente final maior é a carga de impactos ambientais negativos.
14	ROUX <i>et al.</i>	2010	França	ACV de três sistemas de saneamento incluindo a rede de esgoto (sewage network). Descreve o ICV de 2 sistemas de tratamento recebendo a mesma carga de DBO associado a mesma rede de esgoto usando os dados do <i>Ecoinvent</i> .	<i>Wetland</i> construído de fluxo vertical e lodo ativado	Compara os sistemas com a descarga direta do esgoto sem tratamento. Inclui a rede coletora. UF.: Total de carga orgânica nominal diária (kgDBO). ICV da operação	CML - <i>midpoint</i> Ecoindicator-endpoint/ SimaPro	Analisa o uso de energia, e as emissões de CO ₂ .	Os wetlands têm menor impacto em todas as categorias exceto para a eutrofização. A rede de esgoto apresentou um grande impacto em todas as categorias menos para a eutrofização.
15	FUCHS; MIHELIC; GIERKE.	2011	EUA	Comparar o impacto ambiental de <i>wetlands</i> de fluxo vertical e horizontal, com as emissões de gases de efeito estufa (GEE). E comparar os <i>wetlands</i> com sistemas convencionais em relação à aquisição de materiais, montagem e operação.	<i>Wetlands</i> construídos de fluxo vertical comparado com <i>wetlands</i> de fluxo horizontal.	Considera um sistema séptico para o tratamento primário e secundário, incluindo o solo, vegetação, forro e a coleta de esgoto, e transporte. UF: tratamento de esgoto para 400 P.E. para um sistema de 50 anos, com efluente de descarga de 5mg/L NH ₄ ⁺ - N. 1 P.E. gera 150L/dia de esgoto. ICV detalhado	Ecoindicator 99 e CML 2 Baseline 2000 /SimaPro 7.0	<i>Endpoint</i> : Saúde humana, Qualidade do ecossistema, Recursos. <i>Midpoint</i> : AC, EU, GW, OLD, Carcinogênico, entre outras.	Os wetlands de fluxo vertical são menos impactantes para a remoção de nitrogênio total do esgoto doméstico. E os <i>wetlands</i> apresentam menor impacto ambiental em termos de consumo de recursos e emissão de GEE.

Quadro 3 - Resumo de artigos da aplicação de ACV no tratamento de esgotos. (Continuação)

Nº	Autor	Ano	Local	Objetivo	Tecnologias	Escopo do estudo	Método/ <i>Software</i>	Categorias de impacto	Resultados
16	GODIN; BOUCHARD; VANROLLEG HEM.	2012	Canadá	Avaliar uma nova metodologia para a realização de ACV em ETE. Baseia-se na avaliação do benefício ambiental líquido (NEB) e requer avaliar o impacto potencial da descarga das águas residuárias sem e com o tratamento, além de avaliar o impacto do ciclo de vida da ETE.	Lagoas facultativas aeradas	Inclui a ETE, a descarga do efluente, as emissões atmosféricas, o tratamento do lodo e aplicação na agricultura. Somente para a fase de operação. U.F.: 1 m ³ de esgoto bruto que chega na ETE. ICV detalhado	ReCiPe/ SimaPro 7.2	GW, HT, EU, FWAE, MAE, TE, AD.	Para todas as categorias, o benefício da remoção de poluentes expresso pela diferença entre a descarga com e sem tratamento mostrou o ganho ambiental do tratamento, que não é superado pelos impactos gerados pelo ciclo de vida da ETE. A metodologia proposta mostrou o trade-off entre os impactos do ciclo de vida da ETE e os impactos evitados com a melhoria da qualidade do esgoto tratado.
17	KALBAR; KARMAKAR; ASOLEKAR	2013	Índia	Comparar quatro ETE com diferentes tecnologias usando ACV.	Lodo ativado, <i>wetland</i> construídos, reator UASB seguido de lagoa aerada facultativa, reator sequencial em batelada (SBR).	Inclui a ETE e o tratamento e disposição do lodo, para a fase de operação e manutenção. U.F.: PE no período de um ano, 1 PE = 50gDBO/dia. ICV detalhado	CML 2 BASELINE 2000/ Calculado no excel	GW, TE, EU, FWAT, MAE, AD, HT, AP.	O SBR apresentou maior consumo de energia e GW, mas produziu o melhor efluente com relação a matéria orgânica e nutrientes. Os <i>wetlands</i> construídos têm consumo de energia desprezível e GW negativo devido ao sequestro de C nas macrófitas. O consumo de energia, as emissões para água e a presença de metais pesados no lodo aplicadas no solo foram os principais impactos ambientais associados as ETE.

Quadro 3 – Resumo de artigos da aplicação de ACV no tratamento de esgotos. (Continuação)

Nº	Autor	Ano	Local	Objetivo	Tecnologias	Escopo do estudo	Método/ <i>Software</i>	Categorias de impacto	Resultados
18	LOPSIK, K.	2013	Estônia	Avaliar os impactos ambientais de dois tipos de tecnologias de tratamento usando a metodologia de ACV.	Wetland construído vertical e horizontal e lodo ativado com aeração prolongada.	O estudo analisa a fase de construção e operação. Inclui: sistema de esgoto, materiais de construção, uso da terra, uso de eletricidade, uso de químicos, a expectativa de vida útil do sistema e os parâmetros de descarga do efluente tratado. UF: 1 P.E. (60g de DBO/h) durante 15 anos de operação. ICV detalhado	Impact 2002 + e Recipe/ SimaPro Faculty 7.2 Análise de Sensibilidade	Todas as categorias de impacto de midpoint e endpoint.	O principal impacto negativo dos wetlands construídos é na fase de construção e no uso de agregado leve de argila expandida como material de preenchimento. Os impactos do sistema de lodo ativado com aeração prolongada são causados, principalmente, pelo uso de eletricidade e pela qualidade final do efluente, assim, a fase de operação tem um maior impacto no ciclo de vida.
19	CORNEJO; ZHANG; MIHELICIC.	2013	Bolívia	Avaliar os benefícios da mitigação do impacto ambiental de dois pequenos sistemas de tratamento de águas residuárias usando a recuperação de recursos (i.é, reutilização de água e recuperação de energia).	UASB seguido de lagoas de maturação; lagoa facultativa seguido de lagoa de maturação	Sistemas: (1) existente, (2) recuperação de energia, (3) reuso de água agrícola, e (4) recuperação combinada de recursos (reutilização de água de uso agrícola e recuperação de energia). Fase de construção e operação. UF: tratamento de 1 m ³ de esgoto durante 20 anos. Sistema completo ICV (dados suplementar)	IPCC, CED, Ecoindicator 95/ Simapro 7.2 Análise de sensibilidade	Embodied energy, carbon footprint, e eutrophication	A energia incorporada da fase de construção era significativamente maior que a fase de operação. A pegada de carbono da fase de operação foi maior do que a fase de construção. A recuperação de energia do UASB proporcionou uma alta redução na energia incorporada e na pegada de carbono. Nas condições existentes de reutilização de água e recuperação de energia, o sistema de Lagoas mostrou ter menor potencial de impacto.

Quadro 3 – Resumo de artigos da aplicação de ACV no tratamento de esgotos.(Continuação)

Nº	Autor	Ano	Local	Objetivo	Tecnologias	Escopo do estudo	Método/Software	Categorias de impacto	Resultados
20	PADILLA <i>et al.</i>	2013	México	ACV de três cenários de tratamento de esgoto usando lodo ativado, analisando o efeito ambiental de cada unidade de processo com baixa, média e alta vazão.	Lodo ativado convencional e Lodo ativado com aeração prolongada.	Três cenários de tratamento com lodo ativado com baixa, média e alta vazão, incluindo: tratamento do esgoto, dos resíduos sólidos e do lodo. UF: tratamento de 1 m ³ de esgoto durante 20 anos. Considerou a fase de operação, incluindo os materiais e a energia para a operação, emissões atmosféricas, resíduos sólidos e a disposição final do lodo.	CML 2000/ SimaPro	AD, AC, GW 100, EU, PO, OLP, HT, TE.	Os estudos indicaram que o maior impacto é no tratamento do esgoto para os 3 cenários devido ao consumo de energia, para as categorias GW e TE. A disposição dos resíduos contribuiu principalmente para a categoria OLD.
21	BARJOVEAN U <i>et al.</i>	2014	Romênia	Avaliar o perfil ambiental de todo o sistema municipal de serviço de água.	Tratamento biológico e mecânico.	Coleta, tratamento do esgoto e tratamento do lodo. U.F.: 1 m ³ de água de abastecimento. Apresenta Balanço hídrico	CML 2000 baseline e Ecological Scarcity 2006/ SimaPro 7.3	GW, AC, EU, FWAE, MAE, TE, AD, HT, PO, OLD, e categorias de endpoint.	A descarga do efluente é responsável pelos impactos de eutrofização e emissões para águas superficiais. O estudo afirma a aplicabilidade da ACV para descrever, comparar e prever o desempenho ambiental dos serviços de água.
22	NIERO <i>et al.</i>	2014	Dinamarca	ACV comparativa do desempenho ambiental de 4 tipos de ETE com diferentes cenários.	Tratamento aeróbio versus anaeróbio e químico versus biológico.	Inclui o tratamento do esgoto primário, secundário e terciário, e o tratamento e disposição do lodo. Somente para a fase de operação. U.F.: 1 m ³ de esgoto bruto na entrada da ETE. ICV detalhado	RecCiPe, USEtox/ SimaPro Análise de Incerteza e de Sensibilidade.	GW, AC, EU, FWAE, MAE, TE, AD, HT.	Para o aquecimento global e depleção abiótica, o reaproveitamento do fósforo na agricultura aparece como uma alternativa mais sustentável em comparação com a incineração do lodo. A análise de incerteza e de sensibilidade mostrou que não se pode tirar conclusões sobre as categorias de eutrofização e toxicidade.

Quadro 3 – Resumo de artigos da aplicação de ACV no tratamento de esgotos. (Continuação)

Nº	Autor	Ano	Local	Objetivo	Tecnologias	Escopo do estudo	Método/Software	Categorias de impacto	Resultados
23	LORENZO-TOJA et al.	2016	Espanha	Avaliar duas ETE em regiões de clima diferentes, incluindo as emissões de GEE e Poluentes orgânicos emergentes (POE).	Reator biológico de biomassa suspensa e lodo ativado com aeração prolongada.	Duas ETE, incluindo tratamento preliminar, primário e secundário e tratamento do lodo, para as fases de construção e operação. U.F.: 1m ³ de esgoto tratado. ICV detalhado	CML 2001/SimaPro 8.0 Análise de Sensibilidade	EU, GW, OLD, HT, MAE, FWAE	Alto impacto para a categoria de aquecimento global, apresentando 13 a 33% dependendo da tecnologia. Em relação à influência dos POE na avaliação ambiental das ETE, foram encontrados resultados relevantes para a Ecotoxicidade.
24	RISCH et al.	2015	França	Quantificar a contribuição da rede coletora de esgoto em relação ao impacto total do sistema urbano de esgoto.	Lodo ativado.	Construção, operação e fim-de-vida da rede coletora e da ETE. UF.: coleta e tratamento de esgoto gerado por 5200 PE (PE= 312 KgDBO/d), com densidade de 1700 hab/km ² . ICV detalhado	ReCiPe V1.07/SimaPro 7.3 Análise de Incerteza e de Sensibilidade.	18 categorias de impacto, incluindo midpoint e endpoint.	A construção da rede coletora tem um impacto ambiental maior do que a construção e operação da ETE em 12 das categorias. O estudo destaca a importância de comparar as opções centralizadas versus descentralizadas para sistemas urbanos de esgoto.
25	PIAO et al.	2016	Coréia do Sul	Analisar os impactos ambientais da operação de três ETE e comparar os impactos e benefícios ambientais dos três sistemas integrados para o tratamento do lodo.	Lodo ativado. Processo anaeróbio/anóxico/oxido (A2O). Modified Ludzack Ettinger (MLE) process.	Inclui tratamento preliminar, a ETE, disposição do lodo. Não inclui a construção e desconstrução. UF.: 1 m ³ de efluente. Digestão anaeróbia do lodo. ICV detalhado	CML 2001, EDIP1997, ReCiPe Midpoint/Gabi Análise de Incerteza e de Sensibilidade.	AC, EU, GW, HT.	O processo A2O, tecnologia mais avançada, apresentou os menores EU e GW, devido a remoção de nutrientes; mas os maiores potenciais para AC e HT, devido ao uso de energia e químicos. A incineração com gerenciamento integrado de lodo apresentou a maior redução em todas as categorias.

Quadro 3 – Resumo de artigos da aplicação de ACV no tratamento de esgotos. (Continuação)

Nº	Autor	Ano	Local	Objetivo	Tecnologias	Escopo do estudo	Método/Software	Categorias de impacto	Resultados
26	LIMPHITAKP HONG, <i>et al.</i>	2016	Tailândia	Avaliar o desempenho ambiental e econômico de sete ETE municipais centralizadas existentes em Bangkok.	5 diferentes tipos de lodo ativado.	Sete estações de tratamento centralizadas, em escala real, somente para a fase de operação. As estações foram separadas em pequena, média e larga escala. UF.: 1 m ³ de esgoto bruto. ICV detalhado	Endpoint modeling (LIME)/ JEMAI-LCA Pro 2.1.2	EU, GW, AC	A configuração do sistema lodo ativado e a escala da planta não têm uma correlação clara com a taxa de consumo de eletricidade. A EU é a categoria de maior potencial de impacto. O consumo de energia é a maior contribuição para GW e com os custos operacionais. É preciso melhorar a eficiência energética das ETE e maximizar a capacidade de tratamento da planta.
27	RAHMAN, <i>et al.</i>	2016	USA	Avaliar três níveis de tratamento para remoção de nutrientes (N e P) usando 27 configurações representativas do processo de tratamento.	27 configurações de processo	Inclui o bombeamento de afluente até descarga de efluentes e bombeamento e tratamento de lodo. Inclui: construção e operação foram incluídas, manutenção e o desmantelamento foram excluídos. UF.: 1 m ³ de águas residuais efluentes. vida útil de 20 anos ICV (dados suplementar)	TRACI 2.1/ Simapro Análise de Incerteza	OD, GW, AC, Ecotoxicity, Carcinogenic, Non carcinogenics.	Os resultados mostram que tecnologias avançadas p/ remoção de nutrientes diminuíram o potencial de eutrofização local, enquanto o uso de produtos químicos e eletricidade para esses tratamentos, simultaneamente aumentaram a eutrofização indiretamente e contribuiu para outros potenciais impactos, incluindo a saúde humana e ecotoxicidade, GW, OD e AC.
28	MCNAMARA <i>et al.</i>	2016	Irlanda	Avaliar os custos ou ganhos ambientais associados às variações no tamanho e localização de uma ETE.	Lodo ativado. Digestão anaeróbia.	fase de operação da ETE até a descarga do efluente. Inclui a digestão anaeróbia do lodo. UF.: PE = 0,2 m ³ de esgoto.	CML 2001/ GaBi 2.0	AD, GW, EU, AC, OD, PO, HT, FWAE, TE, MAE	A melhoria da qualidade do efluente final aumenta o potencial de impacto ambiental. O consumo de energia e a aplicação de lodo no solo são os maiores contribuintes para o impacto ambiental de todo o sistema de tratamento.

Quadro 3 – Resumo de artigos da aplicação de ACV no tratamento de esgotos. (Continuação)

Nº	Autor	Ano	Local	Objetivo	Tecnologias	Escopo do estudo	Método/ <i>Software</i>	Categorias de impacto	Resultados
29	GARFÍ, <i>et al.</i>	2017	Espanha	Comparar os potenciais impactos ambientais a 3 alternativas de tratamento para pequenos aglomerados. Adicional avaliação econômica.	Lodo ativado aeração prolongada (escala real), wetland construídos, sistemas de lagoas de alta taxa (hipotético).	Inclui materiais, energia, recursos, emissões atm, desidratação e disposição do lodo para as fases de construção e operação. UF.: 1 m ³ de água tratada para 20 anos. População: 1.500 PE ICV detalhado	ReCiPe midpoint/ SimaPro 8.0 Análise de Sensibilidade	MD, FD, CC, OD,TA, FWE, ME.	O sistema de lodo ativado apresentou de 2 a 5 x maior impacto para as categorias analisadas, devido ao consumo de energia e químicos. Os wetlands construídos e as lagoas apresentaram desempenho similar, destacando os wetlands com menor requerimento de área.
30	HERNANDEZ-PADILLA, <i>et al.</i>	2017	América Latina e Caribe	Comparar o desempenho ambiental de 2 tecnologias de tratamento de esgoto. Analisar a regionalização para interpretação da ACV de acordo com a variabilidade espacial para 22 países da América Latina e Caribe.	Aeração prolongada e sistema de lagoas.	Inclui tratamento preliminar, primário, secundário, terciário e aplicação do lodo no solo. Fases de construção e operação. UF.: 1 m ³ de efluente municipal durante 20 anos. ICV detalhado.	Impact World+, Impact 2002+ e ReCiPe. Análise de Incerteza	Todas as categorias de impacto de midponit. Saúde Humana e Qualidade do Ecossistema.	Aeração prolongada reduz a emissão de GEE em países com matriz elétrica com mais de 60% de fonte hidrelétrica. Para Qualidade do ecossistema resultados foram contraditórios para os métodos analisados. Para a regionalização usou o IW+ com potencial de produzir resultados mais precisos em termos de representatividade geográfica.
31	LUTTERBECK, <i>et al.</i>	2017	Brasil	Avaliar o desempenho de um sistema de tratamento de esgoto localizado em uma propriedade rural combinando diferentes cenários.	Reator UASB combinado ao filtro anaeróbio (BF), 4 wetlands construídos de fluxo horizontal subsuperficial e 2 fotoreatores (UV).	Sistema experimental descentralizado com reuso da água no local. Fase de construção e operação. UF para fase de construção 333.9 tons de esgoto tratado em 10 anos. UF para fase de operação foi 60gDBO/d/PE. ICV detalhado	SimaPro 7.3.3 Recipe midpoint and endpoint	Todas as categorias	A construção do UASB/BF apresenta menor potencial impacto que a operação, devido à fibra de vidro. Para as categorias de endpoint o UASB/BF e o UV foram responsáveis pelo maior potencial de impacto. Para os wetlands a construção tem maior impacto. Para Saúde Humana e Ecossistema a operação tem maior potencial de impacto, e para Recursos, a construção tem maior potencial de impacto.

Quadro 3 – Resumo de artigos da aplicação de ACV no tratamento de esgotos. (Continuação)

Nº	Autor	Ano	Local	Objetivo	Tecnologias	Escopo do estudo	Método/ <i>Software</i>	Categorias de impacto	Resultados
32	DINIZ <i>et al.</i>	2017	Brasil	Comparar o crescimento de microalgas em esgoto bruto, tratado e cultura comum.	Lagoas de estabilização	UF.: 1 Kg de biomassa Operação	Simapro 7.2/ Recipe 2008	Endpoint: Saúde humana, Qualidade do ecossistema, Recursos.	O uso de efluente não autoclavado reduz o gasto com eletricidade. A aplicação das microalgas reduz N e P e fornece biomassa para como biofertilizante, evitando a produção de químicos, o impacto ambiental deste procedimento é alto devido ao consumo de eletricidade.
33	SCHWAICKH ARDT, <i>et al.</i>	2017	Brasil	Avaliar os impactos ambientais de tecnologias baseadas em UV para o tratamento de águas residuais hospitalares.	Reatores de radiação UV e ozonização. Experimental	Escopo inclui o processo de tratamento. inclui equipamentos, consumo de energia e químicos. UF.: 1 m ³ de água tratada, com tempo de tratamento de 3h Somente operação ICV detalhado especificando o processo da base de dados	SimaPro 7.3.3 Recipe midpoint and endpoint	Todas as categorias	O processo de ozonização obteve melhores resultados, com relação a energia consumida e a DQO removida. O processo UVC apresentou os menores impactos ambientais para caracterização e normalização. A normalização revelou as maiores cargas ambientais associadas à toxicidade humana, ecotoxicidade e eutrofização, bem como ao uso de recursos não renováveis.
34	MORERA <i>et al.</i>	2017	Espanha	Quantificar a contribuição relativa para o impacto ambiental global da fase de construção em comparação com a fase operacional para uma ETE de grande porte.	lodo ativado convencional	Inclui: bombeamento, pré-tratamento, tratamento primário e secundário, e lodo, para as fases de construção, operação e desmontagem. UF.:1 m ³ de esgoto tratado. vida útil: 20 anos. ICV detalhado	ReCiPe (H)/ Ecoinvent 3/ Simapro 8.3 Análise de Sensibilidade e Incerteza.	CC, OD, FE, ME, HT, MD, FD.	Importância da inclusão da fase de construção nos inventários. Dependendo do nível de detalhamento do ICV os materiais e recursos podem representar significativo impacto da construção em relação aos impactos totais do sistema. O concreto e o aço são os materiais de maior contribuição.

Quadro 3 – Resumo de artigos da aplicação de ACV no tratamento de esgotos. (Continuação)

Nº	Autor	Ano	Local	Objetivo	Tecnologias	Escopo do estudo	Método/ <i>Software</i>	Categorias de impacto	Resultados
35	CORBELLA, <i>et al.</i>	2017	Espanha	Avaliar o impacto ambiental de células a combustível microbianas (MFCs) implementadas em <i>wetlands</i> construídos.	Tanque séptico seguido de <i>wetlands</i> construídos	Sistema hipotético para 1.500 P.E. UF.:1 m ³ de efluente tratado. Fase de construção e operação. Não inclui a disposição do lodo e nem a descarga do efluente final.	CML baseline/ SimaPro 8.0 Análise de Sensibilidade	AD, GW, OLD, AC, EU, PO.	A combinação das células microbianas com os CW apresentam ganhos ambientais, porém é 1,5 vezes mais cara do que o sistema convencional.
36	ARASHIRO, <i>et al.</i>	2018	Espanha	Comparar: (i) HRAP, uso da biomassa para produção de biogás; (ii) HRAP, uso da biomassa como biofertilizantes; (iii) lodo ativado. Adicionalmente, a avaliação econômica com base nos custos e benefícios relacionados a cada uma delas.	Lagoas de microalgas de alta taxa (HRAP), com foco na recuperação de recursos, e Lodo Ativado de pequeno porte.	Sistema de escala de laboratório para atender 10000 PE e vazão de 1950 m ³ d-1 UF.: 1 m ³ de esgoto tratado. Fronteira do berço ao túmulo incluindo a construção, a operação e manutenção durante um período de 20 anos. ICV detalhado	ReCiPe midpoint SimaPro 8.0 Análise de Sensibilidade.	CC, OD, TA, FWE, ME, PO, PM, MD, FD, HT, TE.	O HRAP com produção de biogás se mostrou a alternativa mais ecologicamente correta, comparando com o HRAP com produção de biofertilizantes para mudanças climáticas, depleção de ozônio, oxidação fotoquímica e depleção fóssil. Indica o HRAP como uma tecnologia sustentável e de menor custo em comunidades de pequena escala, especialmente em regiões de clima quente e com a produção de biofertilizantes.

Quadro 3 – Resumo de artigos da aplicação de ACV no tratamento de esgotos. (Continuação)

N ^o	Autor	Ano	Local	Objetivo	Tecnologias	Escopo do estudo	Método/Software	Categorias de impacto	Resultados
37	POLRUANG, <i>et al.</i>	2018	Tailândia	Comparar os impactos ambientais de sete ETE, usando três esquemas de energia (eletricidade) e três programas de gerenciamento de efluentes (em nove cenários).	Lodo ativado	Somente fase de operação. 9 cenários que incluem esquemas de demanda energética (atual, p/ 5 anos e p/ 20 anos) e gerenciamento do efluente (descarga no corpo hídrico e reúso por rede de distribuição e por caminhão). UF 1 m ³ de efluente. ICV detalhado	CML-IA <i>baseline midpoint</i> , Ecoinvent. Análise de Sensibilidade.	GW, PO, AD, AC e EU.	O uso de energia é a maior contribuição para quase todas as categorias de impacto, exceto para AD e EU. O efluente é o principal responsável pela EU. A redução do uso de gás natural na matriz elétrica reduz o impacto ambiental das categorias de GW, AC e AD.
38	SINGH; KANSAL	2018	Índia	Calcular o total de energia e de GEE da infraestrutura de águas residuais, incluindo emissões do transporte e tratamento de águas residuais.	lodo ativado, aeração prolongada, bioreator de membrana, reator sequencial em batelada etc.	Inclui rede coletora, WWTP e disposição do lodo. Inclui toda a infraestrutura de esgoto da cidade. Fase de operação e construção; UF: 1 m ³ de efluente.	Inventário de entradas e saídas		A energia consumida pela infraestrutura foi 0,26 kWh/m ³ . A infraestrutura representava 70% da energia total e a eletricidade cerca de 55%. Quase dois terços da energia total foi usada para tratar as águas residuais. A infraestrutura para o transporte responde uma parcela maior da energia incorporada dos materiais. As emissões líquidas de GEE da infraestrutura foram estimadas em 1,426 kg CO ₂ -eq/m ³ (= 0,41 kg CO ₂ -eq/m ³). As emissões fugitivas contribuíram com 53% do total de emissões diárias de GEE.

Quadro 3 – Resumo de artigos da aplicação de ACV no tratamento de esgotos. (Continuação)

Nº	Autor	Ano	Local	Objetivo	Tecnologias	Escopo do estudo	Método/Software	Categorias de impacto	Resultados
39	TABESH <i>et al.</i>	2018	Irã	Identificar os pontos críticos da ETE, comparar uso de biogás e gás natural para gerar energia, comparar descarga no rio com fertirrigação	Lagoa aerada e lodo ativado.	Fase de operação, construção e desconstrução. ETE com aplicação do lodo na agricultura e fertirrigação. 450.000 m ³ /d	Eco-Indicator 99	<i>carcinogenic, respiratory organics and inorganics, ecotoxicity, CC, fossil resources, AC/EU midpoint</i> e <i>endpoint.</i>	Uso do biogás em substituição ao gás natural na ETE reduz o impacto do consumo de energia em 1/3. o uso do efluente tratado é melhor ambientalmente principalmente para a eutrofização.
40	BUONOCORE <i>et al.</i>	2018	Itália	Comparar o desempenho ambiental de diferentes cenários para tratamento de esgoto e disposição do lodo	Tratamento convencional e recuperação de recursos (digestão anaeróbia do lodo e fertirrigação).	Comparar o tratamento convencional com cenários de recuperação de recursos. Dados empíricos. Fase de construção e operação. UF.: 1000 m ³ de esgoto.	Recipe	CC, FD, FWE, HT, PO, PM, TA.	O melhor cenário é o que apresenta total aproveitamento dos recursos, que diminui os impactos ambientais gerais da ETE, permitindo que a ETE fosse autossuficiente em energia e contribuindo para geração de energia renovável.
41	PFLUGER <i>et al.</i>	2018	Estados Unidos	Avaliar os impactos do ciclo de vida do tratamento anaeróbio primário de esgotos doméstico usando reatores anaeróbicos defletores (ABR) acoplados a tratamento secundário aeróbio comparado com lodo ativado.	Reator anaeróbio defletores (ABR) e tratamento secundário aeróbio	Fase de operação e manutenção. Escala piloto. UF.: 1 m ³ de esgoto. Não apresenta ICV.	TRACi 2.1/ Simapro Análise de Incerteza e Sensibilidade	AC, EU, GW, OD, FD, PM, ETX, carcinogênicos, não-carcinogênicos	O tratamento anaeróbio (ABR) incorporado ao tratamento aeróbio reduz a aeração e a produção de lodo e aumenta a geração de energia. Além disso, reduz o potencial de impactos na maioria das categorias analisadas. Destaca que a remoção e/ou captura de CH ₄ dissolvido é necessária para reduzir os impactos do aquecimento global e aumentar a geração de energia.

Quadro 3 – Resumo de artigos da aplicação de ACV no tratamento de esgotos. (Continuação)

Nº	Autor	Ano	Local	Objetivo	Tecnologias	Escopo do estudo	Método/ Software	Categorias de impacto	Resultados
42	AWAD, <i>et al.</i>	2019	Egito	Investigar os ganhos ambientais e econômicos de adicionar o tratamento terciário e digestão anaeróbia do lodo.	Lodo ativado, digestor anaeróbio, coagulação química e filtro de areia.	Fase de operação e construção. UF.: 1 m ³ de esgoto tratado. Cenários existente, com digestão anaerobia, tratamento terciário, e todos juntos. Uso de dados de inventário do Ecoinvent, mas não apresenta os processos.	CML2000/	AC, GW, EU, PO, AD, OLD, TE, FWAE	Fase de operação apresenta maior contribuição do que a construção. Emissão atmosférica e consumo de energia apresentam grande potencial de impacto. A adição da adigestão anaeróbia e do tratamento terciário apresentam o maior ganho ambiental devido ao ganho energético e reúso de água.
43	RESENDE, <i>et al.</i>	2019	Brasil	LCA de 2 sistemas compostos por <i>wetland</i> construídos em escala piloto.	Tanque séptico seguido de <i>wetland</i> híbrido HFCW e VFCW. Segundo sistema <i>wetland</i> VFCW com aeração.	Fase de operação, construção e desmantelamento. UF 1 m ³ de efluente. ICV detalhado com processos do Ecoinvent.	Recipe/Open LCA Análise de sensibilidade	TA, CC, FWE, PO, HT, and FWE	A operação apresenta maior impacto. A mitigação das emissões diretas de GEE e nutrientes melhora o desempenho ambiental para CC, FWE. Para reduzir o impacto da energia elétrica, investir em eficiência energética e descarbonização da matriz energética. A fibra de vidro apresenta menor impacto do que a alvenaria, porém, a fibra de vidro é mais cara que a alvenaria.
OBS.: abiotic depletion (AD), Metal Depletion (MD), Fossil Depletion (FD), global warming (GW), climate change (CC), ozone layer depletion (OLD), ozone depletion (OD), human toxicity (HT), fresh water aquatic ecotoxicity (FWAE), marine aquatic ecotoxicity (MAE), terrestrial ecotoxicity (TE), Ecotoxicity (ETX), photochemical oxidation (PO), acidification (AC), Terrestrial Acidification (TA), eutrophication (EU), Freshwater Eutrophication (FWE), Marine Eutrophication (ME), resource depletion (RD), greenhouse effect (GHE), Particulate Matter Formation (PM).									

Fonte: Autora

A partir do levantamento dos artigos, foi possível fazer uma análise crítica da aplicação da ACV em tratamento de esgotos sanitários. Observa-se que até a década de 2010 os artigos publicados são predominantemente europeus. A partir daí, surgem publicações oriundas de países em desenvolvimento, contabilizando 29% dos 42 artigos levantados no Quadro 3. Os primeiros artigos brasileiros foram publicados em 2017, mostrando o quão recente são as publicações nacionais nessa área e indicando o início de um longo caminho a percorrer.

Os estudos de ACV na Europa foram impulsionados pela Diretiva Europeia (91/271/EEC) relativa à coleta, tratamento e descarga de águas residuárias urbanas, levando à preocupação com a proteção ambiental dos impactos causados pelos sistemas de tratamentos de esgotos a comunidade europeia. Os países europeus foram os pioneiros nos estudos de ACV em sistemas de tratamento de esgotos, incentivando outros países desenvolvidos a aplicar a ferramenta de ACV no setor de tratamento.

A maioria dos artigos levantados tem como objetivo comparar diferentes cenários de arranjos tecnológicos para o tratamento de esgotos (HOSPIDO; MOREIRA; FEIJOO 2007; GALLEGO *et al.*, 2008; KALBAR; KARMAKAR; ASOLEKAR, 2013; NIERO, *et al.*, 2014; PIAO, *et al.*, 2016; GARFÍ; FLORES; FERRER, 2017). Alguns autores compararam tecnologias alternativas com tecnologias convencionais (FUCHS; MIHELICIC; GIERKE, 2011), em grande e pequena escala (LUNDIN; BENGTSSON; MOLANDER, 2000), e com sistemas já existentes (DIXON; SIMON; BURKITT, 2003). Lundin, Bengtsson e Molander (2000) e Benetto *et al.* (2009) compararam a segregação das correntes com um sistema convencional centralizado. Alguns artigos compararam o sistema de tratamento convencional com a recuperação de recursos (ARASHIRO *et al.*, 2018; BUONOCORE *et al.*, 2018).

Contudo, a comparação entre diferentes arranjos tecnológicos deve ser feita com cautela, transparência e honestidade para que não incorra em resultados incoerentes ou errôneos. A etapa mais trabalhosa da ACV é a coleta de dados e por isso deve ser dada muita atenção à quantidade, abrangência e representatividade dos dados coletados. A comparação de estudos de ACV só deve ser feita por sistemas ou processos com a mesma função, de acordo com as normas da ISO 14040 e 14044. Portanto, para a comparação entre diferentes arranjos, os dados inseridos nos estudos precisam ser correspondentes para fazer uma comparação realmente justa entre os processos. Além disso, devem deixar claro no estudo os dados que foram coletados se são reais, estimados ou oriundos dos bancos de dados.

Dentre os 42 artigos levantados, 26 artigos analisaram a tecnologia de lodo ativado e suas variantes, comparado a 2 artigos que analisaram reator anaeróbio do tipo UASB para tratamento do efluente, ambos em países em desenvolvimento (CORNEJO; ZHANG; MIHELICIC, 2013; LUTTERBECK, *et al.*, 2017). Contudo, com relação à digestão anaeróbia do lodo, observa-se um aumento do número de artigos que analisaram a digestão anaeróbia do lodo (HOSPIDO; MOREIRA; FEIJOO, 2007; RENOU *et al.*, 2008; PIAO, *et al.*, 2016; MCNAMARA *et al.*, 2016), com destaque para os estudos que incluíram a recuperação energética (TABESH *et al.*, 2018; BUONOCORE *et al.*, 2018; AWAD; ALALM; EL-ETRIBY, 2019).

Dentre os artigos analisados, 9 avaliaram arranjos tecnológicos compostos por wetlands construídos (CW) e suas variantes (FUCHS; MIHELICIC; GIERKE, 2011; LUTTERBECK, *et al.*, 2017; CORBELLA; PUIGAGUT; GARFÍ, 2017; RESENDE, *et al.*, 2019), ou comparados a outras tecnologias (DIXON; SIMON; BURKITT, 2003; MACHADO *et al.*, 2006; ROUX *et al.*, 2010; KALBAR; KARMAKAR; ASOLEKAR, 2013; LOPSIK., 2013). A análise dos artigos denota um interesse por sistemas alternativos de tratamento, destacando os CW combinados a outras tecnologias, tanto em países desenvolvidos como em desenvolvimento. Os estudos que analisaram os CW apontam menores potenciais de impactos comparados ao tratamento convencional.

De acordo com Dixon, Simon e Burkitt (2003), sistemas de tratamento alternativos, mais simplificados e naturais, como os CW, podem gerar menor impacto ambiental do que sistemas mais sofisticados, se o solo escavado no local for usado para o preenchimento do próprio leito. Entretanto, verificou-se que, de forma geral, CW e sistemas convencionais de tratamento podem ser similares em termos do ciclo de vida do uso da energia, dependendo do transporte, durante a construção, e a manutenção, durante a operação, tendo como pontos críticos o uso de energia e emissão de CO₂. Contudo, os CW são sistemas de baixo custo de implantação, com simplificada operação e manutenção, e não requer consumo energético durante a operação. Portanto, não podem ter desempenho ambiental equivalente aos sistemas convencionais.

Com relação ao tratamento anaeróbio, observa-se muito pouco estudo de sistemas anaeróbios, como reator UASB, para tratamento de efluentes, o que pode estar relacionado ao fato de que o uso do reator UASB não é comum na Europa e em países desenvolvidos. Explicando a ausência de estudos de ACV aplicados à reatores UASB, somando à pouca representatividade de estudos em países em desenvolvimento. Entretanto, nos últimos anos, o uso de reatores UASB associado ao pós-tratamento teve um crescimento expressivo em sistemas de tratamento de esgotos sanitários no Brasil, indicando a necessidade do desenvolvimento de estudos de ACV aplicados a essa tecnologia. Dentre os artigos levantados, nenhum analisou o arranjo tecnológico composto por reator UASB seguido de *wetland* construído, operando em escala real.

Seguindo as normas da ISO para estudos de ACV, na fase de objetivo e escopo deve ser definida a fronteira do estudo e a unidade funcional (UF). A UF é um item obrigatório da ACV e define os aspectos qualitativos e quantitativos da função ou serviço realizado pelo sistema investigado. O volume de esgoto (por exemplo, 1 m³ de esgoto tratado) é a UF mais usada na maioria dos artigos levantados, com maior abrangência nas publicações mais recentes. A escolha do volume de esgoto tratado é indicada em estudos que utiliza dados reais (SUH; ROUSSEAU, 2002), porém é importante descrever os parâmetros físico-químicos do efluente para tornar os estudos passíveis de comparação e para uma interpretação mais detalhada dos resultados.

Por outro lado, 11 dos artigos analisados definiram a População Equivalente (PE) como UF, estabelecendo suas características em carga ou volume em m³. Entretanto, alguns autores não deixem bem definidos as características da PE (LUNDIN; BENGTTSSON; MOLANDER, 2000; MACHADO *et al.*, 2006; HOSPIDO; MOREIRA; FEIJOO, 2007; WEISS *et al.*, 2008; GALLEGO *et al.*, 2008). Ressalta-se que para a escolha de usar a PE como UF deve-se deixar claras as características dessa população, principalmente

em estudos comparativos, para não incorrer em interpretações equivocadas. Contudo, não há ainda um consenso entre a comunidade científica sobre qual a métrica ideal para a UF de estudos de ACV em tratamento de esgotos. Reforçando que a UF tem que representar a função do sistema e responder ao objetivo e escopo definido (COROMINAS *et al.*, 2020).

Ainda com relação ao escopo dos estudos, com relação à fronteira do estudo, em sua maioria os estudos aplicados ao tratamento de esgotos abrangem a abordagem do “portão ao túmulo”, i.é, inclui da chegada do esgoto bruto na ETE à descarga do efluente final no corpo hídrico receptor. A fronteira do estudo pode incluir a coleta de dados relacionada à fase de construção, operação e desconstrução ou fim de vida.

Dos artigos levantados, a maioria (88%) não incluiu a fase de fim de vida, o que é justificado por alguns autores que afirmam que essa fase apresenta uma contribuição insignificante para o total dos impactos do ciclo de vida dos sistemas de tratamento (FOLEY *et al.*, 2010; FUCHS; MIHELICIC; GIERKE, 2011; GARFÍ; FLORES; FERRER, 2017; COROMINAS *et al.*, 2020). Dos artigos que analisaram essa fase nenhum relatou uma contribuição que fosse expressiva (MORERA *et al.*, 2017; TABESH *et al.*, 2018; RESENDE *et al.*, 2019). Em geral, os impactos da fase de fim de vida são insignificantes durante a vida útil operacional dos sistemas de tratamento de esgotos, principalmente, no Brasil, onde não há registros de desconstrução de ETE.

Muitos estudos concluíram que a fase de operação apresenta maior contribuição para o potencial de impacto do ciclo de vida das ETE (LUNDIN; BENGTTSSON; MOLANDER, 2000; DIXON; SIMON; BURKITT, 2003; GALLEGU *et al.*, 2008; RENOUE *et al.*, 2008; LOPSIK, 2013; GARFÍ; FLORES; FERRER, 2017), sendo que alguns autores suprimiram a fase de construção dos estudos acreditando ser irrelevante em comparação com a fase de operação (HOSPIDO; MOREIRA; FEIJOO, 2007).

Porém, artigos mais recentes mostram que a fase de construção não deve ser negligenciada nos estudos de ACV por apresentar potencial de impacto significativo para as categorias Depleção abiótica, Depleção de ozônio, Toxicidade e Energia embutida (CED) (CORNEJO; ZHANG; MIHELICIC, 2013; MORERA *et al.*, 2017; LOPESE *et al.* 2020). Destaca-se que tecnologias de baixa complexidade, com baixa demanda energética e simplicidade operacional, não devem negligenciar a fase de construção, orientando a inclusão do inventário nos estudos de ACV.

De acordo com o objetivo e escopo da ACV, a fronteira do estudo pode expandir para além do limite da ETE, incluindo outras etapas do sistema de tratamento, como a rede coletora e o tratamento do lodo. A maioria dos artigos levantados inclui no estudo o tratamento do lodo, sendo que Houillon e Jolliet (2005) analisaram somente cenários para o tratamento do lodo. No entanto, a rede coletora é comumente excluída, tendo apenas 6 dos artigos que analisaram a rede coletora, destacando Roux *et al.* (2010) e Risch *et al.* (2015) que demonstraram o impacto significativo da rede coletora para as categorias de impacto, afirmando que essa etapa não deve ser negligenciada em sistemas centralizados.

Dos artigos apresentados, poucos analisaram o sistema de tratamento completo, incluindo a rede coletora e o tratamento do lodo, para as fases de construção e operação

(LUNDIN; BENGTSSON; MOLANDER, 2000; CORNEJO; ZHANG; MIHELICIC, 2013; SINGH; KANSAL, 2018), enquanto, Barjoveanu *et al.* (2014) avaliaram somente para a fase de operação. No entanto, a análise do sistema completo é importante para compreender a relevância das etapas do tratamento com maior potencial de impacto para todo o sistema, pois dependendo do arranjo tecnológico, do tamanho da população atendida, e se o sistema é centralizado ou descentralizado os resultados podem variar significativamente. Recomendam-se mais estudos que avaliem o sistema de tratamento completo, principalmente em estudos de sistemas em grande escala e quando comparar sistemas centralizados e descentralizados.

Nos últimos anos, muitos artigos começaram a expandir os limites da fronteira do estudo para incluir os produtos evitados com a recuperação de recursos em ETE (CORNEJO; ZHANG; MIHELICIC, 2013; ARASHIRO *et al.*, 2018; BUONOCORE *et al.*, 2018; TABESH *et al.*, 2018; DIAZ-ELSAIED *et al.*, 2019; MORELLI *et al.*, 2018). Com tudo, vale salientar que os estudos avaliaram o reaproveitamento de biogás a partir da digestão anaeróbia de lodo, com exceção de Cornejo, Zhang e Mihelcic (2013). Os resultados desses estudos apontam para ganhos ambientais e econômicos significativos com a recuperação de recursos no tratamento de esgoto.

A percepção da necessidade da mudança de paradigma dos sistemas de tratamento de esgoto para sistemas de recuperação de recursos tem ganhado espaço na área acadêmica, sendo cada vez mais discutida e estudada no Brasil. A crescente demanda energética, a escassez hídrica e o aumento do uso de fertilizantes químicos têm impulsionado a discussão da recuperação de recursos em sistemas de tratamento de esgoto, demandando, também, por estudos de ACV nessa área no Brasil e no mundo. Contudo, as legislações brasileiras não vêm acompanhando essas mudanças, não havendo ainda uma política nacional de tratamento de esgotos norteando a recuperação de recursos nesses sistemas, assim como uma legislação nacional para reúso de efluentes.

Com relação à fase de análise de ICV, preconizada na ISO, um dos desafios da ACV em sistemas de tratamento é a falta de reprodutibilidade e transparência dos inventários. Dos artigos analisados, 30% não apresentam o ICV detalhado com dados transparentes e acessíveis. A ausência do ICV detalhado impossibilita o exame criterioso pelos revisores. Além disso, sem acesso aos dados, os estudos não podem ser reproduzidos e dificulta a discussão de estudos similares com relação a estudos anteriores.

A ausência de um ICV detalhado não permite a verificação da correlação de todos os fluxos de entradas e saídas com a UF e os resultados da AICV. Dessa forma, alguns fluxos que foram catalogados no ICV não são muito precisos e não podem traduzir seu impacto potencial nos diferentes compartimentos ambientais (SABEEN *et al.*, 2018). O compartilhamento de dados permite que estudos científicos sejam testados e examinados de forma independente, e é relevante porque pode expandir bancos de dados e informações, resultando, portanto, em um avanço real da pesquisa ao longo do tempo.

Embora artigos mais recentes apresentem o ICV de forma detalhada (ARASHIRO *et al.*, 2018; GARFÍ; FLORES; FERRER, 2017; RISCH *et al.*, 2015; LORENZO-TOJA *et al.*, 2016), não identifica o processo da base de dados e a fonte dos dados usado para a

realização da ACV, o que torna muito difícil identificar o que, exatamente, foi considerado no estudo, comprometendo a reprodutibilidade dos resultados e a comparação com estudos semelhantes. Alguns artigos inclusive relatam uso de dados do Ecoinvent, porém, não deixa explícito qual o processo da base de dados foi usado para realização da ACV (ROUX *et al.*, 2010; POLRUANG; SIRIVITHAYAPAKORN; NA TALANG, 2018; AWAD; ALALM; EL-ETRIBY, 2019), com exceção apenas de Resende *et al.* (2019).

Estudos que usam dados de bancos de dados internacionais carecem de informações, portanto não informa qual escala ou o processo exato do banco de dados foi usado. Em geral, os dados de segundo plano, inventários dos processos dos bancos de dados como a produção de materiais de construção, produtos químicos e geração de energia, são fornecidos por bancos de dados internacionais como Ecoinvent, o mais utilizados nos estudos de ACV.

A falta de transparência dos estudos de ACV influencia a qualidade dos resultados e pode fazer com que a metodologia seja desacreditada. Segundo Hertwich *et al.* (2018), os dados de inventário devem ser indexados, interoperáveis, reutilizáveis e *open access*. A Comissão Europeia (CE) e a Fundação Nacional de Ciência dos EUA (NSF) vão além e solicitam que dados oriundos de financiamento público sejam abertos e reutilizáveis.

Apesar de parecer óbvio, especial atenção deve ser dada à qualidade dos dados dos inventários para que os mesmos possam ser examinados criticamente e reproduzidos. Um ICV detalhado, identificando as fontes e especificando o processo da base de dados, é importante para melhorar a reprodutibilidade e confiabilidade dos resultados e promover a interpretação adequada dos impactos ambientais. A ACV se propõe a identificar a cadeia de impactos de um produto ou serviço e não apenas o efeito pontual. Portanto, é necessário conhecer os fluxos de entrada e saída dos processos, para se chegar a conclusões mais assertivas sobre os potenciais impactos da ETE.

Outra limitação dos estudos é obter os dados da ETE em escala real para garantir a representatividade de um banco de dados regional. Em geral, os dados de inventário são coletados de uma variedade de fontes e poucos estudos de ICV usaram dados coletados diretamente do projeto e/ou operação das estações (MORERA *et al.*, 2017; HOUILLON; JOLLIET, 2005; CORNEJO; ZHANG; MIHELICIC, 2013; LIMPHITAKPHONG; PHARINO; KANCHANAPIYA, 2016). Outros estudos usam dados coletados de experimentos e em escala de laboratório (LUTTERBECK *et al.*, 2017; SCHWAICKHARDT *et al.*, 2017; CORBELLA; PUIGAGUT; GARFÍ, 2017; ARASHIRO *et al.*, 2018; BUONOCORE *et al.*, 2018; PFLUGER *et al.*, 2018; RESENDE *et al.*, 2019).

Poucos artigos conseguem dados reais, confiáveis e representativos dos sistemas e localidades em estudo, principalmente, nos países em desenvolvimento, com menor controle de operação dos sistemas de tratamento. Alguns usam dados fornecidos pelas empresas de gestão do sistema, ou dados de estudos de bancada, e quando não há dados reais disponíveis, precisam ser estimados ou obtidos da literatura. Além disso, a quantificação de todas as entradas e saídas, por exemplo, incluindo metais pesados (HOIBYE *et al.*, 2008; KALBAR; KARMAKAR; ASOLEKAR, 2013) e poluentes

orgânicos emergentes (MUÑOZ *et al.*, 2009; LORENZO-TOJA *et al.*, 2016), não foi possível na maioria dos estudos.

O grande número de dados coletados e as categorias de avaliação dos impactos relacionados com as entradas e saídas dos sistemas fazem com que os pesquisadores recorram aos métodos de avaliação de impacto disponíveis nos *softwares*. Dentre os métodos mais utilizados estão o CML (15) e o ReCiPe (13). Vale destacar que cada método de AICV tem suas premissas, existindo vários modelos de caracterização para as categorias de impacto. Dentre as categorias de impacto mais analisados nos estudos estão Eutrofização, Aquecimento Global e Acidificação, sendo analisadas em quase todos os artigos que avançaram para a avaliação de impacto, seguidas pelas categorias que avaliam alguma forma de Toxicidade.

O modelo de caracterização para Aquecimento global é de consenso entre pesquisadores de ACV, baseado no IPCC (2013a) GWP 100^a, inserido nos métodos citados. Em relação às categorias de acidificação e eutrofização, Bach e Finkbeiner (2017) argumentam que os novos métodos disponíveis, como o ReCiPe, não são suficientemente maduros para substituir os já estabelecidos, como CML-IA *baseline*. Segundo Corominas *et al.* (2020), para sistemas de tratamento de esgoto, as categorias recomendadas são Aquecimento global, Eutrofização e Ecotoxicidade, principalmente em estudos que incluem os metais pesados. Os métodos de AICV recomendados são o ReCiPe e o TRACI (para a América do Norte), e o CML pode ser usado para comparação com resultados publicados anteriormente.

Dentre os artigos levantados, poucos avaliam os resultados utilizando diferentes métodos de avaliação de impacto, destacando Renou *et al.*, (2008), que encontra consistência entre os resultados de diferentes métodos para as categorias de Aquecimento Global, Depleção dos recursos naturais e Acidificação, porém, para a categoria de Toxicidade Humana, os diferentes métodos apresentam, discrepâncias nos resultados, chamando a atenção para a necessidade de aprofundamento e consolidação entre os diferentes métodos. Hauschild *et al.* (2013) recomendam o método USEtox para avaliar as categorias de toxicidade.

Dentre os *softwares* o SimaPro é predominantemente o mais utilizado. O SimaPro é um *software* robusto idealizado para a realização de estudos de ACV, seguindo as fases da ACV definidas pela série de normas ISO 14040, disponibilizando diversas bases de dados, e diferentes métodos de avaliação de impactos. Permitindo ao usuário escolher desde a base de dados, aos métodos de AICV que sejam mais apropriados ao seu estudo de caso. O SimaPro possui uma versão *faculty*, gratuita, porém limitada, disponível apenas para estudos acadêmicos, e uma versão PhD, paga, com acesso completo aos inventários dos bancos de dados e a análise de incerteza através do método Monte Carlo. Apesar de ser bastante disseminado e um dos mais completos para estudos de ACV, a versão mais completa do SimaPro apresenta um custo elevado para aquisição e renovação das licenças, sendo uma barreira para a disseminação do seu uso em países em desenvolvimento, com baixos investimentos para pesquisas.

Com relação às bases de dados, o Ecoinvent é o mais utilizado, sendo a base de dados mais completa, em número de inventários, baseados no modelado “berço ao túmulo”, disponíveis em relatórios, nos quais os usuários podem consultar e obter as informações

através da rede mundial de computadores (TAKANO *et al.*, 2014; MARTÍNEZ-ROCAMORA *et al.*, 2016). A base de dados do Ecoinvent passa por constantes atualizações e está disponível no *software* SimaPro e, também, no *Open LCA, software* gratuito para aplicação da ACV, que vem ganhando usuários, principalmente em países em desenvolvimento, utilizado no estudo de Resende *et al.* (2019) Quadro 3. Entretanto, a base de dados do Ecoinvent® não fornece uma cobertura completa de todos os produtos usados no sistema de tratamento de águas residuárias, o que dificulta compatibilizar os processos disponíveis nos bancos de dados com os fluxos de entrada de materiais (por exemplo, produtos químicos) para incluir na ACV.

De acordo com a norma ISO 14040/2009, as análises de sensibilidade e incerteza devem ser usadas para estimar o grau de incerteza dos fatores que influenciam a qualidade dos dados da ACV, aumentando a credibilidade dos resultados. Entretanto, a maioria dos estudos levantados não incluem a análise de sensibilidade e/ou incerteza. Com o tempo, alguns estudos começaram a incluir a análise de sensibilidade, realizada por cerca de 40% dos artigos levantados (17). Contudo, existe uma lacuna ainda maior na Análise de incerteza nos artigos levantados, presente em apenas 21% dos estudos (09).

A Análise de incerteza é um procedimento sistemático para verificar e quantificar a incerteza introduzida nos estudos de ACV. Em geral, os estudos de ACV apresentam muitas incertezas, que podem surgir na definição do objetivo e escopo, nos dados do inventário e nos métodos de avaliação de impacto. A coleta de dados de fontes confiáveis e representativas para a realidade do sistema estudado pode contribuir para a redução da incerteza. Contudo a ACV não é uma disciplina experimental, muitas vezes é usado um valor médio ou estimado de determinados parâmetros na elaboração dos inventários.

A matriz de qualidade dos dados (Matriz Pedigree) é a ferramenta mais usada para avaliar a incerteza dos dados, combinando a análise qualitativa e quantitativa. A quantificação da incerteza da análise qualitativa abrange vários aspectos como definições, tempo e espaço e a confiança dos dados. Contudo, a análise qualitativa da incerteza deve ser realizada de forma criteriosa pelos usuários da ACV. Para a análise de incerteza a técnica comumente aplicada é Monte Carlo, disponível na versão PhD do SimaPro®, que gera uma variável aleatória para cada valor, dentro do intervalo de incerteza, a partir 10.000 simulações, com intervalo de 95% de confiança (PRÉ CONSULTANTS, 2013).

Dada a quantidade dos dados necessários para conduzir uma ACV para sistemas de tratamento de esgoto, a análise de incerteza e sensibilidade pode ser realizada para avaliar a robustez das conclusões. A análise de sensibilidade pode ser usada para avaliar diferentes cenários e para examinar mais detalhadamente o impacto das suposições feitas no estudo. Por exemplo, comparar diferentes processos de eletricidade, com relação à matriz energética, disponíveis nas bases de dados, para refletir diferenças regionais.

Os resultados dos artigos levantam discussões importantes em relação aos diferentes impactos das tecnologias, destacando a concordância de que o fim-de-vida apresenta menor impacto do que a construção e operação das ETE. A melhoria da qualidade final do efluente aumenta a demanda por recursos e energia durante a

operação. A descarga do efluente tratado no corpo hídrico receptor é a etapa de maior contribuição para a Eutrofização, devido à concentração de nitrogênio e fósforo.

Estudos que compararam sistemas convencionais com segregação de correntes destacam maior vantagem da segregação em sistemas descentralizados e em pequena escala, e quando abate os efeitos da produção de fertilizantes (LUNDIN; BENGTSSON; MOLANDER, 2000; BENETTO *et al.*, 2009).

Tecnologias alternativas, como *wetlands* construídos, aparecem como mais vantajosos pelo menor uso de energia e produtos químicos na operação e manutenção, contribuindo para a redução dos impactos na categoria de Aquecimento Global (FUCHS; MIHELIC; GIERKE, 2011; KALBAR; KARMAKAR; ASOLEKAR, 2013). Machado *et al.* (2006) concluíram que o tratamento com CW é mais vantajoso pelo menor uso de materiais na construção e implantação. Contudo, Dixon, Simon e Burkitt (2003) argumentam que ao acrescentar o impacto do transporte dos materiais, a construção contribuiu para o uso de energia e emissões de CO₂, podendo não apresentar diferenças significativas entre os potenciais impactos da construção de tecnologias alternativas e convencionais, principalmente, para a categoria de Aquecimento Global. A divergência entre os estudos aponta para a necessidade de mais estudos detalhados da fase construtiva dos sistemas de tratamento e a comparação entre as tecnologias alternativas e convencionais.

O consumo de energia pode variar bastante entre as tecnologias, com maior consumo de energia pelas tecnologias convencionais, como o processo de lodo ativado (GATERELL; GATERELL; GRIFFIN; LESTER, 2005; HOSPIDO; MOREIRA; FEIJOO, 2007; GALLEGO *et al.* 2008). O grande número de publicações do continente europeu influenciou as discussões da aplicação de ACV em tratamento de esgotos enviada pelas características e especificidades dos sistemas de tratamento em países desenvolvidos, com grande quantidade de estudos aplicados ao processo de lodo ativado, contribuindo para a visão de que um dos grandes potenciais de impacto dos sistemas de tratamento de esgoto era o consumo de energia.

Porém, Hernandez-Padilla *et al.* (2017) avaliaram o desempenho ambiental de ETE com lodo ativo aeração prolongada em países da América Latina e Caribe, concluindo que as condições de operação em países com a matriz energética com mais de 60% de fonte hidrelétrica favorecem o uso da aeração prolongada devido a menor emissão de GEE, reduzindo o impacto para a categoria de Aquecimento global. Os autores destacam que o local de instalação da ETE influencia nos resultados da avaliação de impacto, chamando a atenção para a importância da regionalização dos dados e dos métodos de avaliação de impacto.

Assim como o consumo de energia, o uso de produtos químicos influencia no desempenho ambiental das ETE. Quanto maior o grau de tratamento, maior o consumo de energia e materiais, diminuindo o desempenho ambiental dos sistemas (FOLEY *et al.*, 2010). Estudo realizado por Godin, Bouchard e Vanrolleghem (2012) avalia o potencial impacto da descarga dos esgotos com e sem tratamento, apontando que o tratamento representa ganho ambiental, mesmo com os impactos associados ao ciclo de vida da ETE, através da combinação da ACV e da metodologia de avaliação ambiental líquida (NEB) proposta pelos próprios autores. Assim, ACV mostrou o *trade-off* entre

os impactos do ciclo de vida da ETE e os impactos evitados com a melhoria da qualidade do esgoto tratado. Destaca-se a limitação da ACV de inserir a eficiência de remoção dos poluentes presentes no esgoto, ou seja, a eficiência e o ganho ambiental com o tratamento.

A partir da análise dos artigos levantados, sobre a aplicação da ACV em sistemas de tratamento de esgotos, comparando com os critérios para a avaliação ambiental dos sistemas de tratamento listados no Quadro 1, observa-se que os critérios referentes ao odor, barulho, insetos e aspecto visual, e a remoção de patógenos não são avaliados nos estudos de ACV. O critério referente a odor, barulho, insetos e aspecto visual estão muito relacionados à eficiência e operação do sistema, contudo, os estudos de ACV não discutem se a ETE está sendo operada adequadamente, podendo ser discutidos a parte, se necessário.

Com relação à remoção de patógenos, não é possível inserir dados microbiológicos quantitativos nos *softwares*, pois os bancos de dados não apresentam inventários e processos referentes à microbiologia dos esgotos. Segundo Corominas *et al.* (2020), dependendo do objetivo e escopo definido, pode-se combinar a ACV com a Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico (AQRM), sendo que, a ACV já é adequada se as alternativas analisadas não apresentarem diferenças para a categoria de saúde humana.

No contexto dos países em desenvolvimento é necessário incorporar indicadores confiáveis da ACV e rever estudos prévios para reconhecer as principais lições aprendidas e as lacunas detectadas (GUÉRIN-SCHNEIDER *et al.*, 2018). Além disso, a ACV aplicada à ETE necessita aprimorar a descrição das fontes, parâmetros técnicos e a elaboração de bases de dados locais somadas a um maior acesso às bases de dados e *softwares* de ACV, o que aumentariam significativamente a qualidade dos estudos nos países em desenvolvimento (GALLEGO-SCHIMID; TARPANI, 2019).

Segundo Ahmed (2010), os estudos de ACV devem ser considerados durante o projeto e avaliação da ETE em países em desenvolvimento. Para isso existem diversas lacunas a serem preenchidas nos estudos de ACV aplicados a ETE nesses países. Portanto, existe uma demanda por ACV aplicada à ETE em países em desenvolvimento, para todas as fases do ciclo de vida dos sistemas de tratamento, abordando suas características específicas, diante de sua diversidade geográfica e tecnológica.

No Brasil, a aplicação de ACV em sistemas de tratamento de esgotos tem um longo caminho a percorrer, tendo diversos desafios, além dos já citados, como a obtenção de dados representativos e confiáveis a partir das companhias de saneamento, pois a maioria não tem controle e sistematização de todos os dados do processo, promovendo a melhoria dos inventários, além da necessidade de avaliação de diferentes arranjos tecnológicos e desenvolvimento de métodos de avaliação de impacto regionalizados.

A ausência de dados representativos, do ICV detalhado, de bancos de dados e métodos de avaliação de impactos regionalizados, e da aplicação prática da ACV em arranjos tecnológicos para a realidade dos países em desenvolvimento representa uma barreira para a disseminação da ferramenta. Diante da pequena quantidade de estudos levantados de ACV aplicados ao tratamento de esgotos no Brasil (4), e considerando os impactos ambientais e o déficit de esgotamento sanitário brasileiro, é fundamental criar condições

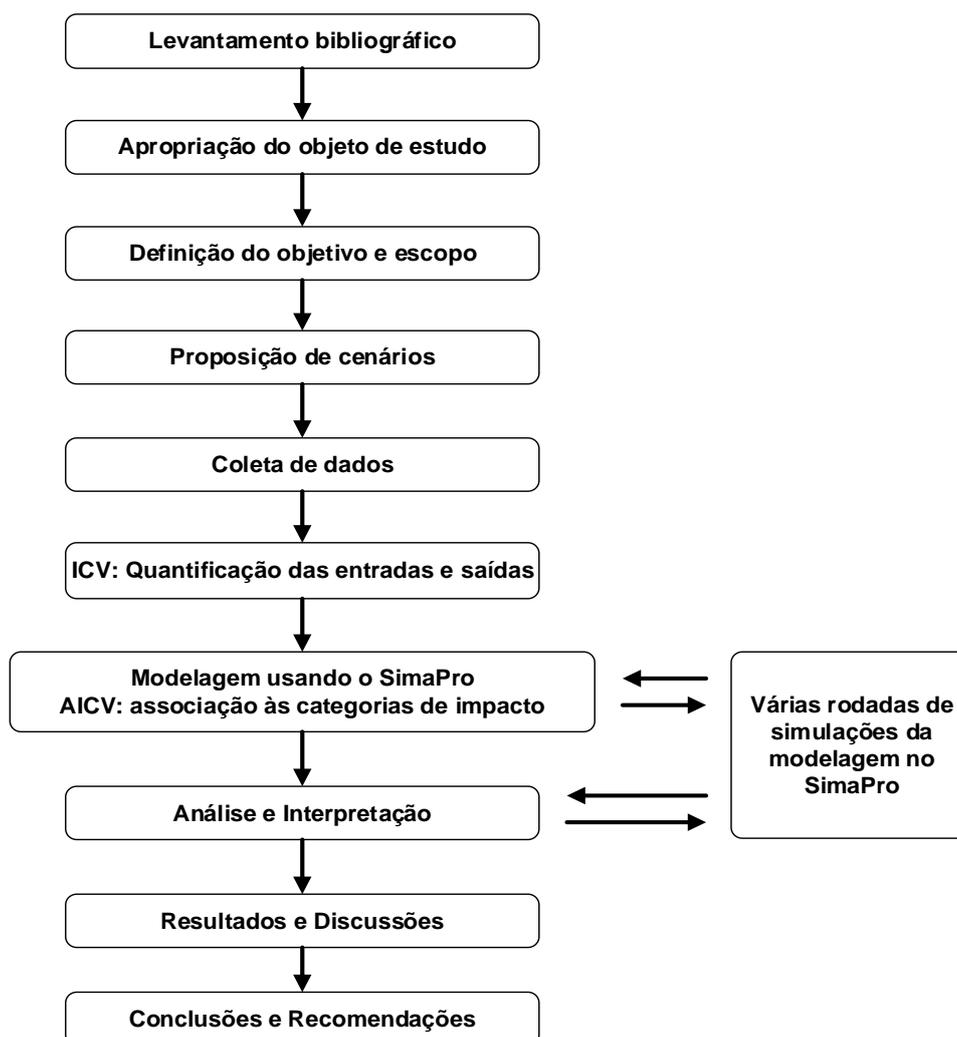
para a disseminação de ferramentas que contribuam para a avaliação e melhoria do desempenho ambiental dos sistemas de tratamento de esgotos no Brasil.

A partir da análise crítica dos artigos, a literatura associada à avaliação da ACV aplicada ao arranjo tecnológico composto por reator UASB seguido de CW é bastante limitada, necessitando de mais estudos e um aprofundamento das discussões. Com o objetivo de preencher algumas das lacunas encontradas, o presente estudo fez uma análise de um sistema completo do arranjo tecnológico composto por reator UASB seguindo de CW mais etapa de desinfecção, a partir da elaboração do ICV detalhado da construção e operação do sistema completo, usando dados reais de operação e construção da ETE, conforme apresentado nos resultados, no item 4.1. Para além da discussão da avaliação ambiental do arranjo tecnológico, o presente estudo, também, destaca a importância do ICV detalhado, discutindo como a escolha dos processos oriundos das bases de dados afetam os resultados da ACV, apresentado os resultados no item 4.2.

3 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo compreendeu a análise dos ganhos ambientais do sistema de tratamento de esgoto sanitário de pequeno porte, pensando na recuperação de recursos, por meio da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Para o desenvolvimento geral da pesquisa realizou-se o levantamento bibliográfico, a apropriação do objeto de estudo, a coleta de dados e a análise e proposição de cenários para a aplicação da metodologia da ACV. O fluxograma com as etapas para o desenvolvimento do estudo está ilustrado na Figura 5.

Figura 5 -Fluxograma das etapas para o desenvolvimento do estudo.



Fonte: Autora

Para a realização do levantamento bibliográfico elaborou-se uma extensa pesquisa sobre os temas: Avaliação do Ciclo de Vida aplicado à sistemas de tratamento de esgotos e, desempenho ambiental dos sistemas de tratamento de efluentes consultando fontes diversas como livros, artigos, legislações, normas e trabalhos acadêmicos.

Para a aplicação da ACV delimitou-se o objeto de estudo se apropriando das informações sobre o sistema de tratamento estudado a partir do levantamento de estudos previamente realizados na estação, visitas técnicas *in loco*, revisão da literatura,

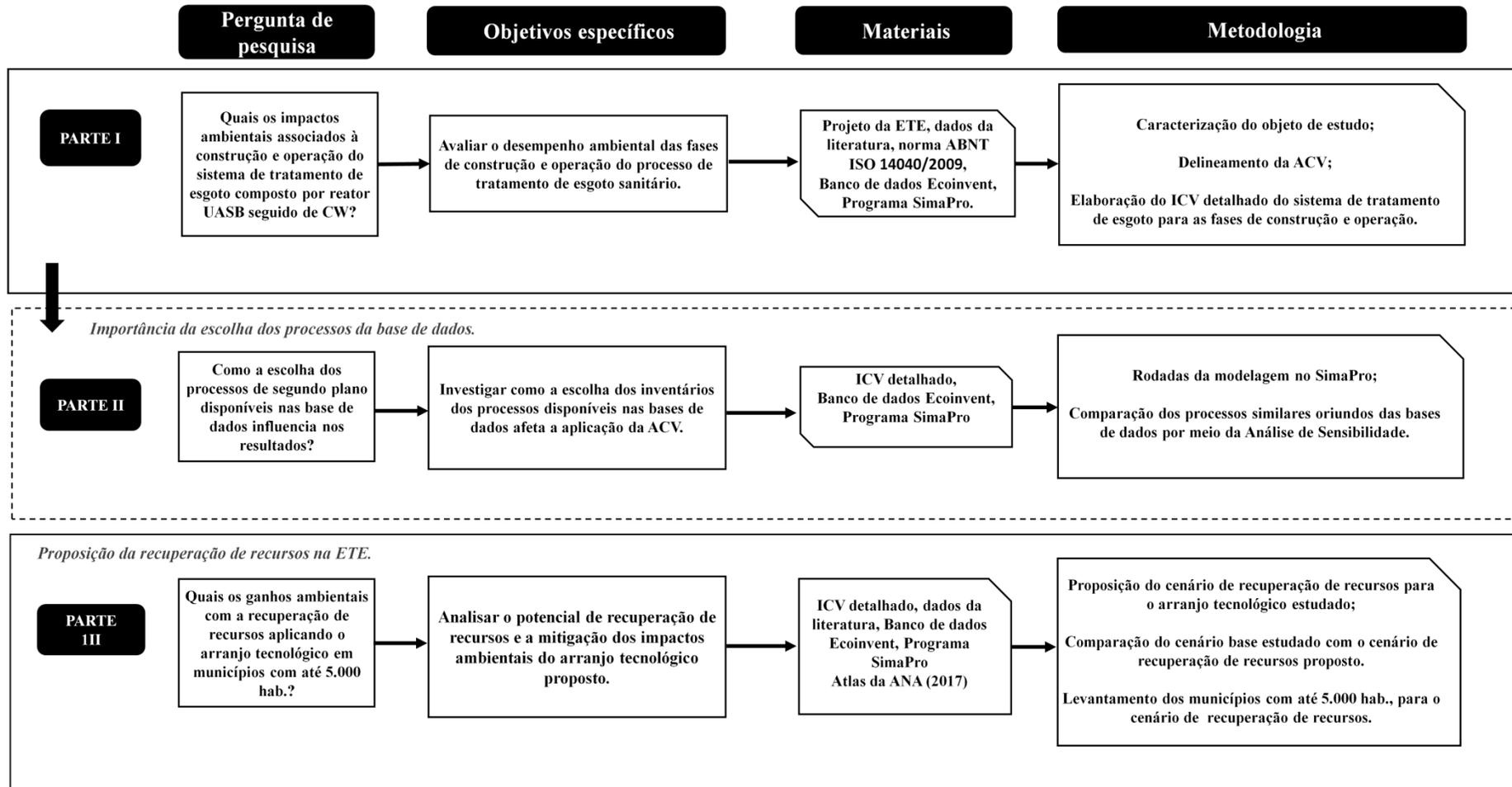
publicações acadêmicas e acesso a dados fornecidos pela Empresa Baiana de Águas e Saneamento S/A (EMBASA).

A coleta de dados para a elaboração dos inventários foi realizada a partir de publicações acadêmicas, normas e legislações brasileiras, bibliografia consolidadas, dados de projeto, e cálculos e estimativas dos componentes de entrada e saída dos processos.

Para a aplicação da metodologia da ACV foi utilizado o programa SimaPro[®], para isso foi necessário a inserção dos dados do inventário no programa, seleção dos métodos de AICV e das categorias de impacto, além de várias rodadas da modelagem como preconizado no cone invertido, para, posteriormente, fazer a análise e interpretação dos resultados.

A partir do aprofundamento no tema, foram propostos cenários de recuperação de recursos utilizando a ACV, definindo as fronteiras do sistema e o potencial de recuperação de recursos em municípios de até 5.000 hab. A Figura 6 apresenta a metodologia aplicada para alcançar cada um dos objetivos específicos de forma resumida.

Figura 6 -Fluxograma das etapas gerais da metodologia.



Fonte: Autora.

3.1 DESEMPENHO AMBIENTAL DO SISTEMA DE TRATAMENTO DE ESGOTO

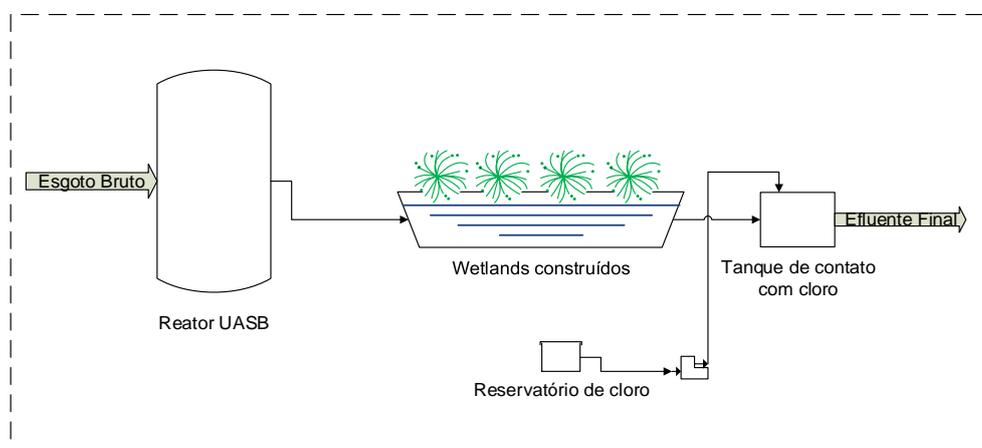
3.1.1 Caracterização do objeto de estudo

O objeto de estudo foi um sistema de tratamento de esgoto doméstico operando em escala real (vazão média igual a $4,0 \text{ m}^3/\text{h}$), atendendo a uma pequena comunidade, no Estado da Bahia, Brasil, que opera desde o ano de 2008. O sistema de tratamento de efluentes compreende: rede coletora de esgoto, o tratamento preliminar (estação elevatória, gradeamento e caixa de areia), o arranjo tecnológico da ETE, que é composto por reator UASB seguido de *wetlands* construídos (CW) com etapa de desinfecção com hipoclorito de sódio (NaOCl), a disposição do lodo e a descarga do efluente final tratado no corpo hídrico receptor. O presente estudo considerou o sistema operado em regime permanente e conservativo, ou seja, com a vazão de entrada igual à de saída da ETE.

A rede coletora tem uma extensão de 1,1 km, construída em aço, operando por gravidade, sem bombeamento, as tubulações são fechadas, pressupondo-se que não seja uma fonte de emissão de metano (IPCC, 2019). O tratamento preliminar inclui a estação elevatória, caixa de areia e gradeamento. O arranjo tecnológico da ETE inclui o tratamento primário, secundário e terciário.

A Figura 7 mostra uma representação esquemática do arranjo tecnológico da ETE. O reator UASB ($3,8 \times 3,8 \text{ m} \times 5,1 \text{ m}$) funciona como decantador primário e tratamento secundário correspondendo a uma seção transversal de $14,4 \text{ m}^2$, o qual possui um volume efetivo de $73,6 \text{ m}^3$ e um TDH de 8,5 horas. Os CW são compostos por quatro leitos paralelos de fluxo subsuperficial horizontal (FSH), cada um com $7 \text{ m} \times 18 \text{ m}$, profundidade de 0,8 m e TDH de 46,7 horas. O material de suporte usado para os leitos é brita. Duas células foram plantadas com *Typha sp.* e outras duas foram plantadas com *Cyperus alternifolius sp.* O reator UASB e os CW são construídos em alvenaria, utilizando materiais construtivos como cimento, brita, areia, blocos e forma em madeira. A vazão projetada é igual a 96 m^3 por dia. Uma bomba elétrica de baixa potência adiciona solução de hipoclorito de sódio (NaClO) para desinfecção.

Figura 7 -Desenho esquemático do arranjo tecnológico da ETE



Fonte: Autora.

O lodo biológico gerado na ETE é removido periodicamente por caminhão a vácuo, do tipo “limpa-fossa”, sob responsabilidade da EMBASA, e destinado à disposição final no aterro sanitário, fora da área de instalação da ETE, há uma distância de 22 km. A descarga do efluente final inclui o bombeamento e a tubulação de aço carbono até o corpo hídrico receptor, o Rio Ipitanga, localizado em Lauro de Freitas, Ba.

3.1.2 Estruturada ACV

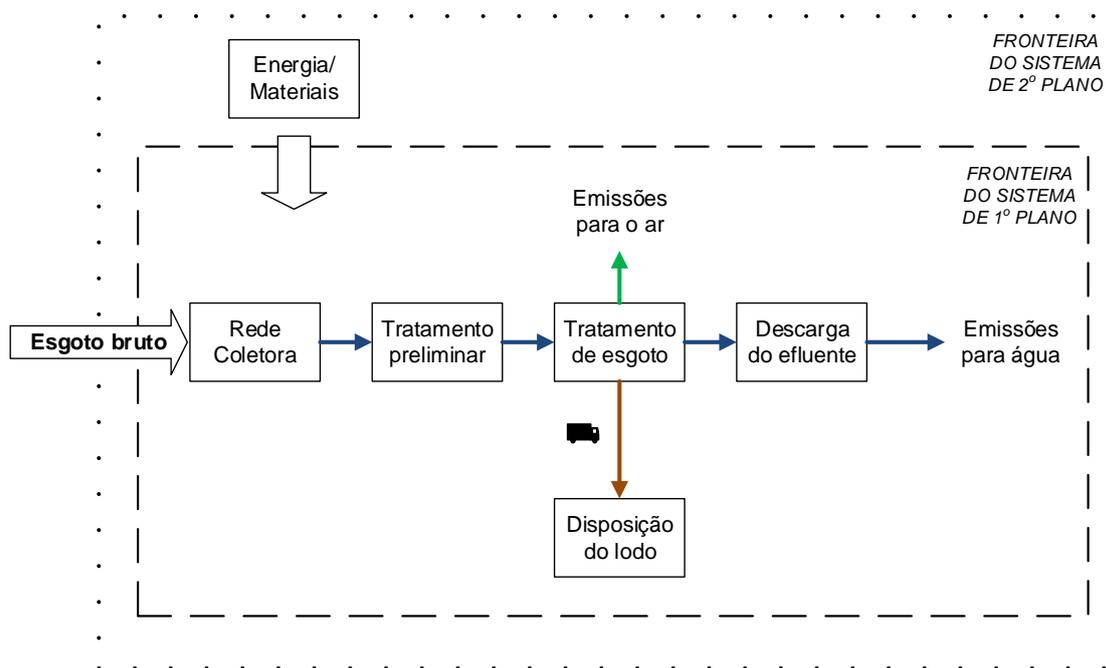
O presente estudo realizou uma ACV atribucional baseada na série de normas da ISO 14040/2009, compreendida em quatro fases, definição do objetivo e escopo, análise de inventário (ICV), avaliação de impacto (AICV) e interpretação dos resultados. A metodologia preconiza a definição do objetivo e escopo consistentes com a aplicação pretendida, mas que devido à natureza iterativa e subjetiva da ACV podem ser alterados durante o estudo.

3.1.2.1 *Objetivo e Escopo*

O objetivo da ACV foi avaliar o desempenho ambiental do sistema de tratamento de esgoto composto por reator UASB seguido de CW, em escala real, atendendo um condomínio residencial de 1.000 hab., considerando as fases de construção e operação. A função do sistema é tratar esgoto doméstico bruto com o objetivo de reduzir poluentes para atender aos parâmetros da legislação ambiental brasileira. A UF foi definida como o volume de 1,0 m³ de efluente final tratado, considerando o volume total de efluente tratado na ETE de 700.800 m³ durante o período de 20 anos, de acordo com a vida útil definida no projeto da ETE. A escolha do volume de esgoto tratado, por um determinado tempo, como UF é indicado em estudos com dados reais e corroborado em trabalhos da literatura (ARASHIRO *et al.*, 2018; BARJOVEANU *et al.*, 2014; HERNANDEZ-PADILLA *et al.*, 2017; LORENJO-TOJA, *et al.*, 2015). A avaliação econômica e a social não foram foco do presente estudo.

Definiram-se dois limites da fronteira do sistema (Figura 8). A fronteira do sistema de primeiro plano incluiu o inventário quantitativo dos fluxos de entrada e saída de cada etapa do sistema de tratamento (por exemplo, materiais de construção, emissões diretas para a água e o ar, produtos químicos, consumo de energia). A fronteira de segundo plano usou os processos disponíveis na base de dados Ecoinvent[®] versão 3.1 (processos de produção de materiais, químicos e energia), usando o modelo de sistema ‘*allocation, default*’ como o processo unitário, e os escopos geográficos *Global (GLO)*, *Rest of the World (RoW)* e *Brasil (BR)*, utilizando o programa SimaPro 8.1 (PRÉ CONSULTANTS, 2008) para realizar o estudo.

Figura 8 -Fluxograma da fronteira do sistema.



Fonte: Autora.

A fase de fim de vida foi excluída da análise por falta de dados, e devido ao fato de que a ETE ainda se encontra em operação. Ademais, alguns autores concordam que o impacto do fim de vida seria pequeno quando comparado às fases de construção e operação (FOLEY *et al.*, 2010; FUCHS; MIHELICIC; GIERKE, 2011; GARFÍ; FLORES; FERRER, 2017; LARREY-LASSALE *et al.* 2017; COROMINAS *et al.*, 2020).

De acordo com a ISO 14040 (2009), os requisitos de qualidade dos dados são necessários para demonstrar a confiabilidade dos resultados do estudo e para permitir que a interpretação da ACV seja realizada de maneira adequada. Os dados coletados representam dados reais de construção e operação do estudo de caso, obtidos no projeto da ETE estudada. Os dados de esgoto bruto e efluente tratado foram obtidos a partir de análises laboratoriais dos parâmetros físico-químicos, contribuindo para a representatividade, consistência e reprodutibilidade do estudo.

Os valores de Desvio Padrão (SD) para os fluxos do ICV da fronteira de primeiro plano foram calculados a partir da equação de incerteza básica e a Matriz Pedigree com os fatores de incerteza disponíveis no Simapro® 8.1, que considera o padrão de distribuição lognormal.

3.1.2.2 Inventário do Ciclo de Vida'

O ICV incluiu as seguintes etapas do sistema de tratamento: Rede coletora, construção (Rede coletora_Co), Tratamento preliminar, construção (Tratamento preliminar_Co) e operação (Tratamento preliminar_Op), arranjo tecnológico da ETE composto por reator UASB + CW com etapa de desinfecção, construção (ETE_Co) e operação (ETE_Op), Disposição do lodo, operação (Disposição do lodo_Op), e Descarga do efluente final tratado, construção (Descarga_Op) e operação (Descarga_Co).

Para a elaboração da fase de construção do ICV, foram utilizados os dados coletados do projeto da ETE, e de sites de fabricantes e fornecedores de materiais de construção. A fase de operação utilizou dados de vazão, características físico-químicas do efluente, consumo de NaOCl, consumo de energia, a partir do valor da potência dos equipamentos e seu tempo de operação, emissões para a água e ar, e o transporte dos resíduos (lodo biológico e resíduos provenientes do tratamento preliminar) para o aterro sanitário. Os parâmetros físico-químicos do efluente foram obtidos através de análises laboratoriais de DBO₅, DQO, SST, NTK, amônia, nitrato, fósforo total e cloro residual (Tabela 1), de amostras coletadas durante o período de fevereiro de 2012 a janeiro de 2013. Os dados que não puderam ser obtidos diretamente do projeto ou operação da ETE, foram estimados com base na literatura.

Tabela 1-Características físico-químicas do efluente.

Parâmetros	Unidade	Entrada	Saída	Remoção
DBO ₅	mg O ₂ L ⁻¹	321,5	21,3	93%
DQO	mg O ₂ L ⁻¹	767,8	95,5	88%
SST	mg TSS L ⁻¹	278,0	18,0	94%
Amônia	mg N-NH ₃ L ⁻¹	41,3	39,5	4%
Nitrogênio Total Kjeldahl	mg TKN L ⁻¹	46,2	45,7	1%
Fósforo Total	mg TP L ⁻¹	7,3	7,9	-
Nitrato	mg N-NO ₃ ⁻ L ⁻¹	-	1,8	-
Cloro residual	mg Cl ₂ L ⁻¹	-	0,8	-

Fonte: Autora.

As emissões atmosféricas, geração de lodo e metano dissolvido do reator UASB foram calculados pelo balanço de massa das frações de DQO no reator UASB proposto por Lobato, Chernicharo e Souza (2012), considerando o melhor cenário, com maior eficiência de remoção de DQO e menor perda de metano. As cargas das frações de DQO são mostradas na Tabela 2.

Tabela 2- Balanço de massa das frações de DQO.

Frações da DQO	Percentual	Carga
DQO de entrada	100 %	3,07 kg/h
DQO de saída	30 %	0,92 kg/h
Biogás	42,5 %	1,31 kg/h
Metano (CH ₄) Dissolvido	7,9 %	0,24 kg/h
Perdas como gás residual	2,2 %	0,07 kg/h
Sulfato redução	2,4 %	0,07 kg/h
Lodo biológico	14,9 %	0,46 kg/h

Fonte: Autora

As emissões diretas de CH₄ dos reatores UASB são difíceis de estimar por causa de suas medições e devido à influência de condições específicas do local, como clima e carga de matéria orgânica. Dessa forma, o cálculo das emissões de CH₄ do reator UASB baseou-

se no balanço de massa de Lobato, Chernicharo e Souza (2012), que é adequado às condições brasileiras, aumentando a representatividade dos dados. Porém, o mesmo não foi possível para as emissões atmosféricas de metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O) dos CW, que se basearam em fatores de emissão para kg CH₄/kg BOD e kg N₂O-N/kg N (para águas residuárias domésticas), de acordo com as equações do Relatório do Intergovernmental Panel on Climate Change (2013).

Apesar das emissões de GEE do CW serem influenciadas pelo solo, clima e manejo das plantas (MANDER *et al.*, 2014), optou-se por usar o fator de emissão da literatura do que excluir essas emissões diretas, diante da importância dessas emissões diretas de GEE para o sistema, sendo indicadores importantes para avaliar o desempenho ambiental de ETE. Contudo, apenas metade dos estudos analisados em países em desenvolvimento incluiu emissões diretas de GEE, e apenas 30% estimaram as emissões de N₂O (GALLEGO-SCHIMID; TARPANI, 2019).

De acordo com Mander *et al.* (2014), as emissões de CO₂ do CW são significativamente pequenas, e alguns autores, consideram o CO₂ do tratamento de efluentes como biogênico (FOLEY *et al.*, 2010; RENOUE *et al.*, 2008). Assim, no presente estudo, as emissões de CO₂ foram consideradas biogênicas, não sendo contabilizadas no ICV.

De acordo com o projeto da ETE é necessário substituir o material de suporte (brita) de um dos leitos do CW a cada cinco anos, devido à colmatação, contabilizando três trocas do material de suporte dos leitos durante a vida útil da estação, sendo incluído no ICV, considerando a brita, removida dos leitos, como fluxo de resíduo.

Algumas considerações tiveram que ser feitas no estudo. O transporte de materiais de construção não foi contabilizado na fronteira de primeiro plano devido à falta de dados e uma vez que sua contribuição representa uma pequena fração do impacto geral (FUCHS; MIHELICIC; GIERKE, 2011; LOPSIK, 2013). O lodo biológico do reator UASB e as macrófitas retiradas dos leitos do CW são encaminhados para o aterro sanitário. A Tabela 3 apresenta o ICV detalhado do sistema estudado, para as fases de construção e operação, de acordo com as etapas de tratamento.

Um ICV detalhado é fundamental para a interpretação dos resultados diante dos fluxos de materiais, energia e emissões, uma vez que a ACV pretende identificar a cadeia de impacto desde a extração até a disposição final. Portanto, é necessário saber quais entradas, saídas e processos da base de dados estão relacionados aos potenciais impactos apresentados nos resultados. A metodologia de cálculo das entradas e saídas do ICV detalhado está descrita no APÊNDICE A.

Tabela 3 - ICV do sistema de tratamento estudado.

Rede coletora_Co^a					
Entradas	Processo da base de dados Ecoinvent		Unidade	SD^c	Fonte
Cimento	Cement, Portland {RoW}	0,013	kg m ⁻³	1,13	Projeto ETE
Areia	Sand {GLO}	0,040	kg m ⁻³	1,13	
Brita	Gravel, crushed {GLO}	0,040	kg m ⁻³	1,13	
Água	Extrusion, plastic pipes {RoW}	0,008	kg m ⁻³	1,13	
PVC	PVC {GLO}	0,005	kg m ⁻³	1,13	
Tratamento preliminar_Co^a					
Entradas					
Aço	Reinforcing steel {GLO}	0,002	kg m ⁻³	1,13	Projeto ETE
Cimento	Cement, Portland {RoW}	0,007	kg m ⁻³	1,13	
Areia	Sand {GLO}	0,325	kg m ⁻³	1,13	
Brita	Gravel, crushed {GLO}	0,022	kg m ⁻³	1,13	
Água	Tap water {RoW}	0,005	kg m ⁻³	1,13	
PVC	Extrusion, plastic pipes {GLO}	0,001	kg m ⁻³	1,13	
Madeira	Sawnwood, hardwood, raw, kiln dried {RoW}	0,001	m ³ m ⁻³	1,13	
Energia	Electricity, medium voltage {BR}	0,001	kWh m ⁻³	1,13	
Transporte	Transport, freight, lorry >32 metric ton, {RoW}	0,003	tkm m ⁻³	2,02	
Tratamento preliminar_Op^b					
Entradas					
Energia	Electricity, medium voltage {BR}	0,114	kWh m ⁻³	1,13	Projeto ETE
Transporte	Transport, freight, lorry >32 metric ton, {RoW}	0,001	tkm m ⁻³	2,34	
ETE_Co^a					
Entradas					
Aço	Reinforcing steel {GLO}	0,055	kg m ⁻³	1,13	Projeto ETE
Cimento	Cement, Portland {RoW}	0,078	kg m ⁻³	1,13	
Areia	Sand {GLO}	0,704	kg m ⁻³	1,13	
Brita	Gravel, crushed {GLO}	1,479	kg m ⁻³	1,13	
Água	Tap water {RoW}	0,053	kg m ⁻³	1,13	
PVC	Extrusion, plastic pipes {GLO}	0,002	kg m ⁻³	1,13	
Madeira	Sawnwood, hardwood, raw, kiln dried {RoW}	0,001	m ³ m ⁻³	1,13	
Bloco	Brick {GLO}	0,003	kg m ⁻³	1,13	
Fibra de vidro	Glass fibre {GLO}	0,001	kg m ⁻³	2,07	
Energia	Electricity, medium voltage {BR}	0,001	kWh m ⁻³	1,13	
Transporte	Transport, freight, lorry >32 metric ton, {RoW}	0,010	tkm m ⁻³	2,34	
ETE_Op^b					
Entradas					
Energia	Electricity, medium voltage {BR}	0,180	kWh m ⁻³	1,06	Projeto ETE
Brita	Gravel, crushed {GLO}	0,925	kg m ⁻³	1,13	
Cloro	Sodium hypochlorite, without water, in 15% solution {GLO}	0,030	kg m ⁻³	1,22	
Emissões para o ar					
CH ₄	Methane, biogenic	0,351	kg m ⁻³	1,32	Lobato <i>et al.</i> , 2012

N ₂ O	Dinitrogen monoxide	0,001	kg m ⁻³	1,49	IPCC, 2013
Fluxo de resíduos					
Brita dos leitos	Waste, final, inert	0,925	kg m ⁻³	1,63	Estimado
Disposição do lodo_Op^b					
Entradas					
Lodo	Sludge	0,115	kg m ⁻³	1,52	Estimado
Transporte	Transport, freight, lorry >32 metric ton, {RoW}	0,003	tkm m ⁻³	2,34	
Emissões para a água					
Sólidos	Solids, inorganic	0,005	kg m ⁻³	1,63	Lima <i>et al.</i> , 2018
Nitrogênio	Nitrogen	0,001	kg m ⁻³	1,63	
Fósforo	Phosphorus	0,001	kg m ⁻³	1,63	
Potássio	Potassium	0,001	kg m ⁻³	1,63	
Descarga_Co^a					
Entradas					
Aço carbono	Cast iron {GLO}	0,003	kg m ⁻³	1,13	Projeto ETE
Descarga_Op^b					
Entradas					
Energia	Electricity, medium voltage {BR}	0,137	kWh m ⁻³	1,13	Projeto ETE
Emissões para a água					
DBO ₅	BOD ₅ , Biological Oxygen Demand	0,021	kg m ⁻³	1,5	Análises laboratoriais
DQO	COD, Chemical Oxygen Demand	0,096	kg m ⁻³	1,5	
SST	TSS, Suspended solids, unspecified	0,018	kg m ⁻³	1,5	
NTK	Nitrogen, total (TKN)	0,046	kg m ⁻³	1,5	
Nitrato	Nitrate	0,002	kg m ⁻³	1,5	
Fósforo	Phosphorus, total	0,008	kg m ⁻³	1,5	
Cloro residual	Chlorine free	0,001	kg m ⁻³	1,5	Estimado
CH ₄ dissolvido	Methane dissolved	0,136	kg m ⁻³	1,5	Lobato <i>et al.</i> , 2012

Fonte: Autora.

^aCo = Construção

^bOp = Operação

^cSD = Desvio Padrão

3.1.2.3 Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida

Para realizar a AICV é necessário escolher as categorias de impacto e a metodologia de avaliação de impacto disponíveis no programa SimaPro®, e realizar várias rodadas da modelagem. No presente estudo, realizou-se a AICV usando os métodos de avaliação de impacto CML-IA *baseline* 2000 (GUINÉE *et al.*, 2001), mais usado nos países em desenvolvimento (GALLEGO-SCHMID; TARPANI, 2019), e o *Cumulative Energy Demand* (CED), que avalia todo o ciclo de vida de um bem ou serviço, incluindo usos diretos e indiretos, amplamente usado em estudos de ACV (FRISCHKNECHT *et al.*, 2015), disponíveis no SimaPro 8.1.

Para a interpretação dos resultados utilizou-se a análise de contribuição. O método de avaliação de impacto CML-IA *baseline* 2000, sendo o mais aplicado em ACV relacionada à ETE nos países em desenvolvimento (GALLEGO-SCHMID; TARPANI, 2019). As categorias de impacto de *midpoint* são indicadas para estudos de sistemas de tratamento de esgotos, por representarem impactos de curto prazo e menor incerteza (LARREY-LASSALLE *et al.* 2017; HOSPIDO; MOREIRA; FEIJOO, 2007; COROMINAS *et al.*, 2020).

Dessa forma, foram analisadas as categorias de impacto disponíveis no método CML (Quadro 4), que estão relacionadas com as emissões para o ar, água e solo: depleção abiótica (AD), aquecimento global (GW), depleção da camada de ozônio (OLD), toxicidade humana (HT), ecotoxicidade de água doce (FWE), ecotoxicidade marinha (MAE), ecotoxicidade terrestre (TE), oxidação fotoquímica (PO), acidificação (AC), eutrofização (EU).

Quadro 4 -Categorias de impacto analisadas no estudo.

Categoria de impacto	Indicador	Método de avaliação
Aquecimento global (GW)	kg CO ₂ eq	CML-IA <i>baseline</i> 2000
Acidificação (AC)	kg SO ₂ eq	CML-IA <i>baseline</i> 2000
Eutrofização (EU)	kg PO ₄ eq	CML-IA <i>baseline</i> 2000
Oxidação fotoquímica (PO)	kg C ₂ H ₄ eq	CML-IA <i>baseline</i> 2000
Toxicidade humana (HT)	kg 1,4-DB eq	CML-IA <i>baseline</i> 2000
Ecotoxicidade de água doce (FWE)	kg 1,4-DB eq	CML-IA <i>baseline</i> 2000
Ecotoxicidade marinha (MAE)	kg 1,4-DB eq	CML-IA <i>baseline</i> 2000
Ecotoxicidade terrestre (TE)	kg 1,4-DB eq	CML-IA <i>baseline</i> 2000
Depleção da camada de ozônio (OLD)	kg CFC-11 eq	CML-IA <i>baseline</i> 2000
Depleção abiótica (AD)	kg Sb eq	CML-IA <i>baseline</i> 2000
Depleção abiótica (fósseis) (AD)	MJ	CML-IA <i>baseline</i> 2000

Fonte: Autora

O presente estudo, não incluiu a normalização, elemento opcional da AICV que calcula a magnitude dos resultados dos indicadores de categoria com relação a um valor de referência, pois não há valores de referência disponíveis para o Brasil.

3.2 INVESTIGAÇÃO DA ESCOLHA DOS PROCESSOS DAS BASES DE DADOS

Para a elaboração do ICV é preciso coletar dados de entrada e saída de cada etapa do sistema estudado. Após o levantamento dos dados quantitativos é necessário inseri-los no *software* SimaPro[®]. Para a inserção dos dados no programa é necessário identificar os processos com seus inventários disponíveis nas bases de dados referentes ao dado de entrada e saída coletado.

Para a fase de construção, os materiais de entrada, como cimento, por exemplo, serão inseridos no *software* identificando o processo existente na base de dados referente ao cimento. A utilização das bases de dados auxilia a realização do estudo, do contrário, seria necessário elaborar o inventário de cada fluxo de entrada do sistema estudado.

Isso, porque a ACV se propõe a avaliar a cadeia de impactos de um produto ou serviço, desde a extração até o descarte, i.é, do berço ao túmulo.

O SimaPro® disponibiliza várias bases de dados que possuem uma extensa quantidade de processos inventariados. Voltando ao exemplo do cimento, a base de dados do Ecoinvent disponibiliza vários processos similares para a produção do cimento, ou seja, existem vários inventários prontos na base de dados para a produção do cimento, diferenciando com relação a composição e o local de produção.

Dessa forma, uma das dificuldades na elaboração do ICV (Tabela 3) foi identificar os processos existentes nas bases de dados que representassem os fluxos de entradas dos materiais e energia para o sistema estudado. Assim, observou-se a necessidade de investigar como a escolha desses processos, disponíveis nas bases de dados, chamados de processos de segundo plano (*background system*), afetam os resultados da AICV.

Para investigar como a escolha do processo disponíveis nos bancos de dados afeta os resultados da ACV aplicada em nível local, foram escolhidos processos similares para três dos fluxos de entrada do ICV do sistema estudado (Tabela 3), sendo eles a madeira usada na construção da ETE, o PVC usado para confecção de diversos elementos do sistema de coleta, transporte e tratamento dos esgotos, chamados de bens de capital, e a eletricidade, pois esses fluxos de entrada apresentam diferentes processos que são passíveis de escolha pelo investigador para a elaboração do ICV.

A maioria dos processos disponíveis nas bases de dados é representativa para a realidade européia, sendo que, existem alguns processos inventariados para a realidade brasileira. Dessa forma, os processos da base de dados foram escolhidos levando em consideração o escopo geográfico: processos referentes à realidade brasileira (BR), à escala global (GLO), e processos em que não há um escopo disponível nem em escala global e nem para o país de estudo, chamado de resto do mundo (*RoW*). Contudo, a escolha do processo de acordo com o escopo geográfico pode influenciar a confiabilidade e os resultados do estudo de ACV.

3.2.1 Processos similares disponíveis nas bases de dados

Para a comparação entre processos similares disponíveis nas bases de dados, foi utilizado o método de avaliação CML-IA *baseline* 2000, para ser possível a comparação com os resultados gerados nesse estudo, assim como incluídas as categorias de impacto disponível no método CML. Dessa forma, várias rodadas da modelagem no SimaPro® foram realizadas, como preconizado no Cone Invertido. A Análise de Sensibilidade foi realizada para comparar os processos similares disponíveis nas bases de dados, como Ecoinvent, disponíveis no SimaPro®.

Os critérios para a escolha dos processos disponíveis no programa SimaPro® para comparação foram determinados pela análise dos inventários dos processos disponíveis e pela relevância da representatividade local de acordo com o escopo. Para a análise dos processos de bens de capital, como a forma em madeira, existem diversos processos similares no banco de dados, foram comparados os dois processos do banco de dados: *sawnwood, hard wood, raw, and kiln dried/RoW* e *sawnwood, parana pine from sustainable forest management, and kiln dried/BR*.

Ainda sobre os processos de bens de capital, foram encontrados dois processos similares para o PVC: '*Extrusion, plastic pipes*' e '*PVC pipe E*', sendo que o processo '*PVC pipe E*' pertence à base de dados *Industry 2.0* e o '*Extrusion, plastic pipes*' ao *Ecoinvent*. Para a análise do processo de eletricidade, avaliou-se a contribuição dos processos de '*Electricity medium voltage/RoW*' e '*Electricity medium voltage/BR*', disponíveis na base de dados *Ecoinvent*. Foram analisadas as diferenças dos potenciais de impacto nos resultados da AICV, a partir da análise de contribuição dos impactos.

3.3 POTENCIAL DE RECUPERAÇÃO DE RECURSOS DO ARRANJO UASB + CW

Diante da perspectiva da sustentabilidade dos sistemas de tratamento de esgoto e uma mudança de paradigma para a visão do tratamento de esgotos como sistemas de recuperação de recursos, avaliou-se o cenário de recuperação dos recursos em municípios de pequeno porte populacional.

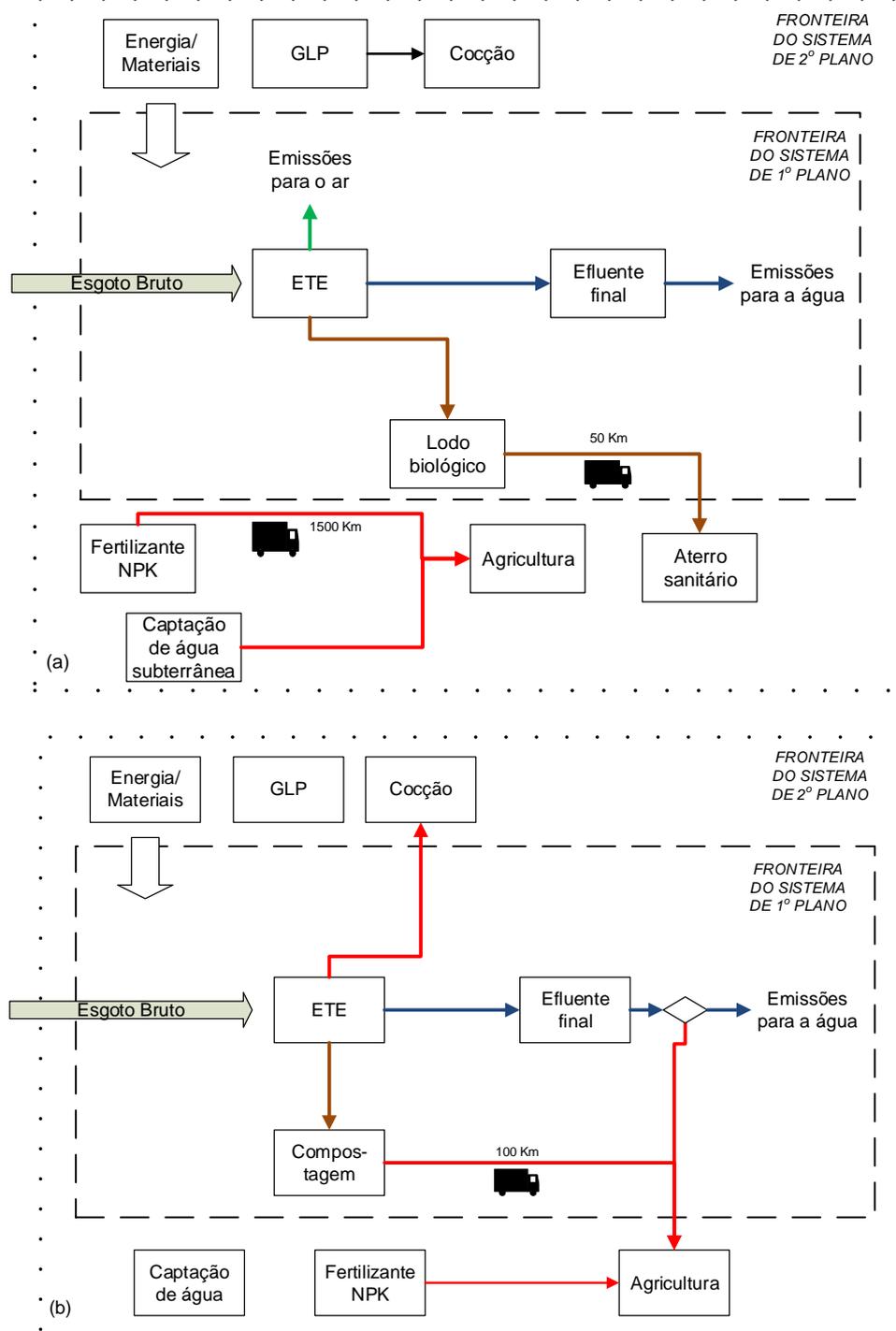
3.3.1 Descrição dos cenários

A partir da avaliação do sistema de tratamento de esgoto sanitário estudado apresentado na Tabela 3, foi proposto um cenário de recuperação de recursos, recomendando a implantação da ETE estudada, compostapor reator UASB seguido de CW, adaptado para um município de pequeno porte, com uma população de 5.000 hab, avaliando somente a fase de operação.

A escolha do arranjo tecnológico estudado é justificada por apresentar baixa complexidade tecnológica e reduzido custo operacional, concebidos para operar próximas as residências, de forma descentralizada, em pequena escala, com pouco investimento e geração de despesas para a população local (MASSOUD; TARHINI; NASR, 2009; CARDONA *et al.*, 2019). Além disso, o arranjo tecnológico é capaz de alcançar elevada eficiência de remoção de poluentes; baixíssimo consumo energético; e um efluente final em conformidade com as exigências legais para descarga em corpos hídricos e produção de água de reúso agrícola (VON SPERLING, 2016; MOREIRA; DIAS, 2020).

A fronteira do sistema incluiu o tratamento do esgoto sanitário, o tratamento e disposição do lodo biológico, a descarga do efluente final tratado, energia térmica para cocção, água de reúso para irrigação e fertilização (Figura 9). A unidade funcional determinada foi o volume de 168.776 m³ de esgoto tratado no período de um ano para uma população de 5.000 hab.

Figura 9 -Fronteira do sistema do Cenário Base (a) e Cenário Proposto (b) para o município.

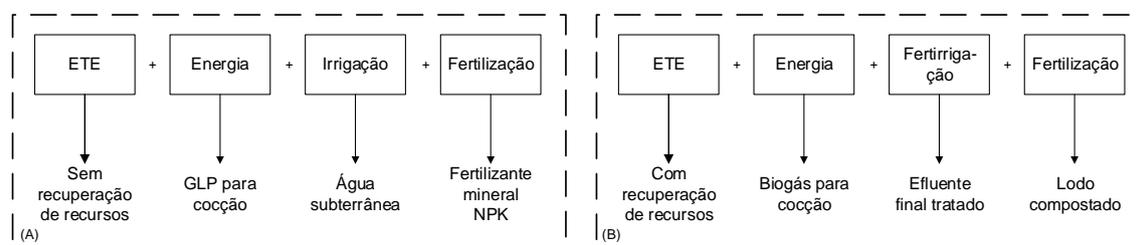


Fonte: Autora.

Para a comparação dos cenários, avaliaram-se os seguintes sistemas de produtos: a própria ETE, energia para cocção de água ou alimentos, água de reúso para irrigação e fertilização agrícola (Figura 10). Para o cenário proposto de recuperação de recursos, assumiu-se o aproveitamento da energia do biogás para cocção, a compostagem do lodo biológico para aplicação como fertilizante na agricultura e a água de reúso para fertirrigação agrícola, como recomendado para sistemas de tratamento em pequena escala (BRESSANI-RIBEIRO *et al.*, 2019). Para o Cenário base, considerou-se o uso

do GLP, predominante para a cocção de alimentos no Brasil (MOURA, 2012), captação e irrigação com água subterrânea, como uma alternativa para a irrigação de culturas em áreas de escassez hídrica (LOPES; MEDEIROS; KIPERSTOK, 2018), e para o uso de fertilizante mineral NPK (nitrogênio, fósforo e potássio), utilizou-se os dados de Medeiros *et al.* (2020) aplicado para um município no estado da Bahia.

Figura 10 - Sistema de produtos para o Cenário base (A) e para o Cenário Proposto (B).



Fonte: Autora

3.3.2 Inventário do Ciclo de Vida

Para a comparação dos cenários foram utilizados dados da literatura adaptando o Cenário Base para um sistema de recuperação de recursos (Quadro 4). Os cenários estudados são específicos para o presente estudo, considerando as atividades e área geográfica.

Quadro 4 -Descrição dos cenários com os sistemas de produto.

	Descrição	Fonte de dados
Cenário Base (CB)	ETE sem recuperação de recursos	Tabela 3 Banco de dados Ecoinvent® Lopes <i>et al.</i> (2018) Medeiros <i>et al.</i> (2020)
	ENERGIA térmica do GLP	
	IRRIGAÇÃO – captação de água subterrânea	
	FERTILIZAÇÃO mineral- nitrogênio, fósforo e potássio (NPK) aplicado na agricultura	
Cenário Proposto (CP)	ETE com aproveitamento de recursos	Estimado
	ENERGIA térmica do biogás	Possetti <i>et al.</i> (2015); Paoliniet <i>al.</i> (2018)
	IRRIGAÇÃO com água de reúso	Calculado
	FERTILIZAÇÃO – biossólido para agricultura	Lima <i>et al.</i> (2018); Martínez-Blanco <i>et al.</i> (2010)

Fonte: Autora.

Para o Cenário Base, considerou-se a fase de operação da ETE, usando os dados do ICV (Tabela 3), para o arranjo tecnológico composto por reator UASB seguido de CW, sem etapa de desinfecção com cloro. O uso do GLP como energia térmica para cocção, considerou-se o inventário da queima de GLP para gerar calor em pequena escala oriundo do banco de dados do Ecoinvent®. Para a fertilização, utilizou-se o inventário do fertilizante mineral proposto por Medeiros *et al.* (2020), que considerou a produção, transporte e aplicação do fertilizante NPK no campo para a cultura de milho. Para a irrigação, assumiu-se a correlação entre consumo de energia por m³ de água captada, com 10% de perda, de acordo com Lopes, Medeiros e Kiperstok (2018).

Para o Cenário proposto, foram realizadas adequações para a recuperação de recursos, ou seja, o biogás substituindo o GLP para a cocção, parte do efluente final tratado como

água de reúso para fertirrigação e o lodo biológico do reator UASB encaminhado como biossólido para aplicação agrícola, após processo de compostagem. Para o cálculo do potencial energético disponível no biogás, utilizou-se o programa ProBio 1.0, escolhendo o melhor cenário, com eficiência de remoção de DQO de 70%, assumindo o poder calorífico do biogás entre 21,5 e 25,1 MJ/Nm³ (POSSETTI *et al.*, 2015). As emissões atmosféricas devido a queima do biogás foram calculadas a partir dos fatores de emissão da combustão direta do biogás apresentados por Paolini *et al.* (2018).

A desinfecção com cloro se contropõe com o arranjo tecnológico composto por reator UASB + CW, visto como um sistema alternativo de tratamento, de baixa complexidade e consumo energético, além do impacto ambiental e na saúde humana. Para se alinhar ao sistema estudado, os filtros de areia intermitente podem ser usados para a etapa de desinfecção, por ser uma tecnologia de baixo custo e simplicidade operacional. O tratamento por meio físico consegue reter os microorganismos no meio filtrante. Os filtros interminetes de areia possuem boa eficiência de remoção de patógenos, usados como tratamento secundário e terciário. A capacidade de desinfecção depende da profundidade do filtro e do TDH (TORRES *et al.*, 2009; BALI, GUEDDARI e BOUKCHINA, 2011).

Afrane e Ntiamoah (2011) indicam que a eficiência da combustão no fogão entre o biogás (55%) e o GLP (57%) é similar demonstrando que o biogás pode substituir o GLP para cozinhar. Dessa forma, o presente estudo considerou que o biogás tem a mesma eficiência do GLP para cocção de alimentos.

Para os sistemas de produtos, que incluem a irrigação e a fertilização, foi considerada a cultura de milho, sem a utilização de água pluvial para irrigação, ou seja, toda a água para a irrigação foi oriunda da captação subterrânea ou reúso. Assumiram-se dois ciclos de cultivo por ano. Nos pequenos municípios brasileiros, a agricultura familiar é uma importante fonte de renda. A escolha pela cultura do milho é justificada, pois segundo Cruz *et al.*, 2011, apresenta grande número de produtores da agricultura familiar, constituindo uma importante fonte de alimentação humana nesses municípios, sendo em algumas vezes a única fonte de energia para inúmeras famílias.

Ainda fundamentado no trabalho de Cruz *et al.*, 2011, este estudo considerou que para a fertilização de um hectare de milho, por ciclo completo de 140 dias, são necessários 225 kg de N, 69 kg de P e 48 kg de K₂O, e o consumo de água mínimo de 500 mm em um ciclo completo. Os sistemas de produto terminam na absorção de nutrientes pela planta, deixando as operações agrícolas, como plantio e colheita, fora do sistema de produto. Segundo Cunha, Francisco e Prochnow (2018) os sistemas agrícolas absorvem 51% do nitrogênio, 50% do fósforo e 77% do potássio dos fertilizantes aplicados no mesmo ano.

Para o Cenário proposto, o biossólido, composto de lodo, mais a água de reúso suprem toda a demanda de nitrogênio e água para dois ciclos da cultura de milho por hectare em um ano, e aproximadamente 60% da necessidade de fósforo e potássio, o que leva a necessidade de complementação desses nutrientes com o fertilizante mineral. O presente estudo assumiu a mesma produtividade da cultura de milho na fertilização com composto de lodo e na fertilização mineral, considerando dois ciclos por ano.

A produção do bio sólido, gerado a partir do lodo por meio da compostagem, aplicado à agricultura foi baseada no estudo de Lima *et al.* (2018), que analisou a compostagem de lodo anaeróbio digerido de um reator UASB. Durante seu trabalho Lima *et al.* (2018) construíram pilhas de compostagem de lodo anaeróbio utilizando serragem, como agente estruturante, e resíduos de alimentos, como aditivos do processo, contribuindo para a ciclagem de nutrientes dos resíduos orgânicos.

As análises microbiológicas e físico-químicas do composto, analisado por Lima *et al.* (2018), se apresentam adequadas para uso agrícola, com redução de patógenos e atratividade de vetores, de acordo com as exigências da legislação brasileira, Resolução CONAMA nº 498/2020 e IN nº 25/2009 do MAPA. As emissões gasosas durante a compostagem foram baseadas em Martínez-Blanco *et al.* (2010). Quanto à distância do local de produção do composto para o local de aplicação no solo, estabeleceu-se a distância de 100 km. O estudo considerou a mesma forma de aplicação para o composto e o fertilizante na agricultura para um hectare de terra.

O inventário para o Cenário base e o Cenário proposto, considerando os sistemas de produtos, ETE, energia, fertilização e irrigação, está descrito na Tabela 4. A metodologia de cálculo das entradas e saídas do ICV dos cenários analisados está descrita no APÊNDICE B.

Tabela 4 - Inventário dos cenários para um município com população de 5.000 hab.

Entradas	Un	Cenário Base	Cenário Proposto	Fonte
Eletricidade	kWh	23.139	21.768	Tabela 3
Transporte	tKm	1.142	2.907	Calculado
Água subterrânea	m ³	10.000	-	Lopes <i>et al.</i> , 2018
Fertilizante mineral NPK	kg	1.352	259	Medeiros <i>et al.</i> , 2020
Queima de GLP	GJ	860	-	Calculado
Queima de biogás	GJ	-	860	Calculado
Serragem	kg	-	3.116	Calculado
Saídas				
Lodo biológico	m ³	277	-	Calculado
Biogás	m ³	-	37.230	Calculado
Fertirrigação efluente tratado	m ³	-	10.000	Calculado
Composto do lodo	kg	-	11.420	Calculado
Emissões para a água				
Efluente final tratado	m ³	168.776	158.776	Calculado
DBO ₅	kg	3.544	3.334	Calculado
DQO	kg	16.202	15.242	Calculado
Sólidos em Suspensão	kg	3.038	2.858	Calculado
Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)	kg	7.764	7.304	Calculado
Nitrato (N-NO ₃)	kg	338	318	Calculado
Fósforo Total (P-Total)	kg	1.350	1.270	Calculado
Metano dissolvido	kg	10.238	9.631	Calculado
Emissões para o ar				
Metano (CH ₄)	kg	59.109	17.607	Calculado

Óxido nitroso (N ₂ O)	kg	169	170	Calculado
Compostos orgânicos voláteis (COV)	kg	-	14	Calculado
Amônia	kg	-	1	Calculado
Monóxido de carbono (CO)	kg	-	266	Calculado
Dióxido de enxofre (SO ₂)	kg	-	21	Calculado
Óxidos de nitrogênio (NO _x)	kg	-	174	Calculado
Compostos orgânicos voláteis não-metano (NMVOC)	kg	-	9	Calculado
Formaldeído (CH ₂ O)	kg	-	7	Calculado
Emissões para o solo				
Nitrogênio	kg	-	248	Calculado
Fósforo	kg	-	27	Calculado
Potássio	kg	-	9	Calculado
Arsênio	g	-	1	Calculado
Cádmio	g	-	27	Calculado
Cromo	g	-	214	Calculado
Cobre	g	-	3.380	Calculado
Níquel	g	-	249	Calculado
Chumbo	g	-	1	Calculado
Zinco	g	-	9.239	Calculado

Fonte: Autora

3.3.3 Categorias de Avaliação de Impacto

A fronteira de segundo plano usou os processos disponíveis na base de dados Ecoinvent[®] versão 3.1, usando o modelo de sistema *'allocation, default'* como o processo unitário, e os escopos geográficos Global (GLO), *Rest of the World* (RoW) e Brasil (BR), utilizando o programa SimaPro 9.0, versão Faculty (PRÉ CONSULTANTS, 2008).

As categorias de impacto ambiental analisadas foram relacionadas às emissões para a água, para o solo e para o ar, incluindo Aquecimento global (GW), toxicidade humana (HT), oxidação fotoquímica (PO), ecotoxicidade terrestre (TE), ecotoxicidade de água doce (FWE), acidificação (AC), eutrofização (EU). Os métodos ReCiPe e CML-IA *baseline* são o mais utilizados em estudos de ACV aplicado a sistemas de tratamento de esgoto. Corominas *et al.* (2020) recomenda a metodologia de avaliação de impacto ReCiPe, *midpoint* (HUIJBREGTS *et al.*, 2017) para avaliar os impactos do ICV, para estudos aplicados ao tratamento de esgoto, e o CML é indicado para comparação com resultados publicados previamente.

Indicadores adicionais foram considerados devido à recuperação de recursos. Para o consumo de energia, foi usado o método *Cumulative Energy Demand* (CED), amplamente usado em estudos de ACV (FRISCHKNECHT *et al.*, 2015). A maioria dos métodos de AICV existentes não leva em consideração a quantidade de água consumida nos processos, mesmo sendo relevante para estudos sobre reúso de água. Portanto, para incluir essa avaliação, o consumo de água foi analisado pelo método ReCiPe usado

como indicador de escassez hídrica (WD), conforme Huijbregts *et al.*, 2017. Os métodos utilizados para as categorias selecionadas estão apresentados no Quadro 5.

Quadro 5 - Categorias de impacto analisadas no estudo.

Categoria de impacto	Indicador	Método de avaliação
Aquecimento global (GW)	kg CO ₂ eq	CML-IA
Acidificação (AC)	kg SO ₂ eq	CML-IA
Eutrofização (EU)	kg PO ₄ ³⁻ eq	CML-IA
Oxidação fotoquímica (PO)	kg NMVOC	ReCiPe
Toxicidade humana (HT)	kg 1,4-DB eq	ReCiPe
Ecotoxicidade de água doce (FWE)	kg 1,4-DB eq	ReCiPe
Ecotoxicidade terrestre (TE)	kg 1,4-DB eq	ReCiPe
Escassez hídrica (WD)	m ³	ReCiPe
Energia (CED)	MJ	Cumulative Energy Demand

Fonte: Autora.

3.3.4 Cenário de recuperação de recursos em municípios pequenos

Para o levantamento do potencial de recuperação de recursos em municípios, foram identificados 42 municípios baianos com uma população urbana estimada de até 5.000 hab, até o ano 2035, de acordo com o Atlas da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. O presente estudo considerou os municípios baianos de pequeno porte com população de até 5.000hab. (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2017c).

O Atlas Esgotos da Agência Nacional de Águas (2017c) orienta os tipos de tratamento de esgoto de acordo com as condições hídricas da região, sendo classificados em Solução Tipo 1 (Solução com Tratamento Convencional), quando o corpo receptor possui capacidade hídrica para diluir os esgotos com remoção de DBO entre 60 e 80%.; Solução Tipo 2 (Solução com Tratamento Avançado), com remoção de DBO acima de 80%.; Solução para o Semiárido, quando o corpo hídrico receptor é efêmero ou intermitente (considerando possibilidade de reúso); e Solução Conjunta (associação entre municípios). Considerando essa orientação, dos 42 municípios levantados, 19 deles são recomendados a implantar uma solução de tratamento de esgoto convencional, 10 municípios necessitam de uma solução com tratamento avançado, três municípios estão localizados no semiárido brasileiro e outros 10 municípios devem apresentar uma solução conjunta.

Diante do exposto, o presente estudo identificou o potencial da aplicação do arranjo tecnológico estudado para a recuperação de recursos em 22 dos municípios levantados, usando como critério de seleção o tipo de solução de tratamento orientado pela Agência Nacional de Águas (2017c), assumindo que o arranjo tecnológico estudado é capaz de atender às exigências do tratamento classificados como Solução Tipo 1 e Solução para o Semiárido (Tabela 5).

A metodologia de cálculo do potencial de recuperação de recursos para os municípios de pequeno porte populacional está decrita no APÊNDICE C.

Tabela 5 - Municípios baianos levantados com população de até 5.000 hab.

Município	Carga Total em 2035 (kg O ₂ [*] /dia)	População Atendida Estimada em 2035 (90%)	Tipo de Solução
Maetinga	182,5	3.041	Tipo 1
Catolândia	68,1	1.135	Tipo 1
Lafaiete Coutinho	128,8	2.147	Tipo 1
Lajedinho	97,9	1.632	Tipo 1
Lajedão	139,8	2.329	Tipo 1
Contendas do Sincorá	143,7	2.395	Tipo 1
Gavião	153,0	2.551	Tipo 1
Feira da Mata	223,6	3.727	Tipo 1
Barra do Rocha	192,0	3.200	Tipo 1
Jussiape	141,7	2.362	Semiárido
Vereda	140,3	2.339	Tipo 1
Ichu	173,7	2.895	Tipo 1
Itanagra	217,9	3.632	Tipo 1
Guajeru	263,7	4.396	Tipo 1
Macururé	223,4	3.723	Tipo 1
Nova Itarana	172,6	2.876	Tipo 1
Abaíra	222,2	3.704	Tipo 1
Jucuruçu	263,7	4.396	Tipo 1
Brotas de Macaúbas	261,7	4.361	Semiárido
Brejolândia	158,5	2.642	Tipo 1
Muquém de São Francisco	172,7	2.879	Tipo 1
Sebastião Laranjeiras	261,8	4.364	Semiárido

*Medido em DBO

Fonte: AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (2017c).

Após a identificação dos municípios, foi calculado o potencial de aproveitamento energético do biogás, usando o programa ProBio 1.0 (POSSETTI *et al.*, 2015). O potencial de geração de biossólido a partir do lodo submetido a compostagem foi calculado considerando o coeficiente de produção de sólidos de 0,15 kg SS/kg DQO para o reator UASB (CHERNICHARO, 2007). A partir da massa de lodo gerada, considerou-se a mesma metodologia de cálculo para a geração do composto e suas contribuições de nitrogênio, fósforo e potássio, do estudo de Lima *et al.*, 2018.

Para o potencial de produção de água de reúso a partir do efluente tratado para fertirrigação, foi calculada a vazão total de efluente dos municípios, considerando o sistema conservativo, a partir do consumo per capita de 115,6 L/hab.d para o estado da Bahia (BRASIL, 2018). Para calcular a quantidade de nitrogênio e fósforo disponível para a fertirrigação, foram utilizados os dados de concentração de nitrogênio e fósforo da saída do efluente tratado baseado no estudo de caso analisado (Tabela 1). Dessa forma, o cenário proposto, foi concebido para avaliar o potencial de recuperação de recursos em todos os municípios baianos de até 5.000 hab, atendendo a 90% da população até o ano de 2035.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

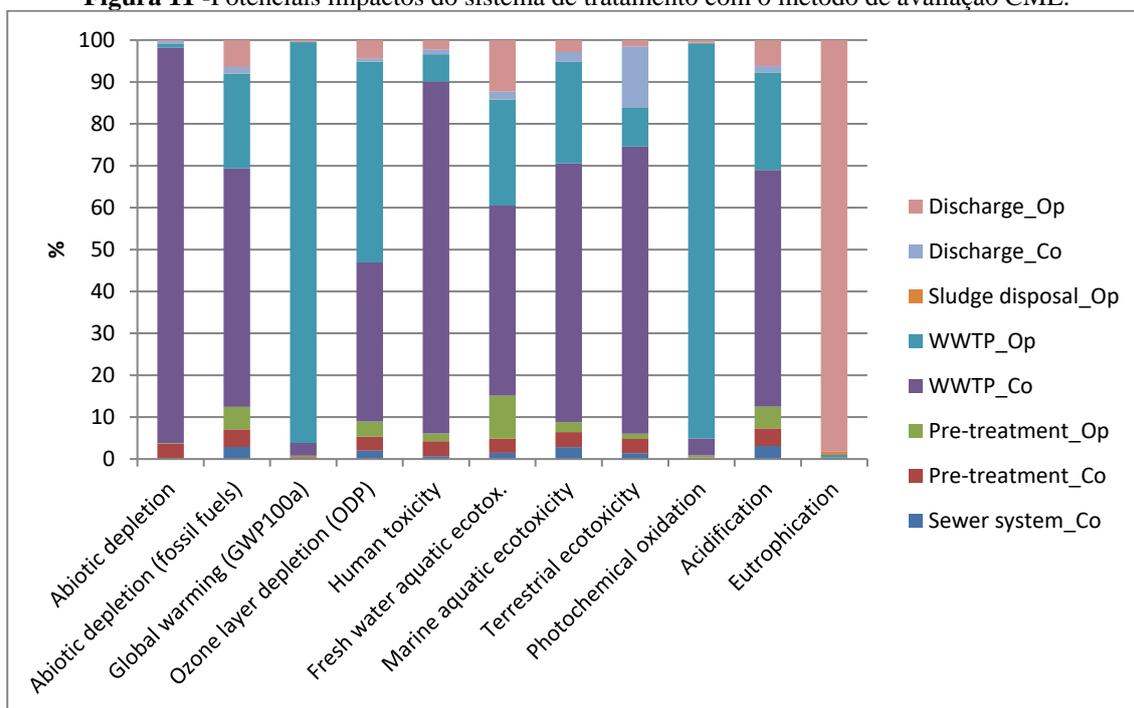
Neste capítulo serão apresentados os resultados e discussões de acordo com os tópicos apresentados no Capítulo 3.

4.1 DESEMPENHO AMBIENTAL DO SISTEMA DE TRATAMENTO DE ESGOTO

4.1.1 Avaliação de Impacto da fase de construção e operação

Avaliaram-se os potenciais impactos da ETE estudada a partir da análise de contribuição do sistema completo, analisando o potencial de impacto de cada etapa de tratamento do sistema estudado: Rede coletora, construção (Rede coletora_Co), Tratamento preliminar, construção (Tratamento preliminar_Co) e operação (Tratamento preliminar_Op), arranjo tecnológico da ETE composto por reator UASB + CW com etapa de desinfecção, construção (ETE_Co) e operação (ETE_Op), Disposição do lodo, operação (Disposição do lodo_Op), e Descarga do efluente final tratado, construção (Descarga_Op) e operação (Descarga_Co), usando o método de avaliação CML-IA *baseline* 2000 (Figura 11). Os resultados mostram as etapas do sistema de tratamento com maior potencial de impacto para cada categoria de impacto.

Figura 11 -Potenciais impactos do sistema de tratamento com o método de avaliação CML.



Fonte: Autora.

A Figura 11 mostra as contribuições para os potenciais de impacto para as categorias analisadas. Para a Depleção abiótica a ETE_Co (94%) tem o maior potencial de impacto devido ao uso de aço. Para a categoria de Depleção abiótica (fósseis), a ETE_Co (57%) e a ETE_Op (23%) têm o maior potencial, devido ao uso de aço e eletricidade, respectivamente. A ETE_Op apresenta o maior potencial de impacto (96%) para o

Aquecimento global, devido às emissões de GEE. A ETE_Op apresenta maior contribuição para o potencial de impacto para a categoria de Depleção da camada de ozônio (48%), devido ao uso de hipoclorito de sódio na desinfecção. A ETE_Co apresenta o maior potencial de impacto para a categoria de Toxicidade humana e todas as categorias de Ecotoxicidade, variando entre 45 e 84%, também, devido ao uso do aço. Na categoria Oxidação fotoquímica o maior potencial de impacto é atribuído à ETE_Op (94%), devido as emissões de CH₄.

Já para a categoria de Acidificação, a fase de construção apresenta maior potencial de impacto (56%), também, devido ao uso do aço, e o cimento Portland, em menor extensão. A análise da avaliação de impacto mostra que para a fase de construção o uso do aço é o material de maior contribuição para os potenciais impactos do sistema, devido a mineração e a fabricação do aço, corroborando com o estudo de Morera *et al.* (2017), que mostram que o aço reforçado e o concreto são os materiais com a maior contribuição para a fase construtiva, destacando a importância da inclusão dos materiais construtivos no ICV dos sistemas de tratamento de esgoto.

Para a Eutrofização, a Descarga_Op tem o maior potencial de impacto (98%), devido à concentração de nutrientes no efluente final tratado lançado no corpo hídrico receptor. Contudo, os modelos de caracterização disponíveis, para a categoria de impacto eutrofização, ainda não são regionalizados, e a ACV não aborda as especificidades locais, como a capacidade de diluição do corpo hídrico, nem as características do rio, se é perene ou intermitente, por exemplo. Se o corpo hídrico tem uma grande capacidade de autodepuração ou de diluição dos contaminantes, a eutrofização pode não ser a categoria de impacto de maior relevância para o estudo, mesmo que os resultados apontem um grande potencial de contribuição a eutrofização.

O resultado mostra que as etapas do sistema de tratamento que apresentam maior contribuição para os potenciais impactos são as fases de construção e operação da ETE. A fase de construção (ETE_Co) apresenta o maior potencial de impacto para as categorias Depleção Abiótica, Depleção da Camada de Ozônio, todas as categorias de toxicidade e Acidificação, principalmente, devido ao uso de aço para a produção do concreto, ao contrário de alguns estudos de ACV em ETE que apontam a fase de operação como de maior potencial de impacto para o sistema de tratamento (FOLEY *et al.*, 2010; GALLEGO *et al.*, 2008; GATERELL; GATERELL; GRIFFIN; LESTER, 2005; HOSPIDO; MOREIRA; FEJOO, 2007; LIMPHITAKPHONG; PHARINO; KANCHANAPIYA, 2016; LOPSIK, 2013; RENO *et al.*, 2008;).

O resultado mostra que a ETE_Co é responsável por um potencial de impacto significativo para o arranjo tecnológico estudado (reator UASB + CW) que é um sistema de baixa complexidade operacional. Corroborando com Cornejo, Zhang e Mihelcic (2013), que analisou um sistema composto por um reator UASB e lagoas de maturação, concluindo que a fase de construção tem um impacto maior do que a fase de operação para a energia incorporada devido ao baixo consumo de eletricidade e material necessário para operar e manter este sistema. Assim como, Lutterbeck *et al.* (2017), que observaram maior impacto ambiental (67%) relacionado à fase de construção da ETE, composta por reator UASB seguido de pós-tratamento.

As tecnologias de tratamento de baixa complexidade requerem menos energia, porém, ocupam grandes áreas, movimentam grandes quantidades de terra e solo e demandam muita matéria-prima para sua construção, mostrando que há uma compensação entre o uso de materiais e energia para a construção e o baixo consumo de energia e materiais durante a fase de operação. Portanto, os resultados apontam que a fase de construção não deve ser excluída em estudos de ACV de tecnologias de tratamento de esgotos de baixa complexidade (como reator UASB, filtros anaeróbios, CW e sistemas de lagoas), pois apresenta grande relevância para algumas categorias de impacto.

O consumo de eletricidade para ETE em países em desenvolvimento mostra-se menor do que em países desenvolvidos. Esse aspecto deve-se ao intenso uso de tecnologias como lodo ativado e suas variantes nestes países. Apesar de o reator UASB seguido de CW não constituir um arranjo tecnológico comumente utilizado na Europa e Estados Unidos, alguns autores destacam a importância de avaliar a fase de construção do CW (DIXON; SIMON; BURKITT, 2003; LOPSIK, 2013; MACHADO *et al.*; 2006). Hernández-Padilla *et al.* (2017) analisaram a ACV aplicada à ETE com processos de lodo ativado com aeração prolongada na América Latina, em países com matriz elétrica com mais de 60% de usinas hidrelétricas, observando que a matriz energética contribui para o menor impacto na categoria Aquecimento Global mesmo utilizando o processo de lodo ativado nessas ETE.

Com relação à fase de operação, a ETE_Op é responsável por um grande potencial de impacto para o Aquecimento global (96%) e Oxidação fotoquímica (94%) devido às emissões diretas de metano (CH₄) e monóxido de dinitrogênio (N₂O) (Figura 11). Uma das principais características dos reatores anaeróbios é a geração de biogás, que tem um importante papel para a avaliação de sistemas de tratamento de esgotos, pois pode ser um ponto positivo, se esse biogás for recuperado e benéficamente utilizado, ou negativo, se esse biogás for enviado diretamente para a atmosfera.

Infelizmente, na maioria das ETE em operação, em países em desenvolvimento, o biogás não é aproveitado energeticamente. No contexto brasileiro, há problemas que ocorrem em reatores UASB que precisam ser superados, relacionados ao gerenciamento de lodo e espuma, emissões fugitivas e perdas de CH₄ dissolvido no efluente final e a diluição dos esgotos por águas pluviais (CHERNICHARO *et al.*, 2018). A busca pela ecoeficiência nas ETE precisa considerar esses aspectos e buscar soluções tecnológicas para o aproveitamento do biogás, sendo um dos desafios para pequenas ETE aproveitar a energia do biogás sem aumentar os custos operacionais.

A Rede coletora_Co e Disposição do lodo_Op apresentam menor impacto para todo o sistema, devido ao baixo consumo de material e energia, mas, deve-se observar que a ETE estudada é de pequeno porte e descentralizada, portanto, atende uma população muito pequena e, certamente, esse aspecto deve ser levado em conta na análise dos resultados (Figura 11). Assumindo-se o critério de corte de 5%, essas etapas poderiam ser retiradas do estudo. Contudo, Roux *et al.* (2010) enfatizam o grande impacto da rede coletora e do bombeamento em ETE centralizadas e que coletam esgotos em bacias de esgotamento maiores. Risch *et al.* (2015) corroboram que a construção da rede coletora em um sistema de esgotamento sanitário centralizado tem maior potencial de impacto do que as fases de construção e operação da ETE, para doze das categorias de impacto

analisadas. Os autores realizaram um estudo detalhado da construção e operação de um sistema de esgotamento, incluindo os vários materiais de construção, uso de energia, emissões atmosféricas e perdas na rede durante a operação.

4.1.2 Consumo de energia na ETE

De acordo com o ICV do sistema estudado (Tabela 3), o consumo de eletricidade na ETE para a fase de operação foi de $0,18 \text{ kWh m}^{-3}$, e para todo o sistema foi de $0,30 \text{ kWh m}^{-3}$. Este resultado está abaixo da média para tratamentos de baixa complexidade, o que explica o baixo potencial de impacto da fase de operação para algumas categorias de impacto. Ao comparar os estudos realizados na Europa com estudos em países com uma matriz energética baseada em energias renováveis, observa-se que o consumo de energia pode não ser o maior potencial de impacto para o ciclo de vida da ETE.

Segundo Gallego-Schimid e Tarpani (2019), no artigo de revisão de ACV aplicada ao tratamento de águas residuárias, nos países em desenvolvimento, o consumo médio de eletricidade para tratamento de esgotos domésticos foi de $0,42 \text{ kWh m}^{-3}$, enquanto nos países desenvolvidos esse valor foi de $0,50 \text{ kWh m}^{-3}$.

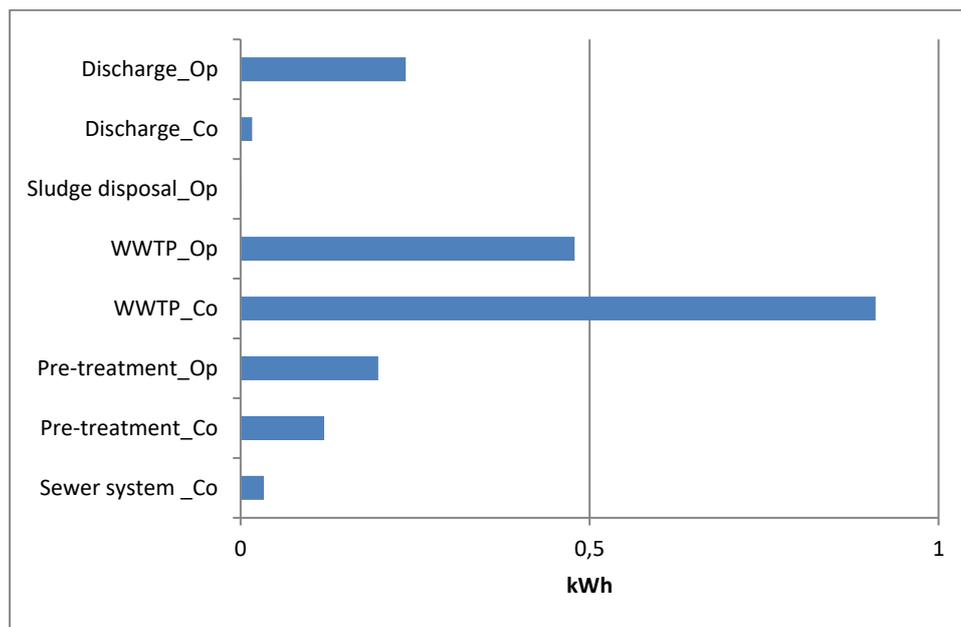
Nesse contexto, a matriz elétrica brasileira e as tecnologias de tratamento de baixa complexidade operacional contribuem para a redução do potencial de impacto para algumas categorias. Por outro lado, o arranjo tecnológico estudado produz um efluente tratado com maior teor de matéria orgânica e de nutrientes, o que compromete outras categorias de impacto, como a eutrofização.

Além disso, os resultados mostram que a ETE_Co teve uma contribuição maior para o CED do que a fase de operação (Figura 12), corroborando que o consumo de materiais de construção apresenta um potencial de impacto significativo devido ao uso do aço reforçado, o cimento Portland e, em menor extensão, a brita. O aço apresenta grande impacto no seu processo de produção, que inclui a mineração e a fabricação do aço (FRISCHKNECHT *et al.*, 2007).

O concreto e o aço apresentam grande potencial de impacto devido à grande quantidade desses materiais e o seu uso intensivo na indústria da construção, reduzi-los poderia diminuir seus encargos ambientais. Contudo, são materiais de construção primários, presentes em diversas estruturas, sendo difícil limitar sua quantidade. Porém, a necessidade de mitigação dos impactos e a poluição gerada, em toda a cadeia produtiva desses materiais, impulsionariam os tomadores de decisão a considerarem o uso de materiais alternativos sustentáveis e reciclados (NGUYEN *et al.*, 2020).

Igos *et al.* (2014) apontam que a vida útil do concreto armado e do aço utilizado na infraestrutura é um parâmetro importante, uma vez que o impacto da infraestrutura é amortizado ao longo de sua vida. Além disso, a reciclagem do aço reforçado poderia diminuir seus encargos ambientais, no entanto, essa prática não é comum devido aos grandes custos envolvidos (MORERA *et al.*, 2017). Deste modo, os resultados destacam a importância de incluir a infraestrutura na ACV relacionada à ETE de forma transparente e consistente, especificando quais materiais são incluídos e o tempo de vida (SENA; RICKS, 2018).

Figura 12 - Potenciais impactos do sistema de tratamento com o método CED.

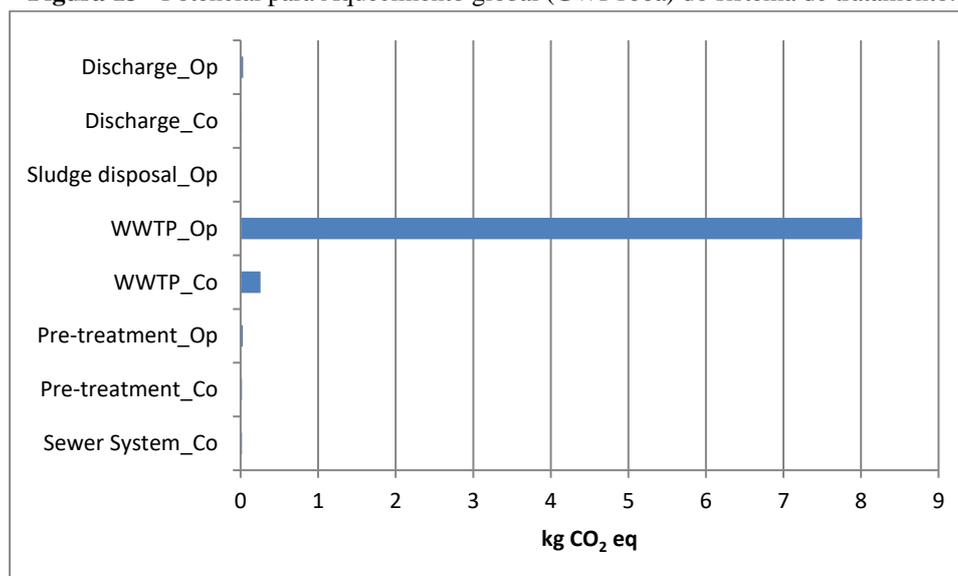


Fonte: Autora

4.1.3 Contribuição das emissões atmosféricas e remoção de nutrientes

As emissões para o ar da ETE_Op, incluindo emissões diretas e indiretas, foram de 8,01 kg CO₂-eq m⁻³ (Figura 13), muito superiores às encontradas na literatura. Cornejo, Zhang e Mihelcic (2013) encontraram 2,0 kg CO₂-eq m⁻³ de emissões diretas ao analisar uma ETE composta por um reator UASB seguido de uma lagoa de estabilização; porém, os autores não incluíram as emissões de N₂O. No entanto, Fuchs, Mihelcic e Gierke (2011) compararam CW de fluxo vertical e horizontal incluindo as emissões de CH₄ e N₂O, e mostraram que houve uma grande influência para Aquecimento Global ao incluir as emissões de N₂O durante a fase de operação. O resultado encontrado no presente estudo apresenta um arranjo tecnológico que não é comum nos países desenvolvidos, não encontrando muitas referências de estudos aplicados para condições próximas à realidade local.

Figura 13 - Potencial para Aquecimento global (GWP100a) do sistema de tratamento.



Fonte: Autora

Vale ressaltar que a produção de CH₄ no processo anaeróbio depende principalmente da quantidade de matéria orgânica degradável na entrada do efluente e da temperatura (igual ou superior a 24 °C no local), e que o aumento da temperatura, aumenta também a produção de CH₄ (IPCC, 2019). Os reatores UASB são os maiores emissores de CH₄, se não houver a recuperação ou queima do biogás. Segundo Bressani-Ribeiro *et al.* (2019), o uso de energia térmica da recuperação de biogás tem se mostrado uma boa alternativa para mitigar os impactos ambientais decorrentes do uso de reatores UASB em ETE de pequena escala (2000 ≥ PE < 10.000 habitantes).

Segundo Mander *et al.* (2014), o metano é a principal emissão atmosférica de CW, podendo aumentar com a colmatagem dos leitos dos CW. A utilização de reator UASB como pré-tratamento de CW pode prevenir a colmatagem dos leitos e, conseqüentemente, reduzir a emissão de GEE dos CW (ÁLVAREZ; RUÍZ; SOTO, 2008). Dessa forma, o arranjo tecnológico composto por reator UASB com CW pode contribuir para a redução dos potenciais impactos para as categorias Aquecimento global e Oxidação fotoquímica.

Os resultados apontam o *trade-off* entre a baixa complexidade operacional e as emissões atmosféricas do reator UASB como pré-tratamento de CW. As emissões de GEE (por exemplo, CH₄ e N₂O) têm um impacto significativo na ETE_Op. Portanto, os especialistas do setor de tratamento de esgoto não devem negligenciar as emissões atmosféricas na avaliação de impacto ambiental da ETE, principalmente aquelas que aplicam processos anaeróbio em algumas das etapas do sistema, incluindo a digestão do lodo, enfatizando a necessidade de mitigar as emissões diretas de GEE.

Os resultados obtidos nas análises laboratoriais das amostras coletadas na ETE estudada mostraram que o arranjo tecnológico composto por reator UASB seguido por CW de fluxo horizontal e subsuperficial não foi eficiente na remoção de nitrogênio e fósforo. Os macronutrientes presentes no efluente tratado foram responsáveis pelos impactos da Descarga_Op (98%) na categoria de EU, como apresentado na Figura 11.

Os CW FSH são projetados principalmente para remover orgânicos e sólidos em suspensão e não promove a remoção significativa de nutrientes, sendo que os CW de fluxo vertical são mais eficientes para promover a nitrificação. Um dos principais problemas operacionais do CW FSH é o entupimento do leito ao longo do tempo. Contudo, o uso do reator UASB como uma unidade de pré-tratamento, com remoção de carga orgânica e de sólidos suspensos adequada e a granulometria do material de suporte podem atrasar o entupimento dos leitos (EL-KHATEEB *et al.*, 2009; LUTTERBECK *et al.*, 2017; VYMAZAL, 2018).

Para garantir a eficiência adequada do CW FSH, é necessária a continuidade das atividades operacionais, como remoção de vegetação indesejada, poda das macrófitas e controle do nível de água para evitar inundações e curtos-circuitos hidráulicos. A remoção da vegetação indesejada (gramíneas, plantas forrageiras etc.), que se desenvolvem nos canteiros, e o crescimento ideal das macrófitas necessitam de podas frequentes. Para o estudo de caso, a estrutura da raiz da *Cyperus alternifolius* sp., ramificada, aparentemente propicia o entupimento do leito (FERREIRA *et al.*, 2016).

Vymazal (2005) relatou alta eficiência de remoção de nitrogênio no início da operação CW. Além disso, a escolha e o manejo adequado das macrófitas contribuem para uma melhor remoção de nutrientes. As plantas que atingem altos níveis de remoção de nitrogênio emitem menos N₂O (LAW *et al.*, 2012). Considerando os resultados, que mostraram alto GWP para a ETE_Op, evidencia-se uma correlação entre a eficiência de remoção de nutrientes e a contribuição para a categoria de aquecimento global.

Saeed e Sun (2017) realizaram uma ampla revisão da literatura sobre a remoção de nutrientes em CW FSH. Esses autores concluíram que a remoção do fósforo só foi possível com a inserção de materiais adsorventes de P no filtro de leito. O fósforo é um nutriente limitante para a ocorrência de Eutrofização em ambientes aquáticos; o que explica o alto potencial de impacto para Descarga_Op.

O fator de impacto para a EU foi de 0,046 kg PO₄ eq m⁻³ de efluente tratado. O resultado obtido é próximo ao encontrado por Cornejo, Zhang e Mihelcic (2013) para o sistema de lagoa de estabilização (0,034 kg PO₄ eq m⁻³) e de UASB seguido por uma lagoa de estabilização (0,051 kg PO₄ eq m⁻³). A EU é considerada a categoria de impacto mais relevante nos estudos de ACV de ETE porque seus resultados demonstram a relação entre a eficiência do processo e a qualidade do efluente final.

Os resultados indicam que os potenciais impactos para a ETE estudada são consistentes para o contexto local e global. Além disso, destaca-se a relação entre os potenciais impactos apontados nesse estudo de ACV com os limites planetários já transgredidos, como as mudanças climáticas e os fluxos de nitrogênio e fósforo (STEFFENS *et al.* 2015), enfatizando a importância de avaliar e melhorar o desempenho ambiental das ETE.

O resultado da ACV não determina, por si só, ações prioritárias para a melhoria do desempenho ambiental de uma ETE, uma vez que isso exigiria o conhecimento das especificidades locais. Mas, observa-se que os projetos de ETE devem estar alinhados com conceitos de recuperação de recursos. Além disso, as leis e regulamentações ambientais, dos países em desenvolvimento, podem integrar a ACV, incluindo não só as

restrições de descarte, mas também estimulando a redução do consumo de energia e geração de resíduos, além de incentivar a ciclagem de nutrientes, recuperação do biogás e reúso de água. Um caminho possível é seguir as diretrizes da *Urban Waste Water Treatment Directive (91/271/EEC)* que promove a integração da prevenção e controle da poluição e a análise ambiental de ETE.

Os problemas de operação da ETE influenciam os resultados da avaliação de impacto. Como na ETE estudada, que a colmatção e o acúmulo de macrófitas nos leitos do CW, e as emissões diretas de biogás do reator UASB diminuem o desempenho ambiental do sistema. Porém, os estudos de ACV aplicados à ETE não avaliam problemas operacionais, pois a ferramenta não quantifica se a operação está adequada ou não, o que pode resultar em uma interpretação equivocada.

Diante disso, destaca-se a importância de um ICV detalhado, que demonstre a eficiência e as condições operacionais da ETE, discutindo nos resultados se a ETE opera adequadamente, principalmente, em países que enfrentam problemas para a construção e operação desses sistemas. A ACV pode incluir, também, a Análise de Sensibilidade quanto à eficiência de remoção de matéria orgânica e de nutrientes, usando dados estimados, analisando as emissões para água de acordo com a eficiência de remoção, por exemplo, assumindo 90% de remoção de DQO, se a operação da ETE for adequada.

Além disso, os dados para a elaboração do ICV devem ser representativos para o sistema estudado. Uma dificuldade encontrada é conseguir todos os dados, de entrada e saída do sistema de tratamento de esgoto, necessários para um estudo de ACV, já que os dados tradicionalmente monitorados nesses sistemas são limitados à eficiência de remoção de matéria orgânica, patógenos e, em algumas estações, nutrientes. Enquanto, os dados de quantidade de produtos químicos, de emissões atmosféricas e de geração de resíduos são negligenciados. Destacando que não é possível incluir a remoção dos patógenos no estudo de ACV.

Aplicar estudos de ACV em sistemas de tratamento de esgotos é uma oportunidade de incorporar os impactos ambientais associados à operação e construção das estações, identificando pontos críticos e melhorias dos sistemas, em operação ou implantação, incluindo a discussão ambiental no setor de tratamento de esgotos. Enfatizando que a ACV não deve ser usada unicamente para a tomada de decisão e nem sobre a escolha do nível de tratamento adequado.

4.2 INVESTIGAÇÃO DA ESCOLHA DOS PROCESSOS DAS BASES DE DADOS

4.2.1 Análise dos processos de bens de capital da base de dados

A disponibilidade de ICV de bens de capital, como materiais de construção e infraestrutura, é muito limitada nos países em desenvolvimento. Na maioria das situações, é necessário esforço adicional para a obtenção de dados, etapa que pode ser mais complexa do que a própria elaboração da ACV (SILVA *et al.* 2016). Portanto, a utilização de processos previamente disponíveis em bases de dados existentes, como o

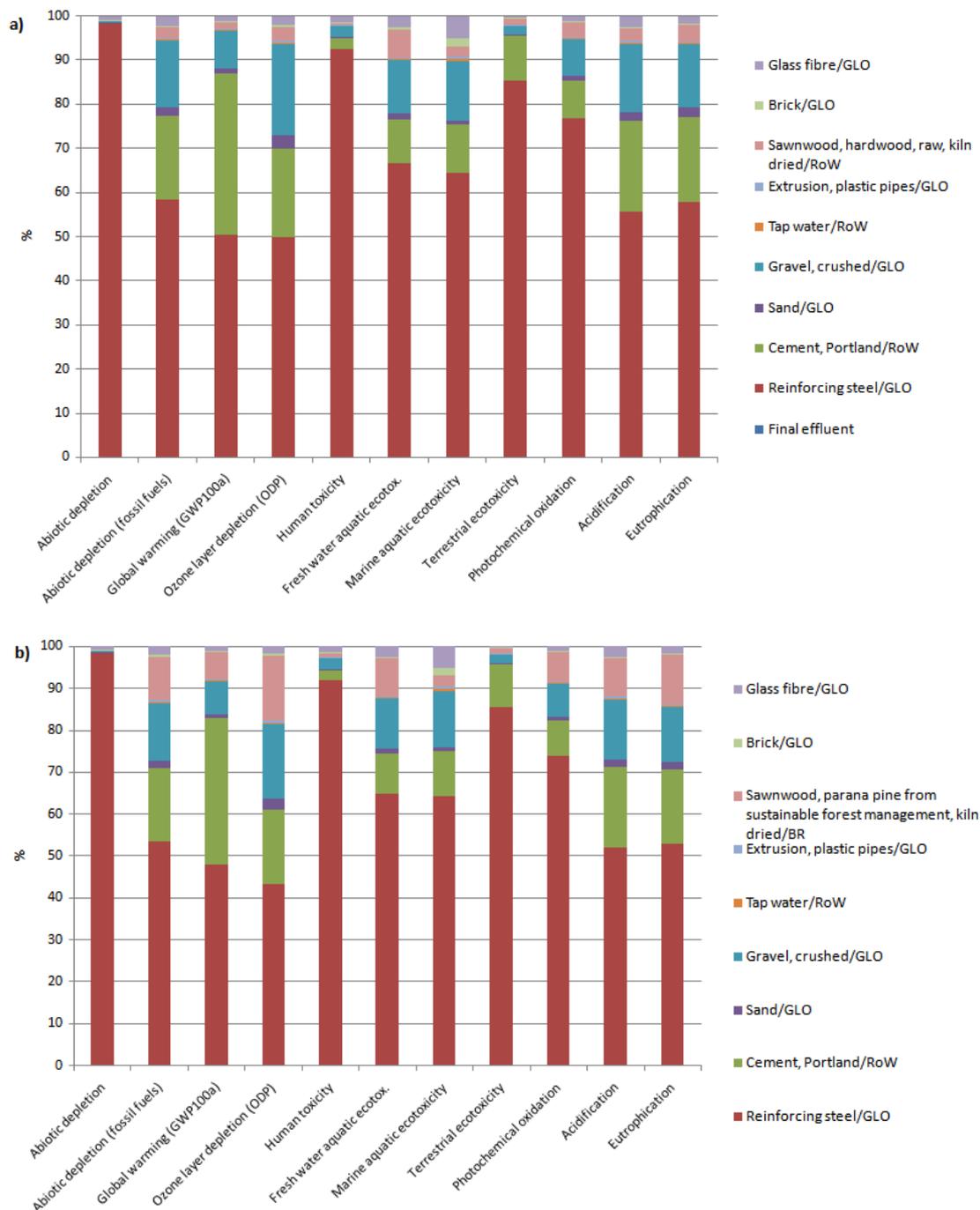
Ecoinvent[®], é uma prática muito comum, apesar de reduzir a confiabilidade dos resultados na maioria dos casos estudados.

Diante da variedade de processos disponíveis na base de dados Ecoinvent[®], é necessário escolher aqueles mais representativos para a realidade local do estudo. Levando em consideração os dados de ICV da Tabela 3, tem-se como umas das entradas a forma em madeira para a fase de construção do arranjo tecnológico, sendo um processo da fronteira de segundo plano, ou seja, processo disponível nas bases de dados inseridas no software SimaPro[®]. Para a forma em madeira foram comparados os processos '*sawnwood, hard wood, raw, and kiln dried/RoW*' foi comparando com '*sawnwood, parana pine from sustainable forest management, and kiln dried/BR*', disponíveis no Ecoinvent (Figura 14).

A Figura 14 mostra os resultados de contribuição dos impactos de cada um dos processos para a fase de construção, mostrando uma diferença significativa entre o potencial de impacto da escolha do processo '*sawnwood and parana pine from sustainable forest management/BR*' Figura 14b comparado ao processo '*sawnwood, hard wood, raw, kiln dried/RoW*' para a forma em madeira.

A variação da contribuição para as categorias de impacto foram: Depleção abiótica: 0,02 – 0,07%, Depleção abiótica(fósseis): 2 - 10 %, Aquecimento global (GWP 100a): 1 – 6 %, Depleção do ozônio: 3 –16 %, Toxicidade humana: 0,4 - 1 %, Ecotoxicidade aquática de água doce: 6 - 9 %, Ecotoxicidade marinha: 2 –2,5 %, Ecotoxicidade terrestre: 2 -1 %, Oxidação fotoquímica: 4 -7 %, Acidificação: 3 - 9 %, Eutrofização: 4 - 12 %, para os processos *sawnwood/RoW* e *sawnwood/BR*, respectivamente.

Figura 14 -Análise de contribuição de cada processopara o total dos impactos da fase de construção, para a forma em madeira (*sawnwood*), disponível na base de dados. 14a) *sawnwood, hard wood, raw, kiln dried/RoW* 14b) *sawnwood and parana pine from sustainable forest management/BR*.



Fonte: Autora.

Os fatores de caracterização de cada um dos processos para a forma em madeira analisados disponíveis no banco de dados Ecoinvent apresentam grandes diferenças, dependendo da categoria de impacto, como mostra a Tabela 6.

Tabela 6 - Fator da caracterização dos processos para a forma em madeira (*sawnwood*), oriundos da base de dados do Ecoinvent.

Categoria de impacto	Unidade	<i>Sawnwood, hardwood, raw, kiln dried/RoW</i>	<i>Sawnwood, parana pine from sustainable forest management, kiln dried/BR</i>	Diferença
Depleção abiótica	kg Sb eq	1.21E-10	3.64E-10	200%
Depleção abiótica (fósseis)	MJ	4.30E-02	2.14E-01	398%
Aquecimento global (GWP100a)	kg CO ₂ eq	3.24E-03	1.65E-02	409%
Depleção da camada de ozônio (ODP)	kg CFC-11 eq	3.95E-10	2.27E-09	474%
Toxicidade humana	kg 1.4-DB eq	6.09E-04	1.67E-03	175%
Ecotoxicidade de água doce	kg 1.4-DB eq	1.01E-04	1.47E-04	46%
Ecotoxicidade marinha	kg 1.4-DB eq	1.24E+00	1.54E+00	24%
Ecotoxicidade terrestre	kg 1.4-DB eq	1.46E-05	1.28E-05	-12%
Oxidação fotoquímica	kg C ₂ H ₄ eq	3.12E-06	6.46E-06	107%
Acidificação	kg SO ₂ eq	2.46E-05	9.38E-05	281%
Eutrofização	kg PO ₄ eq	4.51E-06	1.58E-05	252%

Fonte: Autora.

O processo *sawnwood, parana pine/BR* deveria ser o mais adequado para o presente estudo, pois era esperado que tivesse maior representatividade geográfica e técnica. Além disso, esse processo indica um sistema de manejo sustentável da floresta, do qual espera-se menor contribuição para os impactos ambientais. Porém, os resultados mostram que esse processo tem maior potencial de impacto para todas as categorias analisadas, exceto para Ecotoxicidade Terrestre (Figura 14b).

Tomando em conta o inventário original do processo de madeira/BR, disponível no banco de dados Ecoinvent[®], o grande potencial de impacto é devido ao transporte de toras de madeira da espécie *parana pine* entre a América do Sul e a Europa. O transporte é realizado em navios de grande porte com alto consumo de óleo diesel, resultando em grandes emissões de GEE. Além disso, a modelagem e os cálculos consideram que o combustível (*Petrol low-sulfur*), é totalmente convertido em compostos orgânicos voláteis, excetuando metano (NMVOC), o que explica o alto impacto desse processo da base de dados, principalmente nas categorias de Depleção abiótica, Aquecimento global e Depleção da camada de ozônio.

Obviamente, o impacto desse transporte não pode ser contabilizado como uma contribuição para o potencial de impacto ambiental, quando o uso dessa madeira ocorre no Brasil ou qualquer dos países sul-americanos. Portanto, é evidente que o processo da base de dados para o Brasil superestima o potencial impacto ambiental do uso desse material na América do Sul. A análise de sensibilidade (Figura 14) demonstra que, dependendo do processo escolhido na base de dados Ecoinvent[®], os resultados da avaliação de impacto serão significativamente diferentes, o que interfere na interpretação do estudo, no que diz respeito às contribuições do potencial impacto dos fluxos de entrada. Portanto, a escolha do processo de segundo plano no banco de dados pode ser crucial para a confiabilidade dos resultados da AICV.

Vale destacar que, alterar os processos dos bancos de dados só é possível quando se possui a licença mais completa para uso do SimaPro[®], contudo, alterar o processo

original vai gerar mais incerteza nos resultados, principalmente em estudos comparativos, pois pode gerar interpretações equivocadas, devido à ausência de informações. Deve-se registrar que a obtenção da licença para versão completa do *software* possui um alto custo, e precisa ser renovada a cada ano, o que pode limitar os estudos de ACV em países em desenvolvimento, os quais enfrentam uma carência de recursos para o desenvolvimento de pesquisas.

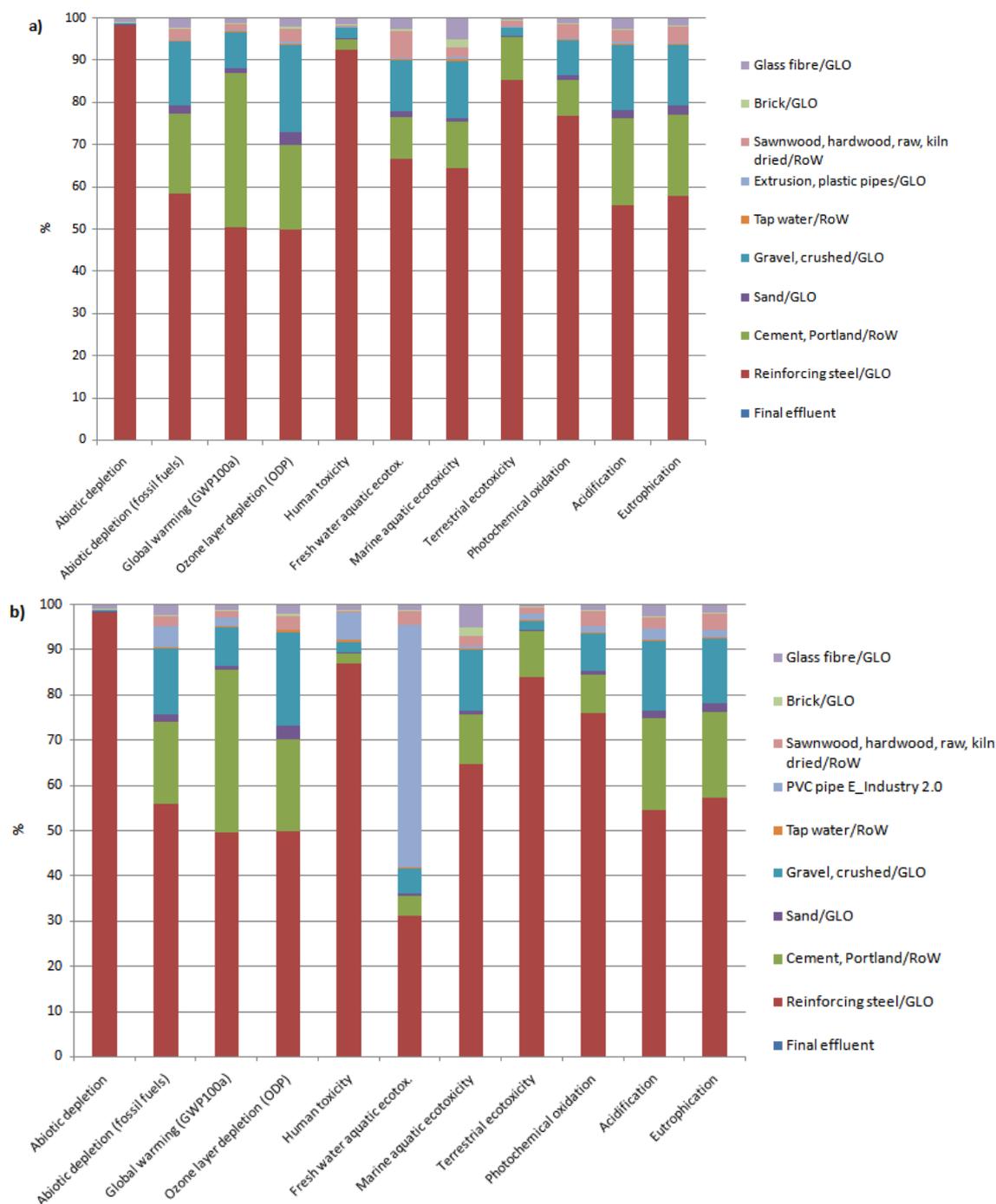
Os resultados corroboram com outros estudos publicados na literatura científica. Gallego-Schmid e Tarpani (2019) destacam que os bancos de dados disponíveis nos *softwares* de ACV, são representativos para a Europa e América do Norte, mas precisavam ser adaptados para uso em países em desenvolvimento, diante da necessidade de mais bancos de dados locais e regionais. Além disso, os estudos de ACV aplicados à ETE, em países em desenvolvimento, precisam de bancos de dados e *softwares* de ACV acessíveis, como o *Open LCA*, gratuito, que vem sendo usado nos estudos de ACV. Contudo, o *Open LCA* apesar de possuir a mesma precisão dos resultados, dependendo da configuração do computador fica mais lento para simular a AICV e podendo causar estranheza pelos usuários do SimaPro por possuir uma interface considerada menos intuitiva.

A apresentação do ICV detalhado que especifica os processos do banco de dados utilizados é um requisito importante para estudos de ACV, a fim de fornecer transparência dos dados, uma interpretação apurada e uma avaliação adequada. Os processos da base de dados carregam consigo sua cadeia de produção e serviços, e esses impactos são contabilizados nos resultados da AICV e devem ser discutidos na fase de interpretação dos resultados.

Alguns autores afirmam que o impacto da fase de construção é desprezível no contexto de todo o ciclo de vida da ETE (GODIN; BOUCHARD; VANROLLEGHEM, 2012; NIERO *et al.*, 2014). No entanto, a qualidade de ICV não pode ser negligenciada. Dados de materiais e infraestrutura obtidos com grande incerteza e baixa representatividade podem subestimar os potenciais impactos da fase de construção. O que reforça a importância da construção de bancos de dados regionalizados e a necessidade do ICV detalhado, que forneça a fonte dos dados e especifique os processos usados das bases de dados, para permitir uma avaliação mais criteriosa dos resultados e, consequentemente, aumentar a confiabilidade e reprodutibilidade dos estudos.

A fim de investigar a validade da hipótese, outra análise de sensibilidade, usando processos similares disponíveis em diferentes bases de dados, foi realizada. A Figura 15 mostra os resultados da comparação de dois processos similares para o PVC: '*Extrusion, plastic pipes*' e '*PVC pipe E*'. Neste caso, é importante destacar que o processo '*PVC pipe E*' pertence à base de dados *Industry 2.0* e o '*Extrusion, plastic pipes*' ao *Ecoinvent*.

Figura 15 - Análise de contribuição de cada processo para o total dos impactos da fase de construção, para o PVC, disponível nas bases de dados. 15a) *Extrusion, plastic pipes/GLO*. 15b) PVC pipe E.



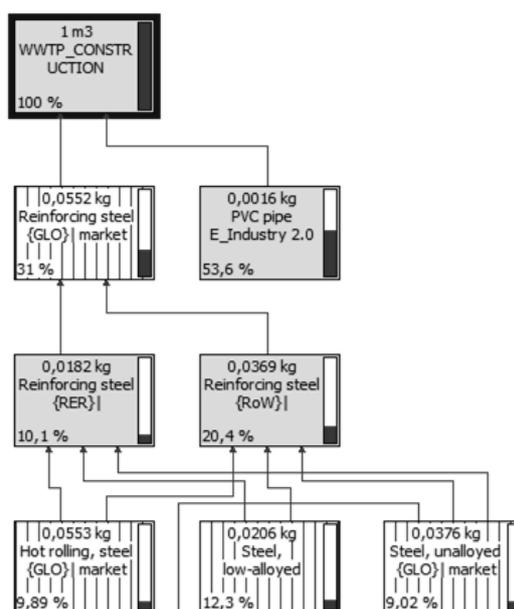
Fonte: Autora.

Os resultados mostram uma grande variação (0,9 a 54,0%) do potencial de impacto para o processo da base de dados 'PVC pipe E' Figura 15b, para todas as categorias. Por outro lado, o potencial de impacto ambiental para o processo '*Extrusion, plastic pipes/GLO*' apresenta uma pequena variação (0,02 a 0,75%) dentre as categorias. A diferença entre estes dois processos é evidente, exigindo uma investigação cuidadosa da contribuição do 'PVC pipe E' nos potenciais impactos ambientais para a fase de construção da ETE. Em relação à confiabilidade dos estudos, confirma-se a hipótese de

que a escolha dos processos pode resultar em interpretações equivocadas, superestimando os potenciais impactos ambientais.

A rede de contribuição do processo 'PCV pipe E' para a categoria de ecotoxicidade aquática de água doce, a qual apresentou o maior potencial de impacto, foi gerada pelo programa SimaPro[®], para conhecer a cadeia de processos envolvidos na produção do 'PCV pipe E', mostrada na Figura 16. Porém, a rede de contribuição não mostra os processos envolvidos na produção do 'PCV pipe E', diminuindo a transparência dos dados do inventário desse processo.

Figura 16 - Rede de contribuição para a categoria de Ecotoxicidade de água doce.



Fonte: Autora (Extraído do SimaPro).

Considerando a categoria de impacto ecotoxicidade aquática de água doce, o inventário do processo disponível no *software* SimaPro[®] considera emissões de dioxina, 2, 3, 7, 8, tetracloreto dibenzo para a água, devido ao transporte do 'PCV pipe E'. No entanto, o compartimento ambiental mais afetado pela emissão desses poluentes deveria ser a atmosfera, o que pode ser uma inconsistência do inventário. Em termos práticos, a escolha do processo 'PCV pipe E' não se mostra adequada para o estudo. Portanto, considerou-se o processo 'Extrusion, plastic pipes/GLO' da base de dados Ecoinvent[®] mais adequado.

Importante destacar que, para a aplicação da ACV, é necessário discutir o que foi contabilizado nos processos das bases de dados usados na fronteira de segundo plano, e não apenas a interpretação dos gráficos resultantes da AICV. Um ponto de partida é investigar os inventários dos bancos de dados de forma mais detalhada, por exemplo, gerando a rede contribuição para todas as categorias analisadas, como apresentado na Figura 16.

Outro detalhe importante sobre o uso de processos de diferentes bases de dados é que, geralmente, aumenta a incerteza do estudo. As diversas bases de dados disponíveis usam diferentes metodologias para calcular os fatores de caracterização específicos das categorias de impacto. Os resultados apresentados da comparação entre processos

similares oriundos de diferentes bases de dados mostraram que as diferenças são significativas para algumas categorias (Figura 15).

A maioria das bases de dados se originou de várias fontes de dados, indicando a importância de se obter dados consistentes e uma declaração clara das bases para uma avaliação comparativa (TAKANO *et al.*, 2014). A base de dados do Ecoinvent[®] é a mais completa em número de inventários e a mais utilizada em estudos de ACV, sendo empregada no presente estudo, por sua consistência, transparência e abrangência.

4.2.2 Análise do processo de eletricidade da base de dados

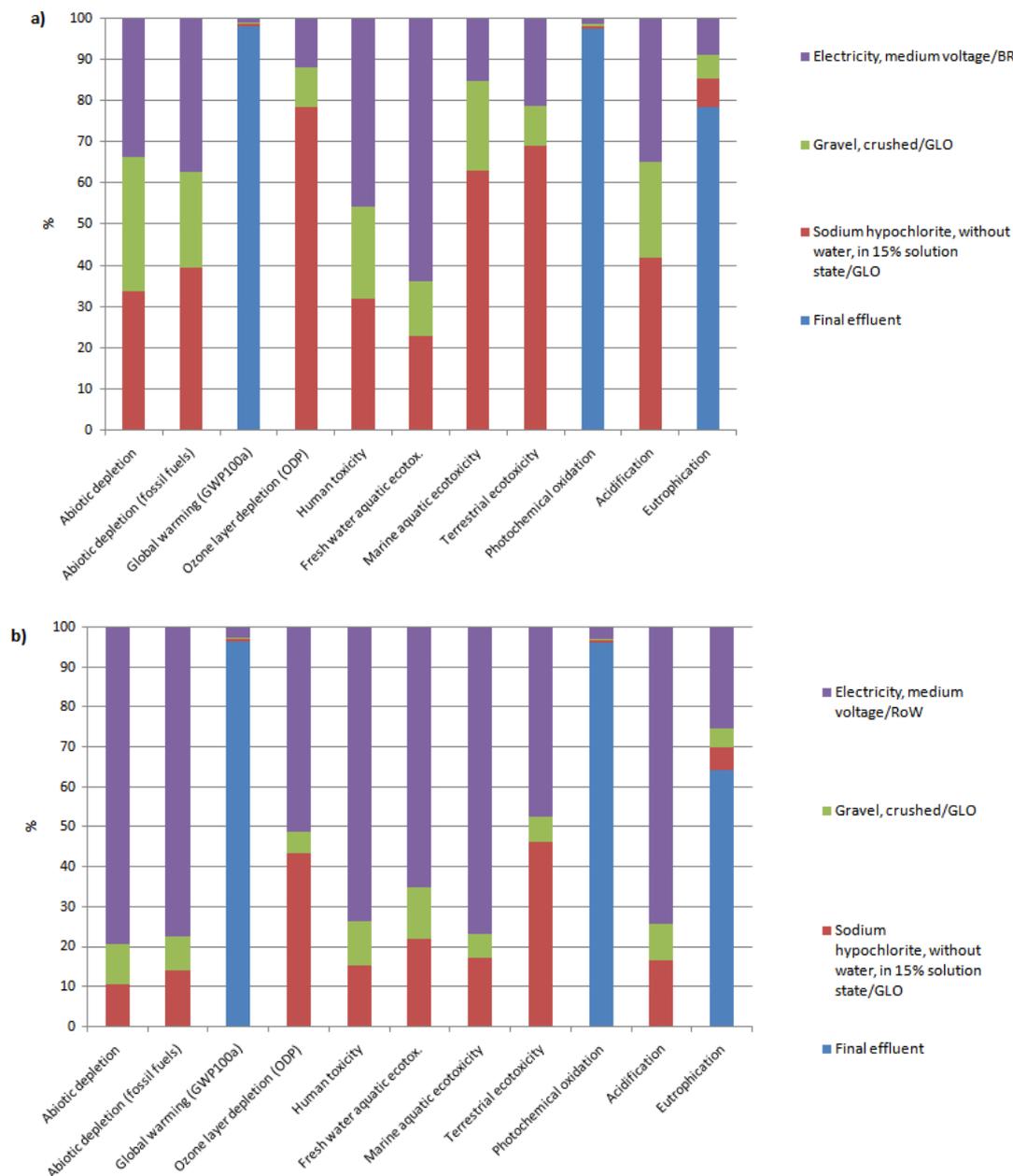
Muitos estudos elaborados na Europa concluíram que o maior potencial de impacto da ETE é devido ao consumo de energia durante a fase de operação (HOSPIDO; MOREIRA; FEIJOO, 2007; GALLEGO *et al.*, 2008; LOPSIK, 2013). Portanto, avaliou-se a contribuição dos processos de ‘*Electricity medium voltage/RoW*’ e ‘*Electricity medium voltage/BR*’, disponíveis na base de dados Ecoinvent[®].

Os resultados da contribuição do potencial de impacto para os processos da base de dados, variaram significativamente para as categorias de impacto, para a Eletricidade, *medium voltage/BR* e Eletricidade, *medium voltage/RoW*, respectivamente, Depleção abiótica: 33 – 79%, Depleção abiótica (fósseis): 37 - 78 %, Aquecimento global(GWP 100a): 1 – 3 %, Depleção da camada de ozônio: 12 – 51 %, Toxicidade humana: 46 - 74 %, Ecotoxicidade de água doce: 64 - 65 %, Ecotoxicidade marinha: 15 – 77 %, Ecotoxicidade terrestre: 21 - 47 %, Oxidação fotoquímica: 1 - 3 %, Acidificação: 35 - 74 %, Eutrofização: 9 - 25 % (Figura 17).

O potencial de impacto do processo ‘*Eletricidade/RoW*’ é mais do que o dobro do potencial de impacto do processo de eletricidade para a realidade brasileira, na maioria das categorias. É preciso destacar que o inventário da matriz energética brasileira, disponível no Ecoinvent[®], está em acordo com os dados do Balanço Nacional de Energia (BEN), com predominância de usinas hidrelétricas para geração de energia elétrica.

O processo ‘*Eletricidade/RoW*’ representa o conjunto de dados geográficos com uma média da geração de energia para lugares em que a base de dados não possui um inventário específico. Resultando, assim, no maior potencial de impacto ambiental, uma vez que muitos países no mundo apresentam a sua matriz energética, baseada em fontes fósseis. Os resultados mostram que a escolha do processo de eletricidade na base de dados para a localidade geográfica específica é crucial para uma interpretação adequada pelos tomadores de decisão.

Figura 17 - Análise de contribuição de cada processo para o total dos impactos da fase de operação, para a eletricidade, disponível na base de dados. 17a) *Electricity medium voltage/BR*. 17b) *Electricity medium voltage/RoW*.



Fonte: Autora.

A comparação dos resultados de estudos realizados na Europa com os realizados em países com matriz energética predominante em fontes renováveis de energia indica que o consumo de energia pode não ser o ponto crítico para os potenciais impactos de ETE. Portanto, as diferenças de contribuição para os processos escolhidos nas bases de dados são significativas, o que reforça a importância da escolha do processo da base de dados e da qualidade dos dados, para garantir a transparência e representatividade dos estudos para diferentes regiões ou países.

Apesar do grande número de estudos publicados de ACV aplicados à ETE, poucos permitem a reprodutibilidade dos resultados, devido à falta transparência dos dados. O ICV detalhado, identificando as fontes e especificando o processo da base de dados usado, é importante para melhorar a confiabilidade dos resultados e para a interpretação correta dos impactos ambientais. A ACV se propõe a identificar a cadeia de impactos de um produto ou serviço. Portanto, é necessário conhecer os fluxos de entradas e saídas dos sistemas para obter conclusões sobre quais são os potenciais impactos associados à ETE estudada.

A ausência do ICV detalhado nos estudos não permite a validação dos resultados, pois não é possível verificar a qualidade e confiabilidade dos dados. Com o objetivo de melhorar a credibilidade dos estudos de ACV em ETE, é essencial a apresentação de um ICV detalhado, pois permite aos revisores escrutinar todos os dados. A impossibilidade de verificar os dados ou a falta de consenso entre os estudos impossibilita o uso da ACV como uma ferramenta relevante para ajudar na tomada de decisão.

A ausência de base de dados confiáveis no setor de saneamento nos países em desenvolvimento é uma lacuna importante para estudos de ACV. As bases de dados do setor saneamento existentes tem objetivos e abordagens diferentes. Não existe um período de coleta de dados bem definido e, geralmente, faltam ferramentas de validação das informações fornecidas. A sistematização e transparência dos dados permitiriam o desenvolvimento e o monitoramento efetivo do setor de saneamento. Portanto, é necessário investir na confiabilidade das informações do setor de saneamento para a construção do conhecimento, a fim de aprimorar as políticas públicas nesse setor, principalmente, nos países em desenvolvimento como Brasil, México e Índia.

Ademais, é necessário investir na elaboração de base de dados sobre a produção de matérias-primas e bens de capital nesses países. A extração de recursos naturais, a produção de bens de capital e a matriz energética são peculiares nessas regiões e a utilização de dados obtidos no continente europeu, EUA e Canadá podem levar a uma interpretação equivocada dos resultados.

Esforços vêm sendo feitos para melhorar a qualidade e a transparência dos dados usados no ICV (KALBAR; MUÑOZ; BIRKVED, 2018; HERTWICH *et al.*, 2018). No Brasil, o Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICT) teve a iniciativa de elaborar o Banco Nacional de Inventários do Ciclo de Vida (SICV) e elaborou as Diretrizes de Qualidade de Dados (RODRIGUES *et al.*, 2017) para envio de dados. O objetivo é apoiar a execução de projetos de pesquisa, com foco na construção de ICV, que alimentarão o SICV Brasil com inventários representativos para a realidade brasileira.

Para aumentar a consistência e a confiabilidade dos estudos de ACV aplicados à ETE, é importante gastar tempo e recursos na coleta de dados representativos e confiáveis. Vale ressaltar a importância da apropriação do objeto de estudo para que os usuários façam as escolhas mais adequadas, sendo necessária uma equipe multidisciplinar na elaboração da ACV. Os estudos de ACV aplicados à ETE para servirem de apoio à tomada de decisão precisam apresentar um ICV detalhado devido à grande importância do setor saneamento para a saúde pública e interesse social e ambiental.

Diante da demanda de estudos de ACV no setor de saneamento em países em desenvolvimento, bem como, a exigência de estudos detalhados de ganhos e perdas ambientais antes da elaboração de projetos e liberação de recursos financeiros pelos órgãos de fomento, como o Banco Mundial. O aprimoramento da ACV pode ser uma boa opção para demonstrar os potenciais impactos ambientais de estações de tratamento de água e esgoto. Entretanto, para garantir a confiabilidade desses estudos, algumas recomendações devem ser levadas em consideração antes da tomada de decisão. O Quadro 6 lista pontos importantes observados a partir dos resultados das análises de sensibilidade conduzidas com os dados do ICV e algumas recomendações para superá-las.

Quadro 6 - Principais recomendações e limitações para um ICV detalhado.

Pontos críticos	Recomendações
Ausência do ICV e falta de transparência dos dados.	Apresentar o ICV detalhado como uma tabela com os fluxos de entrada e saída fornecendo as fontes de informação.
Ausência do ICV especificando os processos da base de dados usados.	Especificar os processos da base de dados usados.
Escolha dos processos da base de dados.	Fazer a análise de contribuição de impactos decada processo disponíveis nas bases de dados. Avaliar a rede de contribuição de impactos para os processos da base de dados. Identificar, em profundidade, os inventários dos processos disponíveis nas bases de dados.
Processos similares disponíveis nas bases de dados.	Discutir sobre o que foi contabilizado no inventário dos processos das bases de dados. Realizar a análise de sensibilidade para comparar os processos das bases de dados.
Uso de diferentes bases de dados.	Analisar a rede de contribuição de impactos para os processos da base de dados. Discutir o efeito do uso de diferentes bases de dados nos resultados.
Falta de representatividade dos estudos.	Fomentar a elaboração de inventários representativos em escala local, principalmente no setor de saneamento. Fortalecer a construção de bases de dados locais.

Fonte: Autora.

Portanto, a aplicação da ACV no setor de tratamento de efluentes ainda necessita de melhorias no que diz respeito à qualidade, reprodutibilidade e transparência dos dados. No entanto, estes estudos de ACV permitem identificar os potenciais impactos ambientais, para além da proteção dos cursos hídricos e da saúde humana, passando a incluir o desempenho ambiental da construção e operação de ETE, preconizando ações preventivas para alcançar a sustentabilidade.

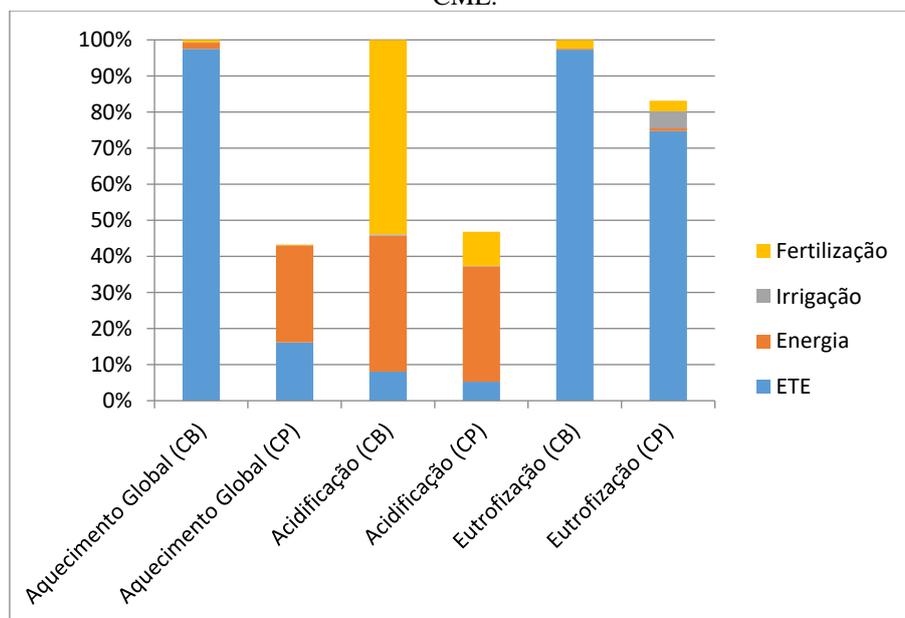
4.3 POTENCIAL DE RECUPERAÇÃO DE RECURSOS DO ARRANJO UASB + CW

4.3.1 Ganhos ambientais

A interpretação dos resultados da ACV foi elaborada a partir da análise de contribuição e comparação dos resultados. A análise de contribuição para as categorias selecionadas, para os Cenários Base e Proposto, foi apresentada de acordo com os sistemas de produtos descritos: ETE, Energia, Irrigação e Fertilização.

O resultado da análise dos potenciais impactos para as categorias de impacto, usando o método CML, comparando o Cenário Base (CB) e Proposto (CP) está apresentada na Figura 18. O Cenário Proposto apresenta ganho ambiental em todas as categorias analisadas, em comparação com o Cenário Base, com redução de 57% do potencial de impacto para a categoria de Aquecimento Global, 53% para a Acidificação e 17% para a Eutrofização.

Figura 18 - Comparação dos potenciais impactos entre o Cenário Base (CB) e Proposto (CP), usando CML.



Fonte: Autora

O estudo aponta que a recuperação de biogás, poderia evitar à emissão de aproximadamente 800 ton de CO₂ eq/ano para a atmosfera. A operação da ETE apresenta a maior contribuição para o potencial de Aquecimento global, tendo como ponto crítico do sistema a emissão direta de biogás para a atmosfera, destacando que os sistemas de tratamento composto por reator UASB não devem negligenciar as emissões diretas de GEE.

Porém, os reatores UASB devem ser equipados com coletores de biogás para evitar a perdas e recuperar seu conteúdo energético, mesmo em pequena escala, proporcionado grande benefício ambiental, devido à redução significativa das emissões de metano. Além disso, para um melhor aproveitamento do biogás, é importante que os reatores UASB sejam projetados e construídos para otimizar a produção e a captação do biogás,

e que sejam operadas adequadamente para evitar perdas. Além de investir em projetos, em obras e equipamentos, é necessário capacitar os profissionais responsáveis pela operação das ETE (BRASIL, 2015; CHERNICHARO *et al.*, 2018), contribuindo também para a geração de emprego e renda.

No Brasil, as emissões de CH₄ do setor de tratamento de resíduos representaram 14,8% do total das emissões em 2010, sendo o tratamento de efluentes domésticos responsável por 20,8% desse setor. No período 2005 a 2010, as emissões de CH₄ do setor de Tratamento de Resíduos aumentaram 19,4% (BRASIL, 2016). As emissões do esgoto sem tratamento não são contabilizadas, mas representam três vezes mais do que as emissões do tratamento convencional (THE INTERNATIONAL WATER ASSOCIATION, 2018). Além do mais, atenção deve ser dada ao fato de que o setor de resíduos vem apresentando um crescimento expressivo, de mais de 95% de emissões no Brasil, entre 2000 e 2018 (ANGELO; RITTL, 2019).

Os resultados mostrados na Figura 18 apontam a recuperação do biogás como uma das soluções prioritárias para a mitigação do impacto do aquecimento global e combate a crise climática, sendo uma alternativa de transição rápida, necessária para limitar o aquecimento global a 1,5°C, e permitir alcançar o Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS)#13, de combate às mudanças climáticas.

Para a categoria de Acidificação, o uso do GLP e o fertilizante mineral apresentam as maiores contribuições para o Cenário Base. Contudo, o uso do biogás para a cocção, representa um pequeno ganho ambiental, com uma redução de somente 6% do potencial de impacto, atribuído às emissões devido à queima biogás. O uso do biossólido apresenta significativo ganho ambiental para a categoria de acidificação. Os impactos do fertilizante mineral para acidificação são atribuídos às emissões do fertilizante aplicado no campo (MEDEIROS *et al.*, 2020).

Afrane e Ntiamoah (2011) compararam os impactos ambientais do biogás e do GLP como combustíveis para cozinhar usados em Gana, no continente africano. Esses pesquisadores descobriram que o GLP mostra impactos ambientais significativos para as categorias de Aquecimento Global e a Toxicidade Humana e Eutrofização, e em menor importância, para Ecotoxicidade de água doce e terrestre. Contudo, de acordo com os resultados do presente estudo, a emissão de CO₂ eq proveniente da queima de GLP é relativamente pequena em comparação com a emissão total do sistema analisado, para o Cenário Base, reforçando a preocupação com as emissões diretas de biogás na atmosfera oriundos do reator UASB.

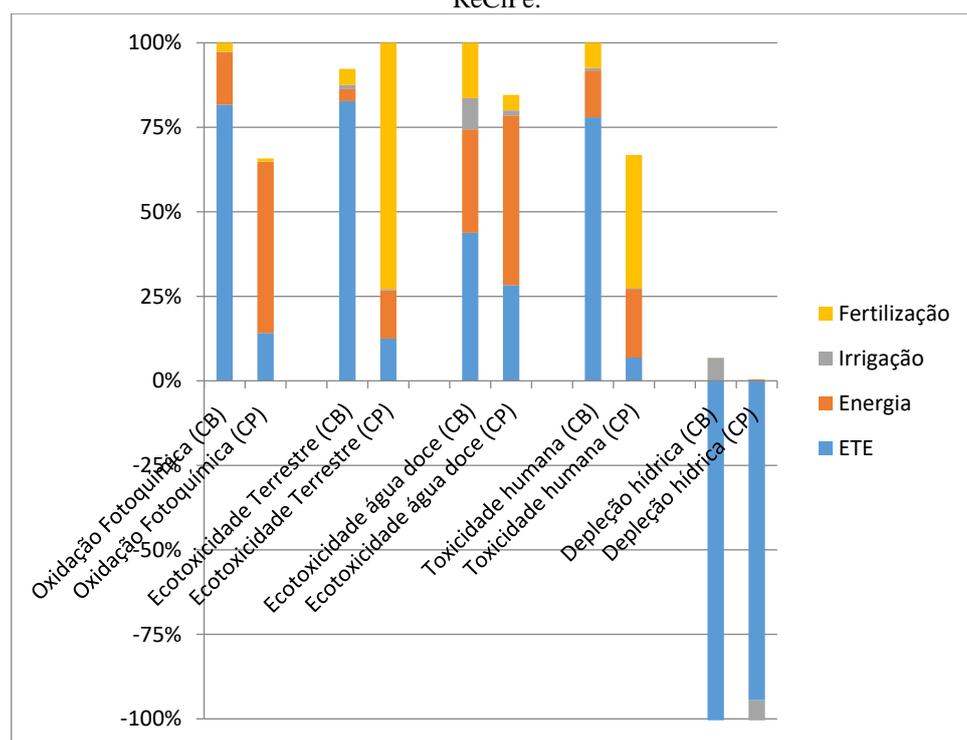
O Cenário Proposto apresenta uma redução de apenas 17% no potencial de impacto para a Eutrofização comparado ao Cenário Base, devido à descarga evitada de nutrientes no corpo hídrico receptor, presente no efluente tratado. Isso se deve ao fato de que para atender a demanda de água, para um hectare de cultura de milho em um ano, só são necessários 6% de todo o efluente final tratado. Contudo, a vazão total de efluente tratado (168.776 m³) permitiria irrigar, aproximadamente, 17 hectares de cultura de milho, demonstrando grande potencial de fornecimento de água de reúso para a fertirrigação, e redução do potencial de impacto para a Eutrofização.

A grande contribuição do potencial de impacto da ETE para a eutrofização é devido às emissões dos nutrientes do corpo hídrico receptor. Apesar da contribuição da irrigação com água de reúso, obtida a partir de o efluente final tratado, ter aumentado no Cenário Proposto, ainda é pequena em relação ao todo (5%), indicando o grande ganho ambiental dessa iniciativa para a categoria de eutrofização.

A aprovação de uma política de reúso no país ajudaria a regulamentar os padrões de qualidade do efluente para reúsos não-potáveis, a avaliar o potencial de reúso de efluentes, fomentando o reúso, prioritariamente, em regiões que já sofrem com escassez hídrica, além de integrar-se a política de saneamento básico, aumentando a atendimento aos serviços de tratamento de efluentes. A escassez hídrica, a degradação dos rios nas grandes cidades e os conflitos pela água torna imperativa a necessidade do reúso de efluentes diante das exigências cada vez maiores da qualidade final do efluente para seu descarte.

A comparação dos potenciais impactos entre os cenários, usando o método ReCiPe, está apresentada na Figura 19, para as categorias de oxidação fotoquímica, ecotoxicidade terrestre e de água doce, toxicidade humana e depleção hídrica.

Figura 19 - Comparação dos potenciais impactos entre o Cenário Base (CB) e Proposto (CP), usando ReCiPe.



Fonte: Autora.

O Cenário Proposto apresenta redução do potencial de impacto para todas as categorias analisadas, exceto para a Ecotoxicidade terrestre, devido à emissão de metais pesados com a aplicação do lodo no solo, contabilizada no inventário. Porém, vale destacar que as análises microbiológicas e físico-químicas do composto do lodo atendem às exigências legais brasileira para sua aplicação no solo.

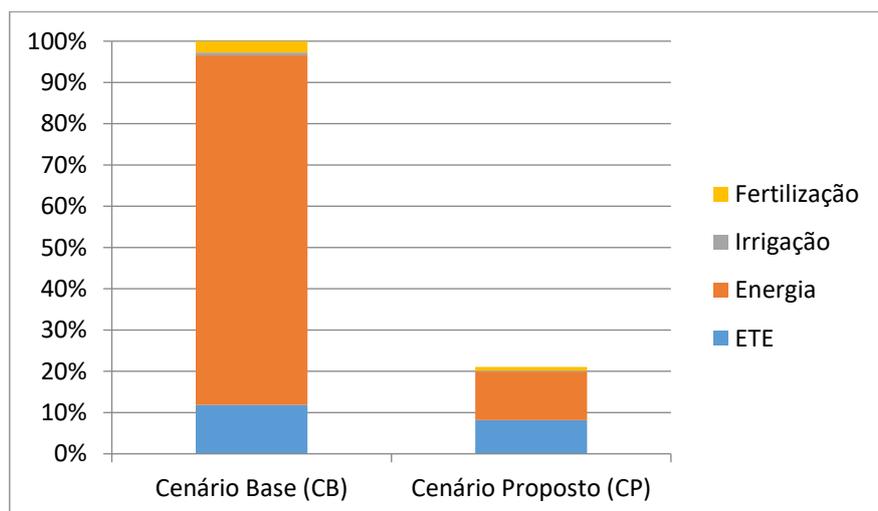
Para as categorias de Ecotoxicidade de água doce e Toxicidade humana, o Cenário Proposto apresenta uma redução do potencial de impacto de 15% e 33%, respectivamente, indicando um menor risco de aumento de doenças e menor risco para as espécies aquáticas. A redução do potencial de impacto para as categorias de ecotoxicidade de água doce e eutrofização contribui para a redução da poluição aquática, com a melhoria da qualidade das águas superficiais e, conseqüentemente, maior possibilidade de usos múltiplos da água.

Contudo, destaca-se o aumento do potencial de impacto para o fertilizante no Cenário Proposto, com a aplicação do lodo biológico no solo, para as categorias de ecotoxicidade terrestre e toxicidade humana, devido à presença dos metais pesados no lodo. Indicando que a concentração de metais pesados no lodo deve ser sempre analisada antes da aplicação do lodo, o que pode afetar a biota terrestre e à saúde humana, principalmente, quando o lodo é aplicado em culturas alimentares.

A avaliação do consumo de água, usando o indicador de escassez hídrica (WD) mostra o impacto da depleção de água evitado com o retorno do efluente tratado para o meio ambiente. Comparando o uso de água subterrânea para a irrigação com o reúso de água para a fertirrigação, os resultados apontam ganhos na redução do potencial de escassez hídrica com o uso do efluente final tratado. No entanto, o resultado não mostra diferença em relação à destinação do efluente tratado para o corpo hídrico ou para reúso, devido ao fator de caracterização dessa categoria avaliar a quantidade de consumo de água doce (m³), incluindo as taxas de consumo e extração, mas não diferenciar o ponto final de destino, se é um rio, oceano, vegetação ou solo.

A avaliação do consumo de energia pelo CED (Figura 20) apresenta uma redução significativa da demanda energética (79%) para o Cenário Proposto em comparação com o Cenário Base, onde a queima do GLP apresenta a maior contribuição (85%).

Figura 20- Contribuição de cada cenário para a categoria de *Cumulative Energy Demand* (CED).



Fonte: Autora.

Para os cenários avaliados a categoria de energias não-renováveis fósseis é que apresenta a maior demanda energética do sistema. O consumo de combustíveis fósseis

representa a causa de muitos problemas ambientais, desde o risco de esgotamento do recurso à emissão de GEE e outros gases poluentes, afetando a saúde humana. Portanto, a avaliação da demanda energética reforça o benefício ambiental e social do uso do biogás em substituição ao GLP para cocção.

A matéria orgânica, medida por meio da DQO, pode representar um potencial energético de aproximadamente 1,5 kWh/m³ através da digestão anaeróbia para converter essa matéria em biogás (KATO *et al.*, 2019). O estudo de caso tem potencial de produzir 1,1kWh/m³ de energia por volume de esgoto tratado, sendo superior ao consumo energético do sistema completo, que é de 0,43 kWh/m³ (LOPES *et al.*, 2020).

Os fatores de caracterização de todas as categorias de impacto analisadas para o Cenário Base e Proposto estão apresentados na Tabela 7. Os resultados mostram a redução dos potenciais impactos para a maioria das categorias, exceto para a Ecotoxicidade terrestre, devido à aplicação do lodo na agricultura. A redução do potencial de impacto evidencia os ganhos ambientais de estações de tratamento de esgoto com recuperação de recursos, porém, uma atenção especial deve ser dada a aplicação do lodo na agricultura.

Tabela 7 -Fatores de caracterização dos impactos para os Cenários Base e Proposto.

Categorias de impacto	Indicador	Cenário Base (CB)	Cenário Proposto (CP)
Aquecimento Global	kg CO ₂ eq	1411567	610725
Acidificação	kg SO ₂ eq	535	251
Eutrofização	kg PO ₄ ³⁻ eq	9841	7947
Oxidação Fotoquímica	kg NMVOC	773	509
Toxicidade humana	kg 1,4-DB eq	23814	15877
Ecotoxicidade água doce	kg 1,4-DB eq	416	348
Ecotoxicidade Terrestre	kg 1,4-DB eq	54	59
Depleção hídrica	m ³	-155081	-160781
CED	MJ	1949522	410211

Fonte: Autora

As categorias de maior relevância para os cenários estudados foram Aquecimento Global e o CED. Para os cenários estudados o sistema de produto de maior relevância é a Energia, mostrando a importância do aproveitamento do biogás, mesmo em pequena escala, do ponto de vista ambiental. O estudo reforça a importância da mudança de paradigma das empresas de saneamento com relação à minimização dos impactos associados à operação de ETE composta por reator UASB, possibilitando ganhos ambientais e socioeconômicos, indo na direção da prevenção da poluição e da ecologia industrial. Vale ressaltar que, para a garantia dos ganhos econômicos e socioambientais, os reatores UASB devem ser operados de maneira adequada, com boa eficiência na remoção de matéria orgânica, cuidados com a corrosão e redução da formação de espuma.

Portanto, o cenário de recuperação de recursos apresentou vantagens energéticas e ambientais. Diante da falta de esgotamento sanitário em municípios de pequeno porte populacional, a recuperação de recursos em ETE, composta por reatores UASB seguido de CW, uma alternativa de tratamento simplificado e de baixo custo, se apresenta como

uma oportunidade para a expansão dos serviços de saneamento nesses municípios, garantindo o direito de acesso à água e ao esgotamento sanitário, incluindo ganhos socioeconômicos para as populações menos favorecidas.

4.4 Potencial de recuperação de recursos em municípios pequenos

O Brasil apresenta grande potencial para a recuperação de recursos de ETE devido à grande deficiência sanitária, escassez de recursos financeiros, carência de pessoal qualificado para operação, aumento da demanda pelo recurso hídrico, que viabiliza o reúso de água, necessidade de políticas públicas e regulamentações, e a demanda por sistemas de tratamento de baixo custo e simplificados, como o arranjo tecnológico composto por reator anaeróbio seguido de CW.

O arranjo tecnológico proposto, de baixa complexidade tecnológica e custo operacional, de forma descentralizada, concebidos para instalação e operação próximos às residências, em pequena escala, com pouco investimento e despesas para a população, se apresenta como uma boa solução para ampliar o acesso ao saneamento em municípios de pequeno porte, oportunizando a recuperação de recursos. O arranjo tecnológico estudado contribui para a conservação ambiental, evitando a contaminação do meio; além de integração com a paisagem local, sendo assim, uma alternativa viável onde o saneamento básico não é uma realidade.

A implantação de um sistema de tratamento de esgoto sanitário, alinhado ao saneamento orientado para a recuperação de recursos, apresenta benefícios importantes que promovem a segurança hídrica, fornecendo um efluente final tratado com possibilidade de reúso em quantidade e qualidade para fins não-potáveis; segurança energética, fornecendo uma fonte alternativa de energia renovável e redução das emissões de GEE; e segurança alimentar, incentivando a agricultura familiar, favorecendo o aumento da produção e valor nutricional dos alimentos.

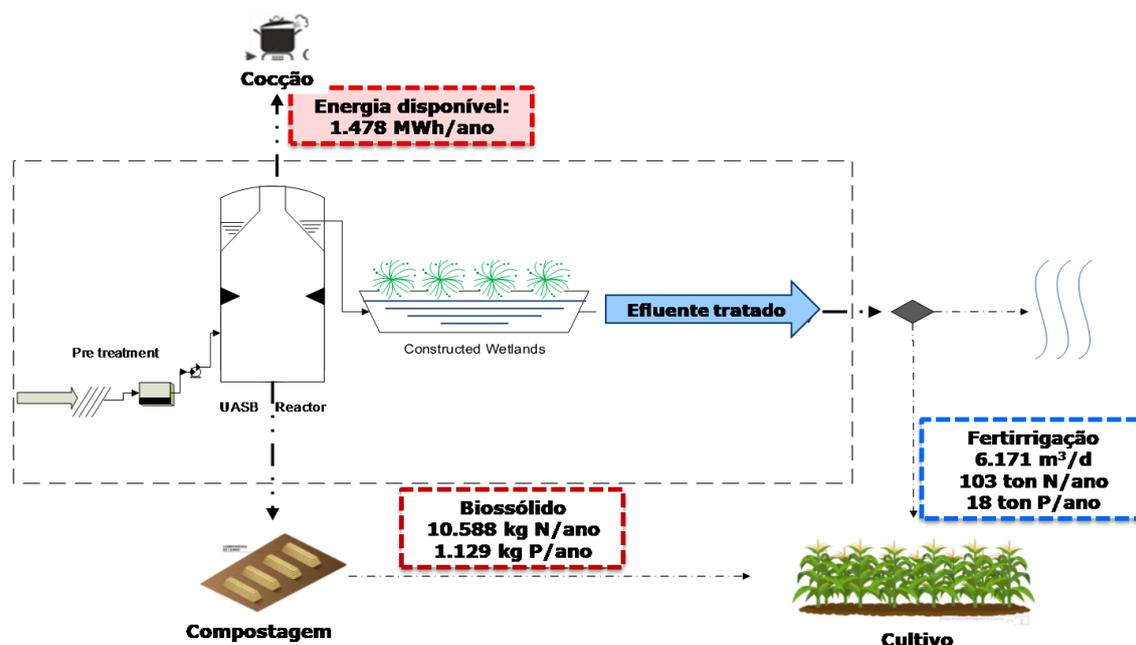
No estado da Bahia, 88% dos municípios com até 5.000 hab. não possuem coleta e tratamento de esgoto (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2017c), visto como uma oportunidade para a implantação do arranjo tecnológico para a recuperação de recursos. A Figura 21 representa esquematicamente o potencial de aproveitamento dos recursos, baseado no cenário proposto, com a implantação do arranjo tecnológico estudado, somando-se os municípios baianos com população de até 5.000 hab.

Considerando o total dos municípios, a recuperação de recursos no arranjo tecnológico proposto resulta em uma quantidade de energia química disponível de 1.478 MWh/ano, com uma produção calculada de biogás de 645 m³/d. Admitindo que aproximadamente 29 m³ de biogás equivalem a um botijão de GLP de 13 kg (ALVES; MELO; WISNIEWISK, 1980; BGS, 2020), a produção total nesses municípios equivale à quantidade de 22 botijões por dia. De acordo com a Agência Nacional do Petróleo Gás Natural e Biocombustíveis (2020), o preço médio de revenda do GLP P-13 teve um avanço de 7,66% em 12 meses, sendo comercializado a R\$ 74,50/13kg na semana de 06/12 a 12/12/2020.

Dessa forma, a substituição do GLP pelo biogás representa ganhos econômicos e ambientais, com redução de custos, diante dos reajustes recorrentes na revenda do gás

de cozinha no varejo no Brasil. Além disso, a alta de preços dos alimentos tem impacto direto sobre o bem-estar das famílias, reduz o poder aquisitivo, afetando tanto a quantidade, quanto a qualidade dos alimentos adquiridos pelas famílias, sobretudo os mais pobres e vulneráveis, pois destinam entre 60 e 70% da renda familiar para a alimentação (ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA ALIMENTAÇÃO E AGRICULTURA, 2012).

Figura 21 - Potencial para a recuperação de recursos para os municípios baianos.



Fonte: Autora.

O reaproveitamento energético do biogás e redução das emissões de carbono em municípios de pequeno porte está integrado aos objetivos da política energética nacional, possibilitando incentivos econômicos por meio de créditos e mecanismos de financiamento para os municípios que implantarem sistemas de recuperação de energia em ETE destinados ao desenvolvimento social.

O reaproveitamento do lodo compostado na agricultura é uma alternativa de valorização do lodo de esgoto oriundo de reatores UASB. Os municípios têm potencial para a geração de 238 ton de lodo por ano, com aproximadamente 10.588 kg de N/ano, 1.129 kg de P/ano e 844 kg de K/ano. Esses resultados são significativos em relação às demandas de fertilizantes NPK de diversos tipos de culturas. Além disso, a produção e consumo de alimentos com menor uso de fertilizantes químicos, contribuem para a segurança alimentar, com uma produção alimentar em respeito ao meio ambiente.

Estudo de Bittencourt *et al.* (2014) analisou o reaproveitamento do lodo na agricultura, com 88.166 ton de lodo (33.404 toneladas secas) sendo destinadas a 2.288 ha de áreas agrícolas. O lodo forneceu 88% do calcário, 74% do N, 73% do P₂O₅ e 35% do K₂O para a fertilização do milho, soja, feijão, aveia, trigo, adubo verde e na implantação e pós-colheita de fruteiras. Os 80 agricultores beneficiados reduziram gastos com os fertilizantes e o calcário, economizando em média US \$ 813,45 por ha.

Os municípios têm um potencial de geração de efluente tratado de aproximadamente 6.171 m³/d. Admitindo o consumo de água mínimo de 500 mm em todo o ciclo da cultura de milho (CRUZ *et al.*, 2011), a vazão de efluente final tratado dos municípios seria capaz de atender a demanda de irrigação de 450 hectares da cultura de milho, assim como, atender à demanda de água de diversas outras culturas. Ressaltando que a necessidade de água varia entre tipos de plantas, ao longo de seu ciclo de vida e com a sazonalidade climática local.

De acordo com Atlas Irrigação da Agência Nacional de Águas (2017b), a irrigação é responsável por 46% da vazão de retirada e 67% da vazão de consumo para usos consuntivos da água, e há uma projeção de aumento até 2030. Contudo, espera-se que a melhoria da eficiência dos sistemas de irrigação reduza o consumo e as perdas do setor. Para além da melhoria da eficiência no consumo de água, deve-se levar em consideração o potencial de reúso de efluente tratado para a fertirrigação.

O Nordeste apresenta uma estimativa de 74% do potencial de reúso (m³/s), no curto e médio prazo, considerando somente efluente municipal, para reúso potável indireto, com possibilidade de uso agrícola, industrial e urbano (BRASIL, 2018). O estado da Bahia apresenta uma realidade severamente crítica para atender a necessidade de disponibilidade hídrica com segurança nas condições atuais e futuras.

Segundo De-Jong *et al.* (2018), pode ocorrer um aumento das temperaturas médias até o final deste século, no nordeste brasileiro, o que deve resultar em uma diminuição significativa das chuvas, em torno de 25–50%, e assim, uma maior demanda de água para irrigação na bacia do São Francisco. O reúso de água encaixa-se na necessidade de melhorar a disponibilidade hídrica, principalmente no semiárido nordestino, e traz oportunidades de integração para fortalecer ambos os setores de recursos hídricos e saneamento no estado, especialmente no Brasil, onde 56% da população não têm acesso ao tratamento de esgotos (BRASIL, 2018).

Estudo realizado por Silva (2012), com o objetivo de avaliar a disponibilidade hídrica da bacia do rio Paraguaçu, que abastece a cidade de Salvador, mostra uma projeção futura da possibilidade de redução da disponibilidade hídrica que, em curto prazo, poderá comprometer o abastecimento de água para Salvador e região metropolitana, devido à redução da vazão dos rios, que pode afetar a produção agrícola, a geração de energia e também, a qualidade dos rios, diante de uma menor capacidade de diluição dos poluentes.

Na década de 2010, mais de 50 milhões de brasileiros sofreram com a falta de água, ou seja, a água não chegou à torneira dos brasileiros, país com mais água doce no mundo (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2017a). Apesar disso, o Atlas Esgotos coloca reúso de água como uma solução apenas para a região do semiárido nordestino, devido à grave escassez hídrica. Portanto, o reúso de água se torna de grande importância para o potencial de aplicação agrícola e redução dos impactos nos recursos hídricos, que pode ser difundido em muitos municípios brasileiros e não somente na região semiárida.

É urgente a necessidade da mudança de paradigma do setor de tratamento de esgoto, com foco na recuperação de recursos. O sistema de tratamento de esgoto descentralizado com base na recuperação de recursos, com a ciclagem de nutrientes e

água, e recuperação energética, é uma solução potencial para promover a mudança das práticas de “fim-de-tubo” predominante no setor saneamento para a visão decircularidade, promovendo segurança hídrica, energética e alimentar, com menos impacto ambiental. Segundo Mohtar e Daher (2016), o aumento da eficiência do nexo água-energia-nutrientes é fundamental para desenvolver uma região sem colocar em risco a segurança de um recurso em detrimento de outro.

O incentivo à recuperação de recursos em municípios de pequeno porte contribuiria para o fortalecimento de programas de apoio à agricultura familiar gerando soberania alimentar para esses agricultores e contribuindo para a redução da pobreza e fome da população em vulnerabilidade, além de incrementar a renda das famílias rurais. A política de apoio à agricultura familiar tem grande adesão dos municípios brasileiros, 82,6% da totalidade dos municípios brasileiros mantinha algum programa voltado para a agricultura familiar, com potencial para a expansão da agricultura orgânica, desenvolvida em 36,5% dos municípios, refletindo o perfil do produtor agropecuário brasileiro (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2017b).

No aspecto social, destaca-se a importância da participação da população que precisa ter acesso à informação e conhecer o sistema de tratamento, pois é diretamente afetada. Sistemas de tratamento de esgotos que são implantados com a colaboração e participação da população na tomada de decisão têm mais chances de serem bem-sucedidos. A rejeição ou o desconhecimento do tratamento por parte da população pode acarretar má operação, desperdício de recursos e maior gasto para tratamento do esgoto, principalmente em estações descentralizadas. Outro ponto relevante do aspecto social é a melhoria de vida da população, tanto com relação à saúde pública, como a geração de emprego e renda.

A recuperação de recursos em ETE de pequeno porte se apresenta como uma estratégia para promover segurança hídrica, energética e alimentar, em municípios em vulnerabilidade fiscal, com baixa capacidade de receitas próprias, dependentes de programas sociais, principalmente para custeio em educação, saúde e saneamento básico. Somando-se a isso, políticas que incrementem a produção agrícola local de alimentos ao mesmo tempo em que desenvolvem segurança hídrica, energética e alimentar são importantes para a agricultura familiar e para a economia municipal.

Portanto, conclui-se que a adoção do arranjo tecnológico composto por reator UASB seguido de CW, com operação e manutenção adequadas, oportuniza a implantação de uma solução ambientalmente adequada para pequenos municípios, minimizando os impactos ambientais, como um sistema descentralizado com recuperação de recursos. Podendo ser incentivado por meio de políticas públicas que estimulem a disseminação de ETE com recuperação de recursos, contribuindo para a geração de emprego e renda, redução da poluição, universalização do saneamento, redução de perdas e geração de energia renovável.

Este estudo pode fornecer uma demonstração da importância da avaliação ambiental para fazer estações de tratamento de esgotos domésticos mais sustentáveis em municípios de pequeno porte em países em desenvolvimento, como o Brasil.

5 CONCLUSÕES

Os resultados do estudo de ACV da análise do desempenho ambiental e energético, para as fases de construção e operação da ETE composta por reator UASB seguido de CW, em escala real, permitiram concluir que:

- A fase de construção não deve ser excluída de estudos de ACV de tecnologias de tratamento de baixa complexidade operacional. O uso de materiais e energia para a construção é relevante quando comparado ao baixo consumo de energia e materiais durante a fase de operação. Além disso, a matriz energética baseada na geração hidroelétrica de energia contribui para a redução do potencial de impacto para a fase de operação da ETE.

- As emissões atmosféricas oriundas do reator UASB têm grande potencial de geração de impacto para o Aquecimento Global, indicando a necessidade de mitigar as emissões diretas de GEE. Os resultados indicam uma correlação entre a busca de maiores eficiência de remoção de nutrientes e o aumento dos impactos na categoria GWP. Portanto, os problemas de operação da ETE influenciam os resultados da avaliação de impacto, devendo ser incluídos na discussão dos estudos de ACV. Os resultados apontam uma correlação entre as práticas de operação da ETE e os potenciais impactos nas categorias emissões de GEE e Eutrofização.

- Para subsidiar a escolha dos processos da base de dados, devem ser realizadas prospecções preliminares da AICV no *software* antes da conclusão do ICV. Os inventários dos processos da base de dados devem ser investigados para saber o que está sendo contabilizado, e avaliar se os resultados apresentados são adequados para o estudo. A escolha dos processos disponíveis nas bases de dados deve ser criteriosa e analisada quanto ao seu potencial impacto, considerando os objetivos e a fronteira do estudo. Além disso, os resultados da AICV devem ser discutidos questionando se os resultados apresentados são consistentes com a realidade local.

- Os resultados da ACV para avaliar o potencial de recuperação de recursos na ETE apontam ganhos ambientais significativos que poderiam ser alcançadas com o reaproveitamento do biogás (redução de 57% no potencial de aquecimento global), com o reúso do efluente tratado para fertirrigação (redução de 17% no potencial para a eutrofização). O cenário proposto apresentou uma redução de 79% para o CED, com maior relevância para a categoria de recursos não-renováveis fósseis.

Portanto, conclui-se que a ACV é uma ferramenta capaz de avaliar o desempenho ambiental dos sistemas de tratamento de esgoto, a partir do ICV detalhado e discussão aprofundada dos resultados da AICV. Dessa forma, os estudos de ACV em sistemas de tratamento de esgotos contribuem para incorporar a discussão dos impactos ambientais, da construção e operação das ETE, na tomada de decisão no setor de esgotamento sanitário.

6 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

O presente estudo não pretende esgotar a discussão a cerca do tema. No mais, o estudo apresentou limitações na inserção de dados no *software*, na aplicação da avaliação da incerteza e para uma avaliação completa da sustentabilidade dos sistemas de tratamento de esgoto, que podem ser superadas em trabalhos futuros, como:

Agregar a Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico (AQRM) ao estudo de ACV, pois a última não permite inserir a análise dos impactos devido à presença de patógenos nos esgotos.

Avaliar a sustentabilidade dos sistemas de tratamentos, incluindo a análise de ganhos econômicos e sociais para a recuperação de recursos em ETE, vinculado a uma análise de viabilidade econômica-financeira.

Avaliar a incerteza dos estudos de ACV de processos de tratamento de esgotos.

Elaborar um protocolo de requisitos mínimos para a aplicação de ACV de processos de tratamento de esgotos.

REFERÊNCIAS

AFRANE, G.; NTIAMOAH, A. Comparative Life Cycle Assessment of Charcoal, Biogas, and Liquefied Petroleum Gas as cooking Fuels in Ghana. **Journal of Industrial Ecology**. v.15, n. 4, p. 539-549., 2011. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00350.x>

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2017**: relatório pleno. Brasília: ANA, 2017a. 169p. Disponível em: <http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/relatorio-conjuntura-2017.pdf/view> Acesso em: jan. 2021.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Atlas irrigação**: uso da água na agricultura irrigada. Brasília: ANA, 2017b. 86 p.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Atlas esgotos**: despoluição de bacias hidrográficas /Agência Nacional de Águas, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Brasília: ANA, 2017c.

AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS. Superintendência de Defesa da Concorrência. **Síntese Semanal do Comportamento dos Preços dos Combustíveis**: Semana de 06/12/2020 a 12/12/2020. [Edição nº 42/2020]. [s.n]: ANP, 2020.

AHMED, M.T. Life cycle analysis in wastewater: a sustainability perspective. In: Barcel, D.; Petrovi, M. (ed.). **WasteWater Treatment and Reuse in the Mediterranean Region**. Berlin, Germany: Springer-Verlag, 2010. p.125 e 154.

AL SEADI, T.; RUTZ, D.; PRASSL, H.; KOTTNER, M.; FINSTERWALDER, T.; VOLK, S.; JANSSE, R. **Biogas handbook**: Biogas for eastern Europe. Esbjerg, Denmark: University of Southern Denmark, 2008. p. 126. Disponível em: <http://www.lemvigbiogas.com/BiogasHandbook.pdf>. Acesso em: jan.2021.

ÁLVAREZ, J.A.; RUÍZ, I; SOTO, M. Anaerobic digesters as a pretreatment for constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v.33, n.1, p.54–67, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.02.001>

ALVES, S. M.; MELO, C.F.M.; WISNIEWISKI, A. **Biogás: uma alternativa de energia no meio rural**. Belém, EMBRAPA/CPATU. (Miscelânea, 4), 1980.

ANGELO, C.; RITTL, C. **Análise das emissões brasileiras de gases de efeito estufa e suas implicações para as metas do Brasil**. [s.l.; SEEG], 2019. Relatório-síntese. Nov. 2019.

ARASHIRO, L.T., MONTERO, N., FERRER, I., ACIÉN, F.G., GÓMEZ, C., GARFÍ, M. Life cycle assessment of high rate algal ponds for wastewater treatment and resource

recovery. **Science of the Total Environment**. v.622–623, p.1118–1130, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.051>.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNTNBR 13.969**: Tanques sépticos: unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos: projetos, construção e operação. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR ISO 14.001**: Sistemas da gestão ambiental: requisitos com orientação para o uso. Rio de Janeiro: ABNT, 2015.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR ISO 14.040**: Gestão ambiental: Avaliação do ciclo de vida: Princípios e estrutura. Rio de Janeiro: ABNT, 2009a.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR ISO 14.044**: Gestão ambiental: Avaliação do ciclo de vida: Requisitos e orientações. Rio de Janeiro: ABNT, 2009b.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR ISO 14031**: Gestão ambiental: Avaliação de desempenho ambiental: Diretrizes. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

ASTILL, G.M.; SHUMWAY, C.R. Profits from pollutants: Economic feasibility of integrated anaerobic digester and nutrient management systems. **Journal of Environmental Management**, v.184, pt 2, p.353-362, dez. 2016.

AWAD, H.; ALALM, M.G.; EL-ETRIBY, H.K. Environmental and cost life cycle assessment of different alternatives for improvement of wastewater treatment plants in developing countries. **Science of the Total Environment**, v.660, p.57–68, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.386>

BACH, V.; FINKBEINER, M. Approach to qualify decision support maturity of new versus established impact assessment methods—demonstrated for the categories acidification and eutrophication. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 22, p.387–397. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1164-z>.

BALI, M.; GUEDDARI, M.; BOUKCHINA, R. Removal of contaminants and pathogens from secondary effluents using intermittent sand filters. **Water Science and Technology**, v. 64 (10), p.2038-2043, 2011. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2011.448>.

BALBIM, R. (org.) **Geopolítica das cidades**: velhos desafios, novos problemas. Brasília: IPEA, 2016. 364 p.

BALKEMA, A. J.; PREISIG, H. A.; OTTERPOHL, R.; LAMBERT, F. J. D. Indicators for the sustainability assessment of wastewater treatment systems. **Urban Water**, v. 4, n. 2, p. 153–161, 2002. DOI: [10.1016/S1462-0758\(02\)00014-6](https://doi.org/10.1016/S1462-0758(02)00014-6).

BARE, J.; HOFSTETTER, P.; PENNINGTON, D. W.; HAES, H. A. U. Midpoints versus endpoints - The sacrifices and benefits. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 5, n. 6, p. 319-326. 2000.

BARJOVEANU, G.; COMANDARU, I. M.; RODRIGUEZ-GARCIA, G.; HOSPIDO, A.; TEODOSIU, C. Evaluation of water services system through LCA. A case study for Iasi City, Romania. **International Journal Life Cycle Assessment**, v. 19, p. 449–462, 2014.

BARJOVEANU, G.; COMANDARU, I. M.; TEODOSIU, C. Life cycle assessment of water and wastewater treatment systems: an overview. In: UNIVERSITATEA TEHNICĂ GHEORGHE ASACHI” DIN IASI. **Buletinul Institutului Politehnic din IAȘI**. Tomo 56, n. 60, Fasc. 4, 2010.

BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D. Normas e critérios de qualidade para reúso da água. In.: AISSE, M. M.; FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X. (coord.). **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**. 1. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2006. p. 17-62.

BENETTO, E.; NGUYEN, D.; LOHMANN, T.; SCHMITT, B.; SCHOSSELER, P. Life cycle assessment of ecological sanitation system for small-scale wastewater treatment. **Science of the Total Environment**, n. 407, p.1506–1516, 2009.

BGS EQUIPAMENTOS PARA BIOGÁS. [Curitiba-PR], 2020. Disponível em: <https://www.bgsequipamentos.com.br/faq/>. Acesso em: jan.2021.

BITTENCOURT, S.; SERRAT, B. M.; AISSE, M. M.; GOMES, D. Sewage Sludge Usage in Agriculture: a Case Study of Its Destination in the Curitiba Metropolitan Region, Paraná, Brazil. **Water Air Soil Pollut**, v. 225:2074, 2014. DOI 10.1007/s11270-014-2074-y

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução CONAMA n. 375/2006 de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, de 29/08/2006. Brasília, 2006a.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução CONAMA n. 498/2020, de 19 de agosto de 2020. Define critérios e procedimentos para produção e aplicação de biossólido em solos, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, de 19/08/2020. Brasília, 2020.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução n. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, n. 53, de 18/03/2005. Brasília, 2005a. p. 58-63.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução n.430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e

altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Diário Oficial da União**, n. 92, em 16/05/2011. Brasília, 2011. p. 89.

BRASIL. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Resolução CNRH n. 121/2010, de 16 de dezembro de 2010. Estabelece diretrizes e critérios para a prática de reúso direto não potável de água na modalidade agrícola e florestal, definida na Resolução CNRH nº 54, de 28 de novembro de 2005. **Diário Oficial da União**, de 18/12/2010. Brasília, 2010a.

BRASIL. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Resolução n.54, de 28 de novembro de 2005. Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, de 28/11/2005. Brasília, 2006a.

BRASIL. Decreto n. 7.272/2010, de 25 de agosto de 2010. Regulamenta a Lei no 11.346, de 15 de setembro de 2006, que cria o Sistema Nacional de Segurança Alimentar e Nutricional - SISAN com vistas a assegurar o direito humano à alimentação adequada, institui a Política Nacional de Segurança Alimentar e Nutricional - PNSAN, estabelece os parâmetros para a elaboração do Plano Nacional de Segurança Alimentar e Nutricional, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Poder Executivo. Brasília, 26 ago. 2010b. p. 6.

BRASIL. Instrução Normativa (IN) n. 25/2009 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA). **Diário Oficial da União**, 23/07/2009. Brasília, 2009.

BRASIL. Lei n. 11.326/2006, de 24 de julho de 2006. Estabelece as diretrizes para a formulação da Política Nacional da Agricultura Familiar e Empreendimentos Familiares Rurais. **Diário Oficial da União**, Brasília, 25 jul., 2006b. p. 1.

BRASIL. Lei n.11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico; cria o Comitê Interministerial de Saneamento Básico; altera as Leis nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.666, de 21 de junho de 1993, e 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; e revoga a Lei n. 6.528, de 11 de maio de 1978. **Diário Oficial da União** (edição extra), Brasília, 05Jan., 2007. p. 1.

BRASIL. Lei n.14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico. **Diário Oficial da União**, Brasília, 16Jul., 2020. p. 1.

BRASIL. Lei n.12.187/2009, de 29 de dezembro de 2009. Institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima - PNMC e dá outras providências. **Diário Oficial da União** (edição extra), Brasília, 29 Dez., 2009. p. 109.

BRASIL. Lei n. 7.794/2012, de 20 de agosto de 2012. Institui a Política Nacional de Agroecologia e Produção Orgânica. **Diário Oficial da União**, Brasília, 21 ago. 2012. p.4.

BRASIL. Lei n.9.433 de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta

o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial da União**, Brasília, 09 Jan. 1997. p. 470.

BRASIL. Lei n. 9.478/1997, de 6 de agosto de 1997. Dispõe sobre a política energética nacional, as atividades relativas ao monopólio do petróleo, institui o Conselho Nacional de Política Energética e a Agência Nacional do Petróleo e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 07 ago. 1997. p. 16925.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Superintendência Federal no Estado do Paraná. Portaria n. 93, de 24 de fevereiro de 2010. **Diário Oficial da União**, de 24/02/2010. Brasília, 2010c.

BRASIL. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Secretaria de Políticas e Programas de Pesquisa e Desenvolvimento. Coordenação-Geral de Mudanças Globais de Clima. **Terceira Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima**. Brasília: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, 2016b. 336 p.: il. v.3.

BRASIL. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Secretaria de Políticas e Programas de Pesquisa e Desenvolvimento. Coordenação-Geral de Mudanças Globais de Clima. **Terceira Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima: Sumário Executivo**. Brasília: MCTIC, 2016c. 45 p.

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos: 2016**. Brasília: [SNSA; SNIS, MCID], 2018. 218 p.

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB)**. Brasília: [MCID; SNSA], 2013. 172p.

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Elaboração de Proposta do Plano de Ações para Instituir uma Política de Reúso de Efluente Sanitário Tratado no Brasil**. Produto VII: Resumo executivo. CH2M. São Paulo: [MCID; SNSA], 2018.

BRASIL. **Projeto de Lei n.5.296/2005**. Institui as diretrizes para os serviços públicos de saneamento básico e a Política Nacional de Saneamento Básico - PNS. Brasília: [Congresso Nacional; Câmara dos Deputados], 2005c.

BRASIL. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Probiogás. **Guia técnico de aproveitamento energético de biogás em estações de tratamento de esgoto**. 1. ed. Brasília, DF: Ministério das Cidades, 2015. 183 p. (Coletânea de publicações do PROBIOGÁS. Série Aproveitamento Energético de Biogás em Estações de Tratamento de Esgoto).

BRESSANI-RIBEIRO, T.; BRANDT, E.M.F.; GUTIERREZ, K.G.; DÍAZ, C.A.; GARCIA, G.B.; CHERNICHARO, C.A.L. Potential of resource recovery in

UASB/trickling filter systems treating domestic sewage in developing countries. **Water Science & Technology**, v. 75, p.1659–1666, 2017.

BRESSANI-RIBEIRO, T.; MOTA FILHO, C.R.; MELO, V.R.; BIANCHETTI, F.J.; CHERNICHARO, C.A.L. Planning for achieving low carbon and integrated resources recovery from sewage treatment plants in Minas Gerais, Brazil. **J. Environ. Manage.**, v. 242, p. 465-473, 2019.

BUONOCORE, E.; MELLINO, S.; ANGELIS, G.; LIUB, G.; ULGIATTA, S. Life cycle assessment indicators of urban wastewater and sewage sludge treatment. **Ecological Indicators**, v. 94, p.13–23, 2018.

CAMPOS, F; ARAÚJO, K. B. Fertirrigação e o reúso de água na agricultura. **Interfac EHS**, v. 15, n.1, p. 28-41. 14, 2020.

CAMPOS, J. R. (coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: PROSAB; ABES, 1999. 464 p.

CARDONA, J.; LEPILOVA, A.; GIESELER, D.; KRETER, K. Reuse-oriented decentralized wastewater and sewage sludge treatment for small urbanized rural settlements in Brazil: an environmental cost-benefit analysis. In: NEHREN, U., *et al.* (ed.). **Strategies and tools for a sustainable rural Rio de Janeiro**. [s.l.]: Springer, 2019. p 277-293. Springer Series on Environmental Management.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. 2.ed. Belo Horizonte: DESA; UFMG, 2007. p. 380.

CHERNICHARO, C.; BRANDT, E.; BRESSANI-RIBEIRO, T.; MELO, V.; BIANCHETTI, F.; MOTA FILHO, C.; MCADAM, E. Development of a tool for improving the management of gaseous emissions in UASB-based sewage treatment plants. **Water Pract. Technol.**, v.12, n. 4, p. 917–926, 2017.

CHERNICHARO, C.A.L.; RIBEIRO, T.B; PEGORINI, E.S.; POSSETTI, G.R.C.; MIKI, M.K.; SOUZA, S.N. Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário. Parte 1: Tópicos de Interesse. **Revista DAE**, São Paulo, v.66, n.214, 2018. DOI: 10.4322/dae.2018.038

COLTRO, L. (org.). **Avaliação do ciclo de vida como instrumento de gestão**. Campinas: CETEA/ITAL, 2007.

CORBELLA, C.; PUIGAGUT, J.; GARFÍ, M. Life cycle assessment of constructed wetland systems for wastewater treatment coupled with microbial fuel cells. **Science of the Total Environment**, v.584–585, p.355–362, 2017.

CORNEJO, P.K.; ZHANG, Q.; MIHELIC, J.R. Quantifying benefits of resource recovery from sanitation provision in a developing world setting. **J. Environ. Manag.**, v.131, p.7–15, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.09.043>.

COROMINAS, L.; BYRNE, D.M.; GUEST, J.S.; HOSPIDO, A.; ROUX, P.; SHAW, A.; SHORT, MD. The application of life cycle assessment (LCA) to wastewater treatment: A best practice guide and critical review. **Water Research**, v.184, 2020, 116058. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116058>.

COROMINAS, L.; FOLEY, J.; GUEST, J.S.; HOSPIDO, A.; LARSEN, H.F.; MORERA, S.; SHAW, A. Life cycle assessment applied to wastewater treatment: State of the art. **Water Research**, v. 47, p. 5480–5492, 2013.

CRUZ, J.C.; PEREIRA-FILHO, I.A.; PIMENTEL, M.A.G.; COELHO, A.M.; KARAM, D.; CRUZ, I.; GARCIA, J.C.; MOREIRA, J.A.A.; OLIVEIRA, M.F.; GONTIJO-NETO, M.M., ALBUQUERQUE, P.E.P., VIANA, P.A., MENDES, S.M.; COSTA, R.V.; ALVARENGA, R.C.; MATRANGOLO, W.J.R. **Produção de Milho na Agricultura Familiar**. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2011. ISSN 1679-1150. (Série Embrapa Milho e Sorgo. Circular técnica, 159).

CUNHA, A. H. N.; OLIVEIRA, T. H.; FERREIRA, R. B.; MILHARDES, A. L. M.; SILVA, S. M. C. O reúso de água no Brasil: a importância da reutilização de água no país. In: ENCICLOPÉDIA BIOSFERA. Goiânia: Centro Científico Conhecer, 2011. v.7, n.13.

CUNHA, I. N.; CORTEZ, T. B.; SILVA, S. M. C. CUNHA, A. H. N. Aspectos Regulatórios Para Reúso de Água no Brasil. CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL, 3., 2012, Goiânia/GO. **Anais [...]**. Goiânia/GO: IBEAS, 2012. Disponível em: <http://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2012/VIII-005.pdf>. Acesso em: 18 fev. 2021.

CUNHA, J.F.; FRANCISCO, E.A.B.; PROCHNOW, L.I. Balanço de nutrientes na agricultura brasileira no período de 2013 a 2016. **Informações Agronômicas**, Piracicaba, n.162, jun. 2018, p.3-14. ISSN: 2311-5904.

CURRAN, M. A. Report on Activity of Task Force 1 in the Life Cycle Inventory Programme: Data Registry: Global Life Cycle Inventory Data Resources. **Int J LCA**, v. 11, n. 4, p. 284 – 289, 2006.

DE-JONG, P.; TANAJURA, C.A.S.; SÁNCHEZ, A.S.; DARGAVILLE, R.; KIPERSTOK, A.; TORRES, E.A. Hydroelectric production from Brazil's São Francisco River could cease due to climate change and inter-annual variability. **Sci. Total Environ.**, v. 634, p.1540–1553, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.256>.

DIAZ-ELSAIED, N.; REZAEI, N.; GUO, T.; MOHEBBI, S.; ZHANG, Q. Wastewater-based resource recovery technologies across scale: a review. **Resour. Conserv. Recycl.**, v.145, p. 94–112. 2019.

DINIZ, G.S.; TOURINHO, T.C.O.; SILVA, A.F; CHALOUB, R.M. Environmental impact of microalgal biomass production using wastewater resources. **Clean Techn Environ Policy**, v. 19, p.2521–2529,2017. DOI: 10.1007/s10098-017-1433-y

DIXON, A.; SIMON, M.; BURKITT, T. Assessing the environmental impact of two options for smallscale wastewater treatment: comparing a reedbed and an aerated biological filter using a life cycle approach. **Ecological Engineering**, v.20, p. 297- 308. 2003. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(03\)00007-7](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(03)00007-7).

EL-KHATEEB, M.A.; AL-HERRAWY, A.Z.; KAMEL, M.M.; EL-GOHARY, F.A. Use of wetlands as post-treatment of anaerobically treated effluent. **Desalination**, Cairo, v.245, n. 1-3, p.50-59, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.01.071>

FERREIRA, L.S.; CHINELIS, P.E.S.; VICH, D.; SANTOS, L.V.; QUEIROZ, L.M. Use of horizontal subsurface flow constructed wetlands with recirculation as post-treatment of UASB reactor effluent. In: IWA SPECIALIZED CONFERENCE ON SMALL WATER AND WASTEWATER SYSTEMS, 13., 2016; IWA SPECIALIZED CONFERENCE ON RESOURCES-ORIENTED SANITATION, 5., 2016, Atenas. **Anais [...]**, Atenas, 2016.

FINNVEDEN, G.; HAUSCHILD, M. Z.; EKVALL, T.; GUINÉE, J.; HEIJUNGS R.; HELLWEG, S.; KOEHLER, A.; PENNINGTON, D.; SUH, S. Recent developments in Life Cycle Assessment. **Journal of Environmental Management**, v.91, p.1-21,2009. DOI:10.1016/j.jenvman.2009.06.018.

FLORENCIO, L.; BASTOS, RAFAEL KOPSCHITZ XAVIER; MIGUEL MANSUR AISSE (coord.). **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 2006. 427 p. (Projeto PROSAB).

FOLEY, J.; HAAS, D.; HARTLEYB, K.; LANT, P. Comprehensive life cycle inventories of alternative wastewater treatment systems. **Water Research**, v. 44, p. 1654 – 1666, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.11.031>.

FRISCHKNECHT, R.; ALTHAUS, H-J.; BAUER, C.; DOKA, G.; HECK, T.; JUNGBLUTH, N.; KELLENBERGER, D.; NEMECEK, T. The Environmental Relevance of Capital Goods in Life Cycle Assessments of Products and Services. **Int J LCA**, v.12, n.1, 2007. DOI: <http://dx.doi.org/10.1065/lca2007.02.308>

FRISCHKNECHT, R.; WYSS, F.; BÜSSER KNÖPFEL, S.; LÜTZKENDORF, T.; BALOUKTSI, M. Cumulative energy demand in LCA: the energy harvested approach. **Int. J. Life Cycle Assess.** v. 20, p. 957–969, 2015.

FUCHS, V.J.; MIHELICIC, J.R.; GIERKE, J.S. Life cycle assessment of vertical and horizontal flow constructed wetlands for wastewater treatment considering nitrogen and carbon greenhouse gas emissions. **Water Research**, v. 45, p. 2073 – 2081, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.12.021>.

GALLEGO, A.; HOSPIDO, A.; MOREIRA, M. T.; FEIJOO, G. Environmental performance of wastewater treatment plants for small populations. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 52, n. 6, p. 931–940, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2008.02.001>.

GALLEGO-SCHIMID, A.; TARPANI, R.R.Z. Life cycle assessment of wastewater treatment in developing countries: a review. **Water Res.**, v.153, p. 63–79, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.01.010>.

GARFÍ, M.; FLORES, L.; FERRER, I. Life cycle assessment of wastewater treatment systems for small communities: activated sludge, constructed wetlands and high rate algalponds. **J. Clean. Prod.**, v.161, p. 211–219, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.05.116>.

GATERELL, M. R.; LESTER, J. N. Establishing the true costs and benefits of environmental protection and enhancement in the aquatic environment. **The Science of the Total Environment**, v. 249, p. 25–37, 2000.

GATERELL, M.R.; GRIFFIN P.; LESTER J.N. Evaluation of Environmental Burdens Associated with Sewage Treatment Processes Using Life Cycle Assessment Techniques. **Environmental Technology**, v. 26, n.3, p. 231-250, 2005.

GODIN, D.; BOUCHARD, C.; VANROLLEGHEM, P. A. Net environmental benefit: introducing a new LCA approach on wastewater treatment systems. **Water Science & Technology**, v. 65, n. 9, p. 1624–1631, 2012.

GUÉRIN-SCHNEIDER, L.; TSANGA-TABI, M.; ROUX, P.; CATEL, L.; BIARD, Y. How to better include environmental assessment in public decision-making: lessons from the use of an LCA-calculator for wastewater systems. **J. Clean. Prod.**, v. 187, p. 1057–1068, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.168>.

GUEST, J. S.; SKERLOS, S. J.; BARNARD, J.L.; BECK, M.B.; DAIGGER, G.T.; HILGER, H.; JACKSON, S.J.; KARVAZY, K.; KELLY, L.; MACPHERSON, L.; MIHELIC, J.R.; PRAMANIK, A.; RASKIN, L.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; YEH, D.; LOVE, N.G.. A New Planning and Design Paradigm to Achieve Sustainable Resource Recovery from Wastewater. **Environment Science Technology.**, v. 43, n. 16, 2009. DOI: 10.1021/es9010515

GUINÉE, J.B.; GORR_EE, M.; HEIJUNGS, R.; HUPPES, G.; KLEIJN, G.R., VAN OERS, R.L.; WEGENER, L.; SLEESWIJK, A.; SUH, S.; DE HAES, H.A.; UDO, DE BRUIJN, H.; VAN DUIN, H.R.; HUIJBREGTS, M.A.J. **Life Cycle Assessment, an Operational Guide to the ISO Standards**. Part 2a: Guide. Dordrecht, the Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 2001.

HAUSCHILD, M. Z.; GOEDKOOP, M.; GUINÉE, J.; HEIJUNGS, R.; HUIJBREGTS, M.; JOLLIET, O.; MARGNI, M.; SCHRYVER, A.; HUMBERT, S.; LAURENT, A.; SALA, S.; PANT, R. Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. **Int J Life Cycle Assess**, v. 18, p. 683–697, 2013.

HELLSTRÖM, D. An exergy analysis for a wastewater treatment plant-an estimation of the consumption of physical resources. **Water Environment Research**, v. 69, n. 1, p. 44 – 51, 1997.

HERNÁNDEZ-PADILLA, F., MARGNI, M., NOYOLA, A., GUERECAL-HERNANDEZ, L., BULLE, C. Assessing wastewater treatment in Latin America and the Caribbean: enhancing lifecycle assessment interpretation by regionalization and impact assessment sensibility. **J. Clean. Prod.** v. 142, p. 2140–2153, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.11.068>.

HERTWICH, E.; HEEREN, N.; KUCZENSKI, B.; MAJEAU-BETTEZ, G.; MYERS, R.J.; PAULIUK, S.; STADLER, K.; LIFSET, R. Nullius in Verba. Advancing Data Transparency in Industrial Ecology. **Journal of Industrial Ecology**, v.22, n.1, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/jiec.12738>.

HESPANHOL, I. Potencial de reúso de água no Brasil: Agricultura, Industria, Municípios, Recarga de Aquíferos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.7, n.4, p. 75–95, 2002.

HOIBYE, L.; CLAUSON-KAAS, J.; WENZEL, H.; LARSEN, H.F.; JACOBSEN, B.N. Sustainability assessment of advanced wastewater treatment Technologies. **Water Science & Technology**, v.58, p.963-968, 2008.

HOSPIDO, A.; MOREIRA, M.A.; FEIJOO, G. A Comparison of Municipal Wastewater Treatment Plants for Big Centres of Population in Galicia (Spain). **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v.13, p.57-64, 2007. DOI: <http://dx.doi.org/10.1065/lca2007.03.314>

HOUILLON, G.; JOLLIET, O. Life cycle assessment of processes for the treatment of wastewater urban sludge: energy and global warming analysis. **Journal of Cleaner Production**, v.13, p. 287–299, 2005.

HUIJBREGTS, M.A.J.; STEINMANN, Z.J.N.; ELSHOUT, P.M.F.; STAM, G.; VERONES, F.; VIEIRA, M.; ZIJP, M.; HOLLANDER, A.; VAN ZELM, R. ReCiPe 2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. **Int. J. Life Cycle Assess.**, v. 22, p.138–147, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1246-y>.

IGOS, E.; DALLE, A.; TIRUTA-BARNA, L.; BENETTO, E.; BAUDIN, I.; MERY, Y. Life cycle assessment of water treatment: what is the contribution of infrastructure and operation at unit process level? **J. Clean. Prod.**, v. 65, p.424–431, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.07.061>.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Portaria n.102**, de 28 de novembro de 2017. Rio de Janeiro: IBGE, 2017a.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Coordenação de População e Indicadores Sociais. **Perfil dos municípios brasileiros: 2017**. Rio de Janeiro: IBGE, 2017b. 106 p. (Pesquisa de Informações Básicas Municipais).

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Indicadores Sociais Municipais: uma análise dos resultados do universo do Censo Demográfico 2010**. Rio de Janeiro: IBGE, 2011.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse gas Inventories**. Report. [s.l.]: IPCC, 2019. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/report/2019-refinement-to-the-2006-ipcc-guidelines-for-national-greenhousegas-inventories/>. Acesso em: ago. 2019.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Adoption and acceptance of the “2013 supplement to the 2006 guidelines: Wetlands”**. Accepted Report. Thirtyseventh Session of the IPCC. E-book. Georgia: [IPCC], 14–18 October 2013a. ISBN 978-92-9169-138-8. Disponível em: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/03/WG1AR5_SummaryVolume_FINAL.pdf. Acesso em 18 Fev. 2021.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. IPCC. **Climate Change 2013: The Physical Science Basis**. Cambridge: Cambridge University Press, 2013b. 1535 p. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/>. Acesso em: 19 Fev. 2021.

KALBAR, P. P.; KARMAKAR, S.; ASOLEKAR, S. R. Selection of an appropriate wastewater treatment technology: A scenario-based multiple-attribute decision-making approach. **Journal of Environmental Management**, v. 113, p. 158–169, 2012.

KALBAR, P.P.; KARMAKAR, S.; ASOLEKAR, S. R. Assessment of wastewater treatment technologies: life cycle approach. **Water and Environment Journal**, v.27, p.261–268, 2013.

KALBAR, P.P.; MUÑOZ, I; BIRKVED, M. WW LCI v2: A second-generation life cycle inventory model for chemicals discharged to wastewater systems. **Science of The Total Environment**, v.622-623, p.1649-1657, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.051>.

KATO, M.T.; LAPOLLI, F.R.; SOUSA, J.T.; NOLASCO, M.A.; GONÇALVES, R.F.; LEITE, V.D. Oportunidades e desafios na implementação de estações de tratamento de esgoto descentralizadas. In: SANTOS, A.B. (org.). **Caracterização, tratamento e gerenciamento de subprodutos de correntes de esgotos segregadas e não segregadas em empreendimentos habitacionais**. Fortaleza: Imprece, 2019. 812 p. RENTED.

KIPERSTOK, A.; COELHO, A.; TORRES, E.A.; MEIRA, C.C.; BRADLEY, S.P.; ROSEN, M. **Prevenção da Poluição**. E-book. Brasília: SENAI/DN, 2002. 290p. ISBN 85-7519-071-7 Disponível em: http://www.fieb.org.br/Adm/Conteudo/uploads/livro_poluicao_id_26_x68db620f30d24e6d89b0c0234bf0f82d_662013115615.pdf. Acesso em 19 Fev. 2021

KOSOBUCKI, P.; CHMARZYŃSKI, A.; BUSZEWSKI, B. Sewage Sludge Composting. **Polish Journal of Environmental Studies**, v.9, n.4, p.243-248, 2000.

LARREY-LASSALLE, P.; CATEL, L.; ROUX, P.; ROSENBAUM, R.K.; LOPEZ-FERBER, M.; JUNQUA, G.; LOISEAU, E. An innovative implementation of LCA within the EIA procedure: lessons learned from two wastewater treatment plants

case studies. **Environ. Impact Assess.Rev.**, v.63, p.95–106, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2016.12.004>.

LAW, Y.; YE, L.; PAN, Y.; YUAN, Z. Nitrous oxide emissions from wastewater treatment processes. **Phil. Trans. R. Soc. B**, v.367, n. 1593, p.1265–1277, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0317>

LIMA, B.C.; LIMA, L.M.; BRANDÃO, M.L.; ZANTA, V.M.; VICH, D.V.; QUEIROZ, L.M. Composting as an alternative for final disposal of digested sludge from UASB reactors: a case study in the small municipalities of the state of Bahia, Brazil. **Waste Biomass Valorization**, v. 9, p.2275–2283, 2018.

LIMPHITAKPHONG, N.; PHARINO, C.; KANCHANAPIYA, P. Environmental impact assessment of centralized municipal wastewater management in Thailand. **Int. J. Life Cycle Assess.**, v. 21, p.1789–1798, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1130-9>.

LISOWYJ, M.; WRIGHT, M.M. A review of biogas and an assessment of its economic impact and future role as a renewable energy source. **Rev Chem Eng**, v.36, n.3, 2018. DOI: [10.1515/revce-2017-0103](https://doi.org/10.1515/revce-2017-0103)

LOBATO, L.C.S.; CHERNICHARO, C.A.L.; SOUZA, C.L. Estimates of methane loss and energy recovery potential in anaerobic reactors treating domestic wastewater. **Water Sci. Technol.**, v. 66, p. 2745–2753, 2012. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2012.514>.

LOPES, J.; MEDEIROS, D.L.; KIPERSTOK, A. Combining cleaner production and life cycle assessment for reducing the environmental impacts of irrigated carrot production in Brazilian semi-arid region. **Journal of Cleaner Production**, v.170, p.924 e 939, 2018.

LOPES, T.A.S.; BRAGAA, L.S.; QUEIROZA, L.M.; KIPERSTOK, A.; TORRES, E.A. Life cycle assessment applied to wastewater treatment plants: how the choice of background processes can affect the studies' reliability. **Desalination and Water Treatment**, v. 210 p.170–179. 2021. DOI: <https://doi.org/10.5004/dwt.2021.26572>

LOPES, T.A.S.; QUEIROZ, L.M.; TORRES, E.A.; KIPERSTOK, A. Low complexity wastewater treatment process in developing countries: A LCA approach to evaluate environmental gains. **Science of the Total Environment.**, v. 720:137593. 2020. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2020.137593](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137593)

LOPSIK, K. Life cycle assessment of small-scale constructed wetland and extended aeration activated sludge wastewater treatment system. **Int. J. Environ. Sci. Technol.**, v.10, p.1295–1308, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13762-012-0159-y>.

LORENZO-TOJA, Y.; VÁZQUEZ-ROWE, I.; AMORES, M. J.; TERMES-RIFÉ, M.; MARÍN-NAVARRO, D.; MOREIRA, M. T.; FEIJOO, G. Benchmarking wastewater treatment plants under an eco-efficiency perspective. **Science of the Total Environment**, v.566–567, p.468–479, 2016.

LUNDIN, M.; BENGTSSON, M.; MOLANDER, S. Life Cycle Assessment of Wastewater Systems: Influence of System Boundaries and Scale on Calculated Environmental Loads. **Environmental Science and Technology**, v.34, p.180-186, 2000.

LUNDIN, M.; MORRISON, G. M. A life cycle assessment based procedure for development of environmental sustainability indicators for urban water systems. **Urban Water**, v.4, p.145–152, 2002.

LUTTERBECK, C.A.; KIST, L.T.; LOPEZ, D.R.; ZERWES, F.V.; MACHADO, E.L. Life cycle assessment of integrated wastewater treatment constructed wetlands in rural areas. **J. Clean. Prod.**, v.148, p.527–536, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.02.024>.

MACHADO, A.P; URBANO, L.; BRITO, A.G.; JANKNECHT, P.; RODRÍGUEZ, J.J.; NOGUEIRA, R. Life Cycle Assessment of wastewater treatment options for small and decentralized communities: energy-saving systems versus activated sludge. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 10th., 2006, Lisbon. **Proceedings [...]**. Lisbon.: IWA, 2006. v. 2.

MAINARDIS, M.; BUTTAZZONI, M.; GOI, D. Up-Flow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) Technology for Energy Recovery: A Review on State-of-the-Art and Recent Technological Advances. **Bioengineering**, v.7, n. 2, 43, 2020; DOI:10.3390/bioengineering7020043.

MANCUSO, P. C. S; SANTOS, H. F. **Reúso de Água**. Barueri, SP: Manole, 2003. 579 p.

MANDER, Ü.; DOTRO, G.; EBIE, Y.; TOWPRAYOON, S.; CHIEMCHAISRI, C.; NOGUEIRA, S.F.; MITSCH, W.J. Greenhouse gas emission in constructed wetlands for wastewater treatment: a review. **Ecol. Eng.**, v.66, p.19–35, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.12.006>.

MARTÍNEZ-BLANCO, J.; COLÓN, J; GABARRELL, X.; FONT, X.; SÁNCHEZ, A.; ARTOLA, A.; RIERADEVALL, J. The use of life cycle assessment for the comparison of biowaste composting at home and full scale. **Waste Management**, v.30, p.983–994, 2010.

MARTÍNEZ-ROCAMORA, A; SOLÍS-GUZMÁN, J.; MARRERO, M. LCA databases focused on construction materials: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.58, p.565–573, 2016.

MASSOUD, M. A.; TARHINI, A.; NASR, J. A. Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries. **Journal of Environmental Management**, v.90, p.652–659, 2009.

MBULIGWE, S. E. Comparative effectiveness of engineered Wetland systems in the treatment of anaerobically pre-treated domestic wastewater. **Ecological Engineering**, v.23, p.269-284, 2004.

MCCARTY, P. L.; BAE, J.; KIM, J. Domestic Wastewater Treatment as a Net Energy Producer. Can This be Achieved? **Environment Science and Technology**, v.45, p.7100–7106, 2011.

MCNAMARA, G.; FITZSIMONS, L.; HERRIGAN, M.; PHELAN, T.; DELAURE, Y.; CORCORAN, B.; DOHERTY, E.; CLIFFORD, E. Life Cycle Assessment of Wastewater Treatment Plants in Ireland. **J. sustain. dev. energy water environ. syst.**, v.4, n.3, p 216-233, 2016. DOI: <https://doi.org/10.13044/j.sdewes.2016.04.0018>

MEDEIROS, D.L.; QUEIROZ, L. M.; COHIM, E.; ALMEIDA-NETO, J.A.; KIPERSTOK, A. Human urine fertiliser in the Brazilian semi-arid: environmental assessment and water-energy nutrient nexus. **Sci. Total Environ.**, v.713, 2020. DOI: 10.1016/j. scitotenv.2019.136145.

MEDEIROS, D.L.; KIPERSTOK, A.; PESSOA, R.W.S.; SILVEIRA, L.B. Melhoria contínua da informação e apoio a tomada de decisão com o método cone-invertido. GCV, 2018.

MEKONNEN, M.M.; HOEKSTRA, A.Y. Four billion people facing severe water scarcity. **Science Advances.**, v.2, n.2, 2016. DOI: 10.1126/sciadv.1500323.

METCALF, L.; EDDY, H.P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016. 1980 p.

MIRANDA, A.B.; TEIXEIRA, B.A.N. Princípios específicos e indicadores de sustentabilidade para sistemas urbanos de abastecimento de água e esgotamento sanitário. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville-SC. **Anais [...]**. Joinville-SC: [s.n.], 2003.

MOHTAR, R.H.; DAHER, B. Water-Energy-Food Nexus Framework for facilitating multi stakeholder dialogue. **Water Int.**, v.41, p.655–661, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1080/02508060.2016.1149759>.

MOREIRA, F.D.; DIAS, E.H.O. Constructed wetlands applied in rural sanitation: A review. **Environmental Research**, v.190, 110016, 2020.

MORERA, S.; COROMINAS, L.; RIGOLA, M.; POCH, M.; COMAS, J. Using a detailed inventory of a large wastewater treatment plant to estimate the relative importance of construction to the overall environmental impacts. **Water Res.**, v.122, p.614–623, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.05.069>.

MOURA, A.C.M. **Novas tendências de consumo de GLP: gás liquefeito de petróleo no Brasil**. 2012. 47p. Monografia (MBA em Engenharia e Negócios de Gás e Petróleo). - Centro Universitário do Instituto Mauá de Tecnologia, São Caetano do Sul, SP, 2012.

MUGA, H.E.; MIHELICIC, J.R. Sustainability of wastewater treatment Technologies. **Journal of Environmental Management**, v.88, p.437–447, 2008.

MUÑOZ, I.; RODRÍGUEZ, A.; ROSAL, R.; FERNÁNDEZ-ALBA, A. R. Life Cycle Assessment of urban wastewater reuse with ozonation as tertiary treatment A focus on toxicity-related impacts. **Science of Total Environment**, v.407, p.1245–1256, 2009.

MURPHY, H.M.; MCBEAN, E.A.; FARAHBAKHS, K. Appropriate technology: A comprehensive approach for water and sanitation in the developing world. **Technology in Society**, v.31, p.158–167, 2009.

NGUYEN, T.K.L.; NGOA, H.H.; GUO, W.; CHANG, S.W.; NGUYEN, D.D.; NGUYEN, T.V.; NGHIEM, D.L. Contribution of the construction phase to environmental impacts of the wastewater treatment plant. **Science of the Total Environment**, v.743, 140658, 2020.

NIERO, M.; PIZZOL, M.; BRUUN, H. G.; THOMSEN, M. Comparative life cycle assessment of wastewater treatment in Denmark including sensitivity and uncertainty analysis. **Journal of Cleaner Production**, v.68, p.25–35, 2014.

NILSSON, J.; BERGSTRÖM, S. Indicators for the assessment of ecological and economic consequences of municipal policies for resource use. **Ecological Economics**, v.14, p.175-184, 1995.

NOYOLA, A.; PADILLA-RIVERA, A.; MORGAN-SAGASTUME, J.M.; GÜERECÁ, L.P.; HERNÁNDEZ-PADILLA, F. Typology of municipal wastewater treatment technologies in Latin America. **Clean: Soil, Air, Water**, v.40, n.9, p.926–932, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1002/clen.201100707>.

NYS, E.; ENGLE, N. L.; MAGALHÃES, A. R.(org.). **Secas no Brasil: política e gestão proativas**. Brasília: Banco Mundial. Centro de Gestão e Estudos Estratégicos (CGEE), 2016. 292 p. Disponível em: <https://www.cgee.org.br/estudoscgee> . Acesso em: jan. 2021.

OLESZKIEWICZ, J.A.; BARNARD, J.L. Nutrient Removal Technology in North America and the European Union: A Review. **Water Quality Research Journal**, v.41, n.4, p.449–462, 2006. DOI: <https://doi.org/10.2166/wqrj.2006.048>.

OPHER, T.; FRIEDLER, E. Reducing inventory data requirements for scenario representation in comparative life cycle assessment (LCA), demonstrated on the urban wastewater system. **Urban Water Journal**, v.13, n.7, p.759-772, 2015. DOI: 10.1080/1573062X.2015.1036084

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA ALIMENTAÇÃO E AGRICULTURA. **Criar cidades mais verdes**. Italy: FAO, Chief. Electronic Publishing Policy and Support Branch. Communication Division, 2012. Disponível em: <http://www.fao.org/ag/agp/greenercities/pt/hup/index.html> Acesso em: jan. 2021.

PADILLA, F. H.; GÜERECA, P.; NOYOLA, A. LCA as a tool of Decision making process for the Environmental Improvement of wastewater treatment in Latin American and the Caribbean: the case of activated sludge technology. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON LIFE CYCLE ASSESSMENT.CILCA, 5th., 2013, **Proceedings [...]**, [s.l.: s.n.], 2013.

PAOLINI, V.; PETRACCHINI, F.; SEGRETO, M.; TOMASSETTI, L.; NAJA, N.; CECINATO, A. Environmental impact of biogas: A short review of current knowledge, **Journal of Environmental Science and Health**, Part A, v.53, n.10, p.899-906, 2018. DOI: 10.1080/10934529.2018.1459076

PFLUGER, A.R.; CALLAHAN, J.L.; STOKES-DRAUT, J.; RAMEY, D.F.; GAGEN, S.; FIGUEROA, L.A.; MUNAKATA-MARR, J. Life cycle Comparison of Mainstream Anaerobic Baffled Reactor and Conventional Activated Sludge Systems for Domestic Wastewater Treatment. **Environ. Sci. Technol.**, v.52, p.10500–10510, 2018.

PHILIPPI, L. S. (coord). Arranjos Tecnológicos para Tratamento de Esgotos Sanitários de Forma Descentralizada. ATED. In: BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. **6º Caderno de pesquisa em engenharia de saúde pública**. Brasília: Funasa, 2013. 244 p. Disponível em: www.funasa.org.br. Acesso em: jan. 2021.

PIAO, W.; KIM, Y.; KIM, H.; KIM, M.; KIM, C. Life cycle assessment and economic efficiency analysis of integrated management of wastewater treatment plants. **Journal of Cleaner Production**, v.113, p.325-337, 2016.

PIEKARSKI, C.M.; LUZ, L.M.; ZOCHE, L.; FRANCISCO, A.C. Métodos de avaliação de impactos do ciclo de vida: uma discussão para adoção de métodos nas especificidades brasileiras. **Revista Gestão Industrial**, v.8, n.3, 2012. DOI: 10.3895/S1808-04482012000300011.

POLRUANG, SIRIVITHAYAPAKORN, S.; NA TALANG., R.P. A comparative life cycle assessment of municipal wastewater treatment plants in Thailand under variable power schemes and effluent management programs. **Journal of Cleaner Production**, v.172, p.635-648, 2018.

POSSETTI, G.R.C., CHERNICHARO, C.A.L., CARNEIRO, C., RIETOW, J.C., LUCKOW, R.F., WAISS, T.C.F., SOUZA, C.L., LOBATO, L.C.S. **ProBio. Programa de estimativa de produção de biogás em reatores UASB**, v. 1.0. [s.l.:s.n.], 2015.

PRÉ CONSULTANTS. **Introduction to LCA with SimaPro 7**. Califórnia: [Pré Consultants], 2008.

PRÉ CONSULTANTS. **Introduction to LCA with SimaPro 8**. Califórnia: [Pré Consultants], 2013.

PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO. Ministério do Meio Ambiente. **Produto 6: Resumo Executivo Estudo sobre o Potencial de Geração de Energia a partir de Resíduos de Saneamento (lixo, esgoto)**, visando incrementar o

uso de biogás como fonte alternativa de energia renovável. São Paulo: PNUD; MMA, 2010.

RAHMAN, S.M; ECKELMAN, M.J.; ONNIS-HAYDEN, A.; GU, A.Z. Life-Cycle Assessment of Advanced Nutrient Removal Technologies for Wastewater Treatment. **Environ. Sci. Technol.**, v.50, n.6, p.3020–3030, 2016. DOI: 10.1021/acs.est.5b05070

REAP, J.; ROMAN, F.; DUNCAN, S.; BRAS, B. A survey of unresolved problems in life cycle assessment. Part 1: goal and scope and inventory analysis. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v.13, P.290– 300, 2008.

RENOU, S.; THOMAS, J.S.; AOUSTINA, E.; PONS, M.N. Influence of impact assessment methods in wastewater treatment LCA. **Journal of Cleaner Production**, v.16, p.1098-1105, 2008.

RESENDE, J.D.; NOLASCO, M.A.; PACCA, S.A. Life cycle assessment and costing of wastewater treatment systems coupled to constructed wetlands. **Resources, Conservation & Recycling**, v.148, p.170–177, 2019.

RISCH, E.; GUTIERREZ, O.; ROUX, P.; BOUTIN, C.; COROMINAS, L. Life cycle assessment of urban wastewater systems: Quantifying the relative contribution of sewer systems. **Water Research**, v.77, p.35–48, 2015.

RODRIGUES, T.O.; SUGAWARA, E.T.; SILVA, D.A.L.; FOLEGATTI-MATSUURA, M.I.S.; BRAGA, T.E.N.; UGAYA, C.MARIA.L. (elab.). **Guia Qualidata**: requisitos de qualidade de conjuntos de dados para o Banco Nacional de Inventários do Ciclo de Vida. Brasília: IBICT, 2017. 58p. ISBN: 978-85-7013-119-5

ROUX, P.; BOUTIN, C.; RISCH, E.; HEDUIT, A. Life Cycle Environmental Assessment (LCA) of sanitation systems including sewerage: Case of vertical flow constructed wetlands versus activated sludge. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 12th., 2010, Venice, Italy. **Proceeding [...]**, Venise, Italy: IWA,2010. v.2, p.879–887.

SABEEN, A.H.; NOOR, Z.Z.; NGADI, N.; ALMURAISSY, S.; RAHEEM, A.B. Quantification of environmental impacts of domestic wastewater treatment using life cycle assessment: a review. **J. Clean. Prod.**, v.190, p.221–233, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.04.053>.

SAEED, T.; SUN, G. A comprehensive review on nutrients and organics removal from different wastewaters employing subsurface flow constructed wetlands. **Crit.Rev. Environ.Sci. Technol.**, v.47, p.203–288, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1080/10643389.2017.1318615>.

SANDRI, D.; ROSA, R.R.B. Atributos químicos do solo irrigado com efluente de esgoto tratado, fertirrigação convencional e água de poço. **Irriga**, v.22, n.1, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.15809/irriga.2017v22n1p18-33>

SANTOS, K.D.; HENRIQUE, I.N.; SOUSA, J.T.; LEITE, V.D. Utilização de esgoto tratado na fertirrigação agrícola. *Revista de Biologia e Ciências Da Terra, Suplemento Especial*, n.1, 2. sem. 2006.

SANTOS, O.S.N.; TEIXEIRA, M.B.; GHEYI, H.R.; QUEIROZ, L.M.; PAZ, V.P.S.; LINGE, C.S.; KIPERSTOK, A. Bermudagrass fertilization with human urine as a tool to close nutrient cycles: The use of micronutrients. ***African Journal of Agricultural***. v.10, n.32, p.3189-3199, ago. 2015.

SARKER, S.A.; WANG, S.; ADNAN, K.M.M.; SATTAR, M.N. Economic feasibility and determinants of biogas technology adoption: Evidence from Bangladesh. ***Renewable and Sustainable Energy Reviews***, v.123, 109766, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.109766>.

SCHWAICKHARDT, R.O.; MACHADO, E.L.; LUTTERBECK, C.A. Combined use of VUV and UVC photoreactors for the treatment of hospital laundry wastewaters: Reduction of load parameters, detoxification and life cycle assessment of different configurations. ***Science of The Total Environment***, v. 590–591, p.233-241,2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.218>

SENA, M.; HICKS, A. Life cycle assessment review of struvite precipitation in wastewater treatment. ***Resources, Conservation & Recycling***, v.139, p.194–204, 2018.

SEO, E. S. M.; KULAY, L. A. Avaliação do ciclo de vida: ferramenta gerencial para tomada de decisão. ***INTERFACEHS. Revista de Gestão Integrada em Saúde do Trabalho e Meio Ambiente***, São Paulo, v.1, n.1, Art 4, 2006.

SILVA, F.; YOSHIDA, O.; DIESTELKAMP, E.; OLIVEIRA, L. Relevance of including capital goods in the life cycle assessment of construction products. ***Revista Latino-amer. em Aval. do Ciclo de Vida***, Brasília, Edição Especial, n. 2, p. 7-22, 2018.

SILVA, R. J.; GAVAZZA, S.; FLORENCIO, L.; NASCIMENTO, C.W.A.; KATO, M.T. Uso de água residual doméstica tratada y lodo en el cultivo de dos especies de frijol: productividad y efectos nutricionales en los granos. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ENVIRONMENTAL BIOTECHNOLOGY AND ENGINEERING, 5th., 2016, Buenos Aires. ***Anais [...]***, Buenos Aires, 2016.

SILVA, S. F. **Análise da disponibilidade e demanda para o sistema de abastecimento de água de Salvador frente ao cenário de mudanças climáticas**. 2012. 150 f. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente, Águas e Saneamento) - Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia. Salvador, 2012.

SINGH, P.; KANSAL, A. Energy and GHG accounting for wastewater infrastructure. ***Resources, Conservation and Recycling***, v.128, p.499–507, 2018.

SINGHIRUNNUSORN, W.; STENSTROM, M. K. Appropriate wastewater treatment systems for developing countries: criteria and indicator assessment in Thailand. ***Water Science & Technology***, v.59, n.9, p.1873– 884, 2009.

SOCIETY OF ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY. **Guidelines for Life-Cycle Assessment: A “Code of Practice”**. From the SETAC Workshop held at Sesimbra, Portugal. [Portugal: SETAC, U.S.A.], 1993.

SORIANO-DISLA, J. M.; GÓMEZ, I.; NAVARRO-PEDREÑO, J. The Influence of Soil Properties on the Water Pollution (Nitrate, Phosphate and COD) Following a Single Application of Sewage Sludge to 70 Contrasting Agricultural Soils. **Water Air Soil Pollut**, v.223, p.1783–1790, 2012. DOI: 10.1007/s11270-011-0983-6

SOUSA, J.T.; VAN HAANDEL, A.C.; COSENTINO, P.R.S.; GUIMARÃES, A.V.A. Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas “wetlands” construídos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, PB, v.4, n.1, p.87-91, 2000. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662000000100016>

SOUZA, D.; BRAGA, T.; FIGUEIRÊDO, M.C.B.; MATSUURA, M.I.S.F.; DIAS, F.R.T.; UGAYA, C.M.L. Life cycle thinking in Brazil: challenges and advances towards a more comprehensive practice. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v.22, n.3, p.462–465, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1234-2>

STEFFEN, W.; RICHARDSON, K.; ROCKSTRÖM, J.; CORNELL, S.E.; FETZER, I.; BENNETT, E.M.; BIGGS, R.; CARPENTER, S.R.; SÖRLIN DE VRIES, W.; WIT, C.A.; FOLKE, C.; GERTEN, D.; HEINKE, J.; MACE, G.M.; PERSSON, L.M.; RAMANATHAN, V.; REYERS, B.; SORLING, S. Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet. **Science**, v.347, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1259855>

STILLWELL, A. S.; HOPPOCK, D. C.; WEBBER, M. E. Energy Recovery from Wastewater Treatment Plants in the United States: A Case Study of the Energy-Water Nexus. **Sustainability**, v.2, p.945-962, 2010. DOI:10.3390/su2040945

SUH, Y-J.; ROUSSEAU, P. An LCA of alternative wastewater sludge treatment scenarios. **Resources, Conservation and Recycling**, v.35, n.3, p.191–200, 2002. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0921-3449\(01\)00120-3](https://doi.org/10.1016/S0921-3449(01)00120-3)

TABESH, M.; FEIZEE MASOOLEH, M.; ROGHANI, B.; SAJED MOTEVALLIAN, S. Life-Cycle Assessment (LCA) of Wastewater Treatment Plants: A Case Study of Tehran, Iran. **International Journal of Civil Engineering**, v.17, p. 1155-1169, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40999-018-0375-z>

TAKANO, A.; WINTER, S.; HUGHES, M; LINKOSALMI, L. Comparison of life cycle assessment databases: a case study on building assessment. **Building and Environment**, v. 79, p. 20–30, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2014.04.025>

THE INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO 14040:2006 (en)**: Environmental Management: Life Cycle Assessment: Principle and Framework. Geneva: [ISO], 2006. Disponível em: <https://www.iso.org/obp/ui/#iso:std:iso:14040:ed-2:v1:en>. Acesso em 18 Fev. 2021.

THE INTERNATIONAL WATER ASSOCIATION. **Wastewater Report 2018: The Reuse Opportunity.** [s.n]: IWA, 2018. Disponível em: <https://reliefweb.int/report/world/wastewater-report-2018-reuse-opportunity> Acesso em: jan. 2021.

TORRES A.; MOLLE, P.; BOUTIN, C.; SALGOT, M. Removal of bacterial and viral indicators in vertical flow constructed wetlands and intermittent sand filters. **Desalination**, v. 246, p.169–178, 2009. DOI: 10.1016/j.desal.2008.03.050.

TWINOMUNUJI, E.; KEMAUSUOR, F.; BLACK, M.; ROY, A.; LEACH, M.; SADHUKHAN, R.O.J.; MURPHY, R. **The potential for bottled biogas for clean cooking in Africa.** Working Paper. [s.l.: Modern Energy Cooking Saves. MECS., 2020. Disponível em: <https://www.mecs.org.uk/working-papers/>. Acesso em: jan. 2021.

UGGETTI, E.; FERRER, I.; LLORENS, E.; GARCÍA, J. Sludge treatment wetlands: A review on the state of the art. **Bioresource Technology**, v.101, p.2905–2912, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.11.102>

UNITED NATIONS. **The Sustainable Development Goals Report 2018.** New York: UN, 2018.

UNITED NATIONS. **Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development.** Resolution adopted by the General Assembly on 25 September 2015. [s.l.: UN, 2015. Disponível em: <https://sdgs.un.org/2030agenda>. Acesso em: 18 Fev. 2021.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Energy Efficiency in Water and Wastewater Facilities.** Local government climate and energy strategy guides. Washington, D.C.: USEPA, 2013.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Guidelines for Water Reuse.** Office of Wastewater Management Office of Water. Washington, D.C.: USEPA, 2012.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Primer for Municipal Wastewater Treatment Systems.** Office of Wastewater Management. Office of Water. Washington, D.C.: USEPA, 2004.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Wastewater Management Fact Sheet, Energy Conservation.** Office of Water. Washington, DC: USEPA, 2006. Disponível em: <https://goo.gl/3jTX0F>. Acesso em: abr.2017.

URBAN WASTEWATER TREATMENT DIRECTIVE (UWWTD). Council of the European communities. Council Directive of 21 May 1991 Concerning Urban Wastewater Treatment (91/271/EEC). *Official Journal L*, 135/40, 1991.

VOGELER, I.; GREEN, S.R.; MILLS, T.; CLOTHIER, B.E. Modelling nitrate and bromide leaching from sewage sludge. **Soil & Tillage Research**, v. 89, p.177–84, 2006.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; UFMG, 2014. 472 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.1).

VON SPERLING, M. **Urban wastewater treatment in Brazil**. [s.l.: Inter-American Development Bank; Water and Sanitation Division], 2016. (IDB Technical Note, 970).

VYMAZAL, J. Does clogging affect long-term removal of organics and suspended solids in gravel-based horizontal subsurface flow constructed wetlands? **Chemical Engineering Journal**, v.331, p.663–674, 2018.

VYMAZAL, J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. **Ecological Engineering**, v.25, p.478–490, 2005.

WEISS, P.; EVEBORNB, D.; KÄRRMANA, E.; GUSTAFSSON, J.P. Environmental systems analysis of four on-site wastewater treatment options. **Resources, Conservation and Recycling**, v.52, p.1153–1161. 2008.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **UN-water global analysis and assessment of sanitation and drinking-water (GLAAS) 2014 report: investing in water and sanitation: increasing access, reducing inequalities**. [s.l.]: WHO, 2014.

WORLD HEALTH ORGANIZATION; UNITED NATIONS CHILDREN'S FUND. **Progress on Drinking Water, Sanitation and Hygiene: 2017. Update and SDG Baselines**. [s.n.]: WHO; UNICEF, 2017. Disponível em: https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/jmp-2017/en/ Acesso em: jan. 2021.

YILDIRIM, M.; TOPKAYA, B. Assessing Environmental Impacts of Wastewater Treatment Alternatives for Small-Scale Communities. **Clean: Soil, Air, Water**, v.40, n.2, p.171–178, 2012.

ZANG, Y.; LI, Y.; WANG, C.; ZHANG, W.; XIONG, W. Towards More Accurate Life Cycle Assessment of Biological Wastewater Treatment Plants: A Review. **Journal of Cleaner Production**, v.107, p.676–692, 2015. DOI: 10.1016/j.jclepro.2015.05.060.

ZENG, Y.; DE GUARDIA, A.; ZIEBAL, C.; MACEDO, F.J.; DABERT, P. Nitrogen dynamic and microbiological evolution during aerobic treatment of digested sludge. **Waste Biomass Valori**, v.5, p.441–450, 2014.

ZHU, L.; ZHANG, C. Feasibility Assessment of Two Biogas-Linked Rural Campus Systems: A Techno-Economic Case Study. **Processes**, v.8, n.180, 2020. DOI: 10.3390/pr8020180.

APÊNDICE A - Metodologia de cálculo das entradas e saídas do ICV do arranjo composto por reator UASB seguido por *wetlands* construído

Para a elaboração do ICV, todas as entradas e saídas foram correlacionadas com o volume total do efluente tratado, 700.800 m³, durante o período de 20 anos.

Para calcular as entradas dos materiais de construção, dados do projeto executivo da ETE fornecidos pela EMBASA foram usados, transformando a quantidade de materiais usados em valores mássicos, a partir de informações coletadas de obras e sites eletrônicos de fabricantes e fornecedores de materiais de construção disponíveis na rede mundial de computadores.

O quantitativo de materiais de construção da rede coletora foi obtido em documento oficial fornecido pela EMBASA com a quantidade de todos os materiais utilizados na construção da ETE.

Fase de construção da Rede coletora (Rede coletora_Co)

Tabela 1–Quantidade de PVC utilizado para a construção da rede coletora

Quantitativo da ETE	Nº de Tubos	Massa por tubo	Peso total	Fonte
PVC (Extrusion, plastic pipes)	Quantitativo	Massa	Total	Fonte
Tubo de PVC DN 150 mm	1163,4 m	2,77 kg/m	3.222 Kg	1
Anel de borracha	1950 un	0,035 kg/un	6,8 Kg	1
Tubo de queda	2 m	2,77 kg/m	5,54 Kg	1
Total em 20 anos			3.234,34 Kg	

(1) Disponível: <http://www.hidroluna.com.br>. Acesso em: 27 nov. 2013.

Tabela 2– Quantidade de cimento, areia, brita e água usado na construção do poço de visita

Materiais	Quantitativo	Total em 20 anos
Concrete 25 MPA	Traço para 1,0 m³	31,19 m ³
Cimento,Portland	292,0 kg	9.106,94 kg
Areia	906,0 kg	28.194,10 kg
Brita	904,0 kg	28.256,47 kg
Água	190,0 kg	5.925,75 kg

Tabela 3– ICV da fase de construção da rede coletora

Entradas/ Processo Ecoinvent	Total em 20 anos	Total por ano	Correlação com UF
Cement, Portland {RoW} market for	9.106,94 kg	455 kg	0,013 kg
Sand {GLO} market for	28.194,10 kg	1.410 kg	0,040 kg
Gravel, crushed {GLO} market for	28.256,47 kg	1.413 kg	0,040 kg
Tap water {RoW} market for	5.925,75 kg	296 kg	0,008 kg
Extrusion, plastic pipes {GLO} market for	3.234,34 kg	162 kg	0,005 kg

Fase de construção do tratamento preliminar (Tratamento preliminar_Co)

Tabela4 - Quantidade de cimento, areia, brita e água usado na construção da caixa de areia

Materiais	Quantitativo	Total em 20 anos
Concreto 25 MPA	Traço para 1,0 m³	3,57 m ³
Cimento, Portland	292,0 kg	1.042,44 kg
Areia	906,0 kg	3.234,42 kg
Brita	904,0 kg	3.227,28 kg
Água	190,0 kg	678,30 kg

Tabela 5- Quantidade de cimento, areia, brita e água usado na construção da estação elevatória (EE)

Materiais	Quantitativo	Total em 20 anos
Concreto 25 MPA	Traço para 1,0 m³	13,74 m ³
Cimento, Portland	292,0 kg	4.012,08 kg
Areia	906,0 kg	12.448,44 kg
Brita	904,0 kg	12.420,96 kg
Água	190,0 kg	2.610,60 kg

Tabela6 – Número de tubos para a construção da EE

Tubos	Quantitativo	Massa	Total
Tubo PVC DN 150 mm	12 m	2,77 kg/m	33,24 kg
Tubo PVC DN 100 mm	361 m	1,35 kg/m	487,35 kg
Steel tube	87 m	16,07 kg/m	1398,10 kg
Curva 22o 30' 100 mm PVC	5 un	2,23 kg/un	11,15 kg
Curva 45o 30' 100 mm PVC	4 un	0,4 kg/un	1,60 kg
Curva 90o 30' 100 mm PVC	2 un	0,23 kg/un	0,46 kg
Curva 90o 30' 100 mm steel	4 un	3,84 kg/un	15,36 kg

Tabela 7 - Quantidade de materiais de serviço geral usados na construção

Materials	Total
Bota fora com distância de 10 Km	8.568,0 tkm
Colchão de areia	135.330,3 kg
Consumo energético do conjunto moto-bomba para esgotamento	112,5 kWh
Tabua para escoramento	15,5 m ³
Empréstimo de material, considerando areia grossa	77.400,0 kg
Densidade da areia	1.800 kg/m ³

Tabela8 –ICV da construção do tratamento preliminar

Entradas/ Processo Ecoinvent	Total em 20 anos	Total Por ano	Correlação UF
Reinforcing steel {GLO} market for	1.413,46 kg	71 kg	0,002 kg

Cement, Portland {RoW} market for	5.054,52 kg	253 kg	0,007 kg
Sand {GLO} market for	228.422,16 kg	11.419 kg	0,326 kg
Gravel, crushed {GLO} market for	15.648,24 kg	784 kg	0,022 kg
Tap water {RoW} market for	3.288,90 kg	164 kg	0,005 kg
Extrusion, plastic pipes {GLO} market for	533,80 kg	27 kg	0,001 kg
Sawnwood, hardwood, raw, kiln dried {RoW} market for	15,50 m ³	1 m ³	0,001 m ³
Electricity, medium voltage {BR} market for	112,50 kWh	27 kWh	0,001 kWh
Transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO4 {RoW}	8.568,00 tkm	428 tkm	0,012 tkm

Fase de operação do tratamento preliminar (Tratamento preliminar_Op)

Tabela 9 – Cálculo da geração de areia na caixa de areia

	Quantidade	Source
Taxa de produção de areia	0,04 L/m ³	Jordão, 1995
Massa específica	800 kg/m ³	Tomiello, 2008
Total de efluente em 20 anos	700.800 m ³	
Volume de areia	28,032 L	
Produção de areia	22425,6 Kg	
Distância da ETE ao aterro sanitário	14,3 Km	
Transporte da areia	320,69 tkm	

Tabela 10 - Cálculo da geração de resíduo no gradeamento

	Quantidade	Source
Taxa de produção de resíduo na grade	0,038 L/m ³	Jordão, 1995
Massa específica	800 kg/m ³	Tomiello, 2008
Total de efluente em 20 anos	700.800 m ³	
Volume de resíduo no gradeamento	26,6304 L	
Produção de resíduo	21304,32 kg	
Distância da ETE ao aterro sanitário	14,3 Km	
Transporte da areia	304,65 tkm	

Tabela 11 - Consumo de energia da bomba elevatória

	Quantidade
Vazão de bom bombeamento	7,44 m ³ /h
Funcionamento da bomba em 20 anos	94194 h
Potência	0,85 kWh
Consumo total de energia	79.671,15 kWh

Dados fornecidos pelo projeto da WWTP

Tabela12– ICV da fase de operação do tratamento preliminar

Entradas/Processo Ecoinvent	Total em 20 anos	Total por ano	Correlação UF
Electricity, medium voltage {BR} market for	79.671,15 kWh	3.984 kWh	0,114 kWh
Transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO4 {RoW}	625,34 tkm	31 tkm	0,001 tkm

Fase de construção da ETE (ETE_Co)

Para calcular a quantidade de aço para a construção, os materiais foram separados em aço para o concreto armado, escoramento metálico, forma modulada em aço, escada de marinho com guarda-corpo e guarda-corpo da parte superior do reator UASB. A quantidade de aço para confecção do concreto armado foi fornecida no documento oficial da EMBASA. Para o escoramento metálico e a forma modulada foi obtido o número de escoras e formas utilizadas e a massa de cada unidade permitindo calcular a massa total. Para a escada de marinho foram usados três módulos de 2,0 m e para o guarda-corpo do reator oito módulos de 1,0 m cada. A Tabela 13 mostra o quantitativo de aço levantado durante a elaboração do ICV.

Tabela 13 – Quantidade de aço utilizada para a construção da WWTP

Aço	Quantidade	Unidade	Comentário	Fonte
Aço para o concreto armado	14526,4	kg	Valor obtido pela EMBASA	
Escoramento metálico				
Quantitativo da ETE	114,7	m ³		
Quantidade de escoras de 5m	25	und.		
Peso de cada escora de 5m	17,5	kg		1
Peso total das escoras de 5m	437,5	kg		
Quantidade de escoras de 3m	4	Und.		
Peso de cada escora de 3m	9,1	kg		1
Peso total das escoras de 3m	36,4	kg		
Forma modulada em aço				
Quantitativo da ETE	684,0	m ²		
Área por forma metálica	0,6	m ²		2
Quantidade de formas	1140	Und.		
Peso por unidade de forma	20,5	kg		2
Peso total de formas	23.369,3	kg		
Escada de marinho com guarda-corpo				
Altura da escada de marinho	6,0	m	A altura da escada e o perímetro do guarda-corpo foram obtidos a partir das dimensões do Reator	
Peso de cada módulo de 2m	29,0	kg	UASB. Para 1,0 metro de	3
Peso total da escada	87,0	kg	módulo de guarda-corpo foram utilizados perfis	
Guarda-corpo do Reator UASB				
Perímetro do reator com guarda-corpo (8 módulos)	8,0	m	padrões de barras de aço galvanizado de 1" e 1 1/2".	
Peso de cada módulo de 1 m	14,6	kg		4
Peso total do guarda-corpo	116,9	kg		

(1) Disponível em: <http://www.escoraseequipamentos.com.br/escoras-metalicas/>. Acesso em: 20 nov. 2013.

(2) Disponível em: <http://metax.com.br/formas-metalicas-manuais-id-5>. Acesso em: 20 nov. 2013.

(3) Disponível em: <http://www.metalight.com.br/catalogo-acessorios/catalogo-escada.asp>. Acesso em: 20 nov. 2013.

(4) Disponível em: https://www.belgo.com.br/produtos/planos_e_derivados/tubos_de_conducao.pdf. Acesso em: 20 nov. 2013.

Para calcular a quantidade de cimento, areia, brita e água usados foi obtido o traço para 1 m³ de concreto armado 25 MPA, concreto magro 15 MPA, chapisco e argamassa assumindo que foi utilizado o cimento do tipo Portland CP-II E 32. A partir do levantamento de quantitativos de serviços e materiais da ETE fornecido pela EMBASA, se obteve os valores totais desses materiais usados na construção da estação. A Tabela 14 mostra a quantidade de cimento, areia, brita e água usados na confecção de concreto, chapisco e argamassa.

Tabela 14 – Quantitativo de cimento, areia, brita e água utilizado para a construção da WWTP

Materiais	Traço para 1,0 m³	Quantidade	Comentário	Fonte
Concreto armado 25 MPA				1
WWTP Project		161,4 m ³		
Cimento Portland	292,0 kg	47.128,8 kg		
Areia	906,0 kg	146.228,4 kg		
Brita	904,0 kg	145.905,6 kg		
Água	190,0 kg	30.666,0 kg		
Concreto magro 15 MPA				1
WWTP Project		30,3 m ³		
Cimento Portland	239,0 kg	7.241,7 kg		
Areia	919,0 kg	27.845,7 kg		
Brita	874,0 kg	26.482,2 kg		
Água	203,0 kg	6.150,9 kg		
Chapisco				
WWTP Project		0,3 m ³	Espessura igual a 5,0 mm.	
Cimento Portland	60,0 kg	18,4 kg		2
Areia	45,0 kg	13,8 kg		2
Água	210,0 kg	64,5 kg		3
Argamassa				
WWTP Project		1,2 m ³	Espessura igual a 2,0 cm.	
Cimento Portland	60,0 kg	73,7 kg		2
Areia	45,0 kg	55,3 kg		2
Água	210,0 kg	258,1 kg		3

(1) BARBOZA E BASTOS. Traços de concreto para obras de pequeno porte.

(2) SILVA, 2006.

(3) Ficha de produto: Chapisco Plus. Disponível em: <http://bra.sika.com/>. Acesso em 20 nov. 2013.

Para calcular a quantidade de PVC utilizada na confecção dos tubos usados na construção da ETE foi necessário conhecer o comprimento padrão do tubo e a partir do quantitativo de serviços e materiais da ETE estudada, calculou-se o número de tubos necessários, assim com a massa para cada tubo chegou-se ao valor total expresso em massa para cada um dos diâmetros dos tubos de PVC (Tabela 15).

Tabela 15 – Quantidade de PVC utilizado para a construção da ETE

PVC	Quantitativo da ETE	Nº de Tubos	Massa por tubo	Peso total	Fonte
Tubo PVC PBS 400 mm	8,0 m	2	108 kg	216 Kg	1
Tubo PVC PBS 200 mm	86,4 m	15	26 kg	390 Kg	1
Tubo PVC PBS 150 mm	86,0 m	15	17 kg	255 Kg	1
Tubo PVC PBS 100 mm	195,8 m	33	8 kg	264 Kg	1
Comprimento padrão do tubo	6,0 m				

(1) Disponível em: <http://www.hidroluna.com.br>. Acesso em: 27 nov. 2013.

Para calcular a quantidade da forma em madeira serrada, como o quantitativo de serviços e materiais da ETE forneceu o valor em área de fôrma construída, essa área foi transformada para volume de madeira assumindo a espessura das tábuas igual a 2,0 cm. Assumi-se que as fôrmas eram confeccionadas em Pinheiro-do-Paraná (*Araucaria angustifolia*) a 15% de umidade, também foi calculada a massa total de madeira a partir da densidade aparente do Pinheiro-do-Paraná. A Tabela 16 mostra os valores assumidos para calcular o volume e a massa total de madeira usada na construção da ETE estudada.

Tabela 16 – Quantidade da fôrma em madeira utilizada para a construção da ETE

Forma em madeira serrada	Quantidade	Comentários	Fonte
Área construída de fôrma de madeira da ETE	88,5 m ²	Dimensão da tábua: 3,0 x 0,3 x 0,02 cm	
Espessura da tábua	2,0 cm	Pinheiro-do-Paraná (<i>Araucaria angustifolia</i>) a	1
Volume total	17,7 m ³	15% de umidade.	

(1) Disponível em: <http://www.madeiras.tripod.com>. Acesso em: 27 nov. 2013.

Para calcular a quantidade de blocos cerâmicos foi necessário saber a quantidade de blocos utilizada por área de alvenaria construída. A massa de blocos utilizada foi obtida a partir do produto da quantidade de blocos cerâmicos pela massa unitária dos blocos, mostrado na Tabela 17.

Tabela 17 – Quantidade de blocos cerâmicos utilizados na construção da ETE

Bloco	Quantidade	Comentário	Fonte
Área de alvenaria da ETE	32,4 m ²	Foi considerado o bloco cerâmico de 6 furos com dimensão: 9x19x24 cm.	
Quantidade de blocos	20 un/m ²		1
Total de blocos	648 un		
Massa de um bloco	2,8 Kg		1
Massa total dos blocos	1.813,8 Kg		

(1) Disponível em: <http://www.ceramicasaojose-se.com.br>. Acesso em: 27 nov. 2013.

Para calcular a quantidade de brita usada como material suporte dos leitos dos *wetlands* construídos foi necessário conhecer o valor da massa específica aparente que corresponde ao volume real ocupado pela brita, considerando um índice de vazios igual a 0,5. Com a massa específica aparente foi possível calcular a massa total de brita usado na confecção do leito dos *wetlands*. A massa total de brita corresponde ao total utilizada no preenchimento dos 4 leitos Tabela 18.

Tabela 18 – Quantidade de brita usada no preenchimento dos leitos dos *wetlands* construídos

Brita	Quantidade	Fonte
Volume de brita	589,8 m ³	
Massa específica da brita (granulado graúdo)	2.930 kg/m ³	1
Massa específica aparente	1.465 kg/m ³	2
Massa total de brita como material suporte dos <i>wetlands</i>	864.057 kg	
Massa de brita para cada leito dos <i>wetlands</i>	216.014 kg	

Para calcular a quantidade de fibra de vidro usada na confecção dos elementos estruturais específicos da ETE estudada como: defletores, calhas e caixa de distribuição do reator UASB, caixa de divisão de fluxo e tampas de inspeção do reator UASB e do

tanque de contato, as dimensões desses elementos foram obtidas nas plantas de engenharia da ETE. Com os volumes calculados, e a massa específica da resina de poliéster reforçada com fibra de vidro (PRFV), calculou-se a massa total da fibra de vidro usada na construção da ETE estudada (Tabela 19).

Tabela 19 – Volumes dos elementos específicos da ETE e massa total dos elementos confeccionados em fibra de vidro reforçada

Fibra de vidro	Quantidade	Unidade	Comentário	Fonte
Volume defletor Reator UASB	0,101	m ³	Para o cálculo do volume dos elementos em fibra de vidro foram medidas as áreas e espessuras de cada um no projeto da ETE fornecido no programa computacional AutoCad®.	
Volume calhas Reator UASB	0,003	m ³		
Volume tampas de inspeção	0,439	m ³		
Volume caixa de distribuição Reator UASB	0,025	m ³		
Volume caixa de divisão de fluxo	0,084	m ³		
Volume total dos elementos confeccionados em fibra de vidro	0,652	m ³		
Massa específica da resina de poliéster reforçada com fibra de vidro (PRFV)	1400	Kg/m ³		1
Massa total de PRFV utilizada na construção da ETE	912,9	Kg		

(1) Disponível em: <http://www.mlfiber.com.br/>. Acesso em: 05 dez. 2013.

A Tabela 20 mostra a quantidade total de cada um dos materiais calculados para a fase de construção da ETE estudada considerando a vida útil da estação igual a 20 anos.

Tabela 20 – ICV da fase de construção da ETE

Entradas/ Processo do Ecoinvent	Total em 20 anos	Total por ano	Correlação da UF
Reinforcing steel {GLO} market for	38.573,5 Kg	1.929 Kg	0,055 Kg
Cement, Portland {RoW} market for	54.462,7 Kg	2.723 Kg	0,078 Kg
Sand {GLO} market for	174.143,2 Kg	8.707 Kg	0,248 Kg
Gravel, crushed {GLO} market for	1.036.444,8 Kg	51.822 Kg	1,479 Kg
Tap water {RoW} market for	37.139,5 Kg	1.857 Kg	0,053 Kg
Extrusion, plastic pipes {GLO} market for	1.125,0 Kg	56 Kg	0,002 Kg
Sawnwood, hardwood, raw, kiln dried {RoW} market for	17,7 m ³	1 m ³	0,000 m ³
Brick {GLO} market for	1.813,8 Kg	91 Kg	0,003 Kg
Glass fibre {GLO} market for	912,9 Kg	46 Kg	0,001 Kg

Fase de operação da ETE (ETE_Op)

Para o cálculo das entradas e saídas da fase de operação foram utilizados dados secundários disponibilizados em estudos anteriores realizados na ETE estudada, dados de trabalhos científicos publicados e fichas técnicas de produtos químicos.

Os dados de entrada considerados para a fase de operação foram: a solução de hipoclorito de sódio, a energia consumida pela bomba dosadora de solução de hipoclorito de sódio e a quantidade de brita substituída durante a troca dos leitos dos *wetlands* construídos. Os dados de saída se referem: às emissões atmosféricas do reator UASB e dos *wetlands* construídos.

O consumo de energia da bomba dosadora de solução de hipoclorito de sódio foi estimado a partir do período de funcionamento da bomba que opera 24h por dia e da potência do acionador de 30W de acordo com o catálogo do fabricante da bomba considerando uma eficiência de 65%. A Tabela 21 mostra o período de funcionamento total e o consumo total de energia pela bomba durante 20 anos.

Tabela 21– Consumo de energia da bomba dosadora

	Quantidade	Em 20 anos
Funcionamento da bomba	24 h	175.200 h
Potência do acionador	30 W	
Energia consumida	0,72 kWh	126.144 kW

Para calcular a quantidade de solução de hipoclorito de sódio (NaClO) usada para a desinfecção do efluente final da ETE, considerou-se a dosagem de acordo com Pianowski e Janissek (2003) (Tabela 22).

Tabela 22 – Total da solução de hipoclorito de sódio com 15% de cloro ativo usada na WWTP

	Quantidade	Fonte
Dosagem de hipoclorito de sódio	30 mg/L	1
Vazão total em 20 anos	700.800 m ³	
Quantitativo total da solução de NaClO	21.024,0 kg	

(1) Pianowski e Janissek, 2003

Como o tempo de vida útil da ETE é igual a 20 anos, devido a colmatação de um dos leitos dos *wetlands*, será necessário a troca do material suporte (brita) de um leito dos *wetlands* a cada 5 anos, contabilizando três trocas do material de enchimento dos leitos durante a vida útil da estação. Assim, a quantidade de brita usada para a troca dos leitos dos *wetlands* é a massa de cada leito dos *wetlands* na fase de construção (Tabela 18), multiplicado pela quantidade de trocas necessárias (3 trocas). Consequentemente, a mesma quantidade de brita usada para a troca dos leitos é retirada da ETE como resíduo na fase de construção, chamado nesse estudo de brita com biofilme agregado. A quantidade de brita calculada para a troca dos leitos e saída como resíduo é mostrado na Tabela 23.

Tabela 23 – Quantidade de brita para a troca dos leitos e como resíduo da ETE

Peso total de brita	Quantidade	Unidade
Para cada leito dos <i>wetlands</i>	216.014,3	kg
Para a troca dos leitos	648.042,8	kg
Brita com biofilme agregado	648.042,8	kg

Para calcular as emissões atmosféricas do reator UASB foi utilizado o estudo Lobato *et al.* (2012).

A caracterização do efluente final da WWTP, apresenta 25% da DQO afluente no efluente final após as etapas do tratamento (Tabela 24).

Tabela 24 – DQO afluente e efluente do reator UASB

Parâmetro	Quantidade	Unidade	Carga	Percentual
DQO afluente	767,8	mg O ₂ /L	3,1 Kg/h	100 %
DQO efluente	190,0	mg O ₂ /L	0,8 Kg/h	25 %

No inventário, foram incluídos a quantidade de lodo retido e o CH₄ presente no biogás, sendo quantificados para o período de vida útil da ETE como mostrado na Tabela 25.

Tabela 25 – Quantidade total de lodo retido e metano (biogás) gerado no reator UASB

	Carga	Quantitativo total
Lodo retido	0,3 kg/h	53.810,2 kg
CH ₄ biogás	0,8 kg/h	132.373,2 kg

Trabalhos anteriores, Van Haandel; Letinga, (1994); Coelho *et al.* (2006); Noyola *et al.*, (2006) e Souza (2010), mostram que a fração de sulfeto que sai no biogás, é ínfima justificando a retirada do H₂S do inventário das emissões atmosféricas do reator UASB operando em condições normais.

Para calcular as emissões atmosféricas de metano e óxido nitroso dos *wetlands* construídos foram utilizadas equações retiradas de um relatório do *Intergovernmental Panel Climate Change* (2013) sobre sistemas de *wetlands*.

A equação geral para estimar a emissão de metano (CH₄) de *wetlands* construídos para tratamento de esgoto doméstico é fornecida na eq.(1).

$$\text{Emissões CH}_4 = \sum_j (\text{TOW}_j \times \text{EF}_j) + \sum_{i,j} (\text{TOW}_{i,j} \times \text{EF}_j) \quad (1)$$

Onde,

Emissões CH₄ = kg CH₄/ano

TOW_j = Matéria orgânica total no esgoto em kg DBO/ano ou kg DQO/ano

EF_j = Fator de Emissão, kg CH₄/kg DBO (para esgoto doméstico)

i = Setor industrial

j = Tipo de *wetland* construído

Como o presente estudo não aborda o esgoto industrial e só apresenta um tipo de *wetland* construído, de fluxo horizontal, o somatório da segunda parte da equação (1) foi desconsiderado no cálculo.

TOW corresponde ao total de matéria orgânica no esgoto tratado no *wetland* para esgoto doméstico, e considerando que não há despejo de esgoto industrial pode ser fornecido pela equação (2).

$$\text{TOW}_j = P_j \times \text{DBO} \times 365 \quad (2)$$

TOW = kg DBO/ano

P_j = População cujo esgoto é tratado no *wetland*

DBO = geração de DBO em kg/pessoa/dia

O Fator de Emissão é dado em função da eq.(3).

$$EF_j = B_o \times MCF_j \quad (3)$$

Onde,

B_o = Capacidade máxima de produção de CH_4 , expressa em $kg\ CH_4/kg\ DBO$ para esgoto doméstico

MCF = Fator de Correção do Metano

j = Tipo de *wetland* construído

Segundo o IPCC (2013) o valor padrão de B_o para esgoto doméstico é igual a $0,6\ kg\ CH_4/kg\ DBO$. O MCF é calculado pela relação entre o Carbono Orgânico Total (TOC) inicial e o fluxo de emissão de CH_4 de acordo com análises de taxas de conversão de CH_4 da literatura, indicando a produção máxima de CH_4 para cada tipo de *wetland* construído. O valor de MCF para *wetlands* construídos de fluxo horizontal subsuperficial é $0,1$.

Essas equações foram usadas para calcular as emissões de CH_4 dos *wetlands* da ETE em estudo. O parâmetro DBO de entrada dos *wetlands* estudada apresenta uma concentração média de $123\ mg/L$, obtido a partir do estudo de Ferreira (2013), com carga de $0,49\ kg/h$. Assim, foi calculado o valor de emissão de CH_4 por ano e a emissão total de CH_4 durante a vida útil da estação (Tabela 26).

Tabela 26 – Valores calculados para chegar ao total de emissão de CH_4 dos *wetlands*

Parâmetros	Quantidade
DBO	0,49 kg/h
TOW	4.309,9 kg DBO/ano
EF _j	0,06 kg CH_4 /Kg DBO
Emissões CH_4	258,6 kg CH_4 /ano
Emissão total de CH_4	5.171,9 kg CH_4

A equação geral para estimar a emissão de óxido nitroso (N_2O) de *wetlands* construídos para tratamento de esgoto doméstico é dada na eq.(4).

$$\text{Emissões } N_2O = \sum_j (N_j \times EF_j \times 44/28) + \sum_{i,j} (N_{i,j} \times EF_j \times 44/28) \quad (4)$$

Onde,

Emissão N_2O = $kg\ N_2O/ano$

N_j = Nitrogênio total no esgoto doméstico em $kg\ N/ano$

$N_{i,j}$ = Nitrogênio total no esgoto industrial em $kg\ N/ano$

EF_j = Fator de Emissão, $kg\ N_2O-N/kg\ N$

i = Setor industrial

j = Tipo de *wetland* construído

O fator $44/28$ é a conversão de $kg\ N_2O-N$ em $kg\ N_2O$.

Como o presente estudo não aborda o esgoto industrial e só apresenta um tipo de *wetland* construído, de fluxo horizontal, o somatório da segunda parte da Eq.(4) foi retirado do cálculo.

O N_j foi calculado a partir do Nitrogênio Total de entrada mostrado na Tabela 32. O Fator de Emissão para N_2O emitido de *wetlands* de fluxo horizontal subsuperficial tratando esgoto doméstico é 0,0079kg N_2O-N/kg N (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, 2013b). A partir da eq.(4) foram calculadas as emissões de N_2O dos *wetlands* da ETE em estudo. Com o valor de emissão de N_2O por ano foi possível calcular a emissão total de N_2O durante a vida útil da estação, mostrados na Tabela 27.

Tabela 27 – Emissão total de N_2O dos *wetlands*

Parâmetros	Total
N_j	1617,1 kg N/ano
EF_j	0,0079 kg N_2O-N/Kg N
Emissões N_2O	20,1 kg N_2O /ano
Emissão total de N_2O	401,5 kg N_2O

O CML usa os coeficientes do IPCC, que considera como biogênico o dióxido de carbono produzido pela degradação do carbono em águas residuárias, não entrando como poluente nas emissões para o ar, por assumir que faz parte do ciclo natural de carbono (RENOU, *et al.*, 2008; FOLEY *et al.*, 2010). Assim, o CO_2 produzido no reator UASB e nos *wetlands* construídos é considerado biogênico, não sendo contabilizado nesse estudo.

Tabela28 – ICV da fase de operação da ETE

Entradas/ Processo Ecoinvent	Total em 20 anos	Total por ano	Correlação com UF
Gravel, crushed {GLO} market for	648.042,8 kg	32.402 kg	0,925 kg
Sodium hypochlorite, without water, in 15% solution state {GLO} market for	21.024,0 kg	1.051 kg	0,030 kg
Electricity, medium voltage {BR} market for	126.144,0 kWh	6.307 kWh	0,180 kWh
Emissões para o ar			
Methane, biogenic	137.545,1 kg	6.877 kg	0,196 kg
Dinitrogenmonoxide	401,5 kg	20 kg	0,001 kg
Resíduo			
Waste, final, inert	648.042,8 kg	32.402 kg	0,925 kg

Fase de operação da disposição do lodo (Disposição do lodo_Op)

Tabela29 – ICV da fase de operação da Disposição do lodo

Entradas/ Processo Ecoinvent	Total em 20 anos	Total Por ano	Correlação com UF
Sludge	80.715,3 kg	4.036 kg	0,115 kg
Transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO4 {RoW}	1.775,7 tkm	89 tKm	0,003 tkm
Emissões para água			
Solids, inorganic	3.228,6 kg	161 kg	0,005 kg
Nitrogen	97 kg	5 kg	0,000 kg
Phosphorus	81 kg	4 kg	0,000 kg
Potassium	32 kg	2 kg	0,000 kg

Fase de construção da Descarga do efluente tratado (Descarga_Co)

Cálculos para a escavação manual.

Tabela 30- Quantidade de tubos utilizados para a construção da estação elevatória

Tubos	Distância	Massa	Peso total
Distância da ETE ao rio	152 m	16 kg/m	2.432 kg

Tabela31–ICV da fase de construção da descarga do efluente final tratado

Entradas/ Processo Ecoinvent	Total em 20 anos	Total por ano	Correlação da UF
Cast iron {GLO} market for	2.432,0 kg	122 kg	0,003 kg

Fase de operação da Descarga do efluente tratado (Descarga_Op)

Os parâmetros físico-químicos utilizados para caracterização do esgoto bruto e do efluente final tratado nesse estudo foram: DBO₅, DQO, SS, Amônia (N-NH₃), Nitrogênio total (N-Total), Nitrato (N-NO₃⁻), Fósforo, total (P-Total) e Cloro (Cl₂). Considerou-se o sistema conservativo e a vazão dividida de forma equânime para as quatro unidades de *wetlands* construídos.

A Tabela 32e

Tabela 33 mostram os valores médios das concentrações para cada parâmetro do esgoto bruto e do efluente final tratado, as concentrações foram multiplicadas pela vazão para obtenção da carga aplicada referente a cada parâmetro. O quantitativo total é o somatório de toda a carga aplicada durante 20 anos de vida útil da estação.

Tabela 32– Concentração, carga e quantitativo total para os parâmetros do esgoto bruto

Parâmetros bruto	esgoto	Quantidade	Vazão	Carga	Total	Fonte
BOD ₅		321,5 mg O ₂ /L	4,0 m ³ /h	1,3 kg/h	225.328,2 kg	1
COD		767,8 mg O ₂ /L	4,0 m ³ /h	3,0 kg/h	538.102,3 kg	1
Sólidos em suspensão		278,0 mg SS/L	4,0 m ³ /h	1,1 kg/h	194.843,4 kg	1
Nitrogênio Amoniacal		38,0 mg N-H ₃ /L	4,0 m ³ /h	0,2 kg/h	26.665,4 kg	2
Nitrogênio Total Kjeldahl		46,2 mg N/L	4,0 m ³ /h	0,2 kg/h	32.341,9 kg	2
Fósforo Total		7,3 mg P/L	4,0 m ³ /h	0,03 kg/h	5.080,8 kg	2

(1) OLIVEIRA, 2013.

(2) FERREIRA, 2013.

Tabela 33 - Concentração, carga e quantitativo total para os parâmetros do efluente final

Parâmetros efluente tratado	Quantidade	Vazão	Carga	Total
DBO	21,4 mg O ₂ /L	4,0 m ³ /h	0,09 kg/h	14.962,1 kg
DQO	95,5 mg O ₂ /L	4,0 m ³ /h	0,38 kg/h	66.947,4 kg
Sólidos em suspensão	18,0 mg SS/L	4,0 m ³ /h	0,07 kg/h	12.614,4 kg
Nitrogênio Amoniacal	39,5 mg N-NH ₃ /L	4,0 m ³ /h	0,16 kg/h	27.664,1 kg

Nitrogênio Total Kjeldahl	45,8 mg N/L	4,0 m ³ /h	0,18 kg/h	32.061,6 kg
Nitrato	1,8 mgN-NO ₃ ⁻ /L	4,0 m ³ /h	0,01 kg/h	1.226,4 kg
Fósforo Total	7,90 mgP/L	4,0 m ³ /h	0,032 kg/h	5.536,3 Kg
Cloro residual	0,78 mgCl ₂ /L	4,0 m ³ /h	0,003 kg/h	546,6 Kg

Tabela34–ICV da fase de operação da descarga do efluente final tratado

Entradas/ Processo Ecoinvent	Total em 20 anos	Total por ano	Correlação da UF
Electricity, medium voltage {BR} market for	96.077,4 kWh	4.804 kWh	0,137 kWh
Wateremissions			
BOD ₅ , BiologicalOxygenDemand	14.962,1 kg	748 kg	0,021 kg
COD, ChemicalOxygenDemand	66.947,4 kg	3.347 kg	0,096 kg
Suspendedsolids, unspecified	12.614,4 kg	631 kg	0,018 kg
Ammonia, as N	27.664,1 kg	1.383 kg	0,039 kg
Nitrogen, total	32.061,6 kg	1.603 kg	0,046 kg
Nitrate	1.226,4 kg	61 kg	0,002 kg
Phosphorus, total	5.536,3 kg	277 kg	0,008 kg
Chlorine	546,6 kg	27 kg	0,001 kg
Methane	95.244 kg	4.762 kg	0,136 kg

APÊNDICE B - Metodologia de cálculo do ICV para os Cenários

Metodologia de cálculo do ICV para o cenário base (CB)

Entradas	Un	Cenário Base	Metodologia de cálculo
Eletricidade	kWh	23.139	Correlação com a Tabela 3
Transporte	tKm	1.516	Calculado
Água subterrânea	m ³	10.000	Demanda da cultura
Fertilizante mineral NPK	kg	1.352	Medeiros <i>et al.</i> , 2020
Queima de GLP	GJ	860	Mesmo valor do biogás
Saídas			
Lodo biológico	m ³	277	Calculado
Emissões para a água			
Efluente final tratado	m ³	168.776	Estimada para um município de 5.000 hab.
DBO ₅	kg	3.544	Correlação com a Tabela 3
DQO	kg	16.202	
Sólidos em Suspensão	kg	3.038	
Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)	kg	7.764	
Nitrato (N-NO ₃)	kg	338	
Fósforo Total (P-Total)	kg	1.350	
Metano dissolvido	kg	10.238	
Emissões para o ar			
Metano (CH ₄)	kg	59.109	Correlação com a Tabela 3
Óxido nitroso (N ₂ O)	kg	169	Correlação com a Tabela 3

Cálculo da vazão estimada para um município estimado com 5.000 hab.

Município	Pop	Consumo médio, BA, SNIS 2018 (QPC)	Coefficiente de retorno	Vazão média estimada (m ³ /ano)
Pequeno porte populacional	5.000	115,6	0,8	168.776

Dados obtidos a partir da correlação com ICV (Tabela 3)

Produtos	Unidade Funcional		CB	
Volume de efluente final tratado	1	m ³	168776	m ³
Entradas				
Correlação				
Eletricidade	0,137	kWh/m ³	23.139	kWh/ano
Emissões para o ar				
Correlação				
Metano (CH ₄) UASB	0,343	kg/m ³	57.928	kg/ano
Metano (CH ₄) CW	0,007	kg/m ³	1.181	kg/ano
Óxido nitroso (N ₂ O)	0,001	kg/m ³	169	kg/ano
Emissões para a água				
Correlação				
DBO ₅ (Demanda Bioquímica de Oxigênio)	0,021	kg/m ³	3.544	kg/ano
DQO (Demanda Química de Oxigênio)	0,096	kg/m ³	16.202	kg/ano
Sólidos em Suspensão	0,018	kg/m ³	3.038	kg/ano
Nitrogênio Amoniacal (N-NH ₃)	0,039	kg/m ³	6.582	kg/ano

Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)	0,046	kg/m ³	7.764	kg/ano
Nitrato (N-NO ₃ -)	0,002	kg/m ³	338	kg/ano
Fósforo Total (P-Total)	0,008	kg/m ³	1.350	kg/ano
Metano dissolvido	0,061	kg/m ³	10.238	kg/ano

Cálculo do lodo e do transporte

Coefficiente de produção de sólidos	0,15 kgSS/kg DQO	
Carga orgânica de DQO aplicada	355 kg/d	
Produção de lodo estimada	53,3 kgSST/d	19438 kg/ano
Fração volátil	21,3 kg/d	
Percentual da digestão no reator UASB	55 %	
Produção de lodo volátil estimada	22,0 kg/d	
Total de lodo	31,3 kg/d	11.420 kg/ano
Volume diário de lodo	0,76 m ³ /d	277 m ³ /ano
Teor de sólidos do lodo	4 %	
Distância para o aterro	50 Km	
Transporte do lodo para o aterro	1.142 tKm	

Cálculo do fertilizante

Para o uso de fertilizante mineral NPK (nitrogênio, fósforo e potássio), utilizou-se os dados de Medeiros *et al.* (2020) aplicado para um município no estado da Bahia.

Fração elementar de cada elemento por material fertilizante.

FERTILIZANTE	Qtd. (kg/ha)	Macronutrientes			Enchimento
		N	P ₂ O ₅	K ₂ O	
Ureia [NH ₂ CONH ₂] 46-00-00	459,0	211,1	-	-	247,9
NPK 10-50-00	137,0	13,7	68,5		54,8
NPK 00-00-60	80,0	-	-	48,0	32,0
Total	676,0	224,8	68,5	48,0	334,7
2 ciclos	1.352,0	449,7	137,0	96,0	669,3

Metodologia de cálculo do ICV para o cenário proposto (CP)

Entradas	Un	Cenário Proposto	Fonte
Eletricidade	kWh	21.768	Correlação Tabela 3
Transporte	tKm	2.907	Calculado
Fertilizante mineral NPK	kg	259	Medeiros <i>et al.</i> , 2020
Queima de biogás	GJ	860	Calculado
Serragem	kg	3.116	Calculado
Saídas			
Biogás	m ³	37.230	Calculado
Fertirrigação efluente tratado	m ³	10.000	Demanda da cultura
Lodo compostado	kg	11.420	Calculado
Emissões para a água			

Efluente final tratado	m ³	158.776	
DBO ₅	kg	3.334	
DQO	kg	15.242	
Sólidos em Suspensão	kg	2.858	Correlação com
Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)	kg	7.304	a Tabela 3
Nitrato (N-NO ₃ -)	kg	318	
Fósforo Total (P-Total)	kg	1.270	
Metano dissolvido	kg	9.631	
Emissões para o ar			
Metano (CH ₄)	kg	17.607	Calculado
Óxido nitroso (N ₂ O)	kg	170	Calculado
Compostos orgânicos voláteis (COV)	kg	14	Calculado
Amônia	kg	1	Calculado
Monóxido de carbono (CO)	kg	266	Calculado
Dióxido de enxofre (SO ₂)	kg	21	Calculado
Óxidos de nitrogênio (NOx)	kg	174	Calculado
Compostos orgânicos voláteis não-metano (NMVOC)	kg	9	Calculado
Formaldeído (CH ₂ O)	kg	7	Calculado
Emissões para o solo			
Nitrogênio	kg	248	Calculado
Fósforo	kg	27	Calculado
Potássio	kg	9	Calculado
Arsênio	g	1	Calculado
Cádmio	g	27	Calculado
Cromo	g	214	Calculado
Cobre	g	3.380	Calculado
Níquel	g	249	Calculado
Chumbo	g	1	Calculado
Zinco	g	9.239	Calculado

Dados obtidos a partir da correlação com ICV (Tabela 3)

A vazão da descarga do efluente final tratado para o corpo hídrico receptor corresponde a vazão estimada para um município com 5.000 hab., menos a vazão para a fertirrigação de 10.000 m³.

Entradas	Correlação	Cenário Proposto
Eletricidade	0,137 kWh/m ³	21.768 kWh/ano
Emissões para a água		
	Correlação	
DBO ₅ (Demanda Bioquímica de Oxigênio)	0,021 kg/m ³	3.334 kg/ano
DQO (Demanda Química de Oxigênio)	0,096 kg/m ³	15.242 kg/ano
Sólidos em Suspensão	0,018 kg/m ³	2.858 kg/ano
Nitrogênio Amoniacal (N-NH ₃)	0,039 kg/m ³	6.192 kg/ano
Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)	0,046 kg/m ³	7.304 kg/ano
Nitrato (N-NO ₃ -)	0,002 kg/m ³	318 kg/ano

Fósforo Total (P-Total)	0,008	kg/m ³	1.270 kg/ano
Metano dissolvido	0,061	kg/m ³	9.631 kg/ano

Cálculo da serragem e transporte

Entradas		Cometários	
Serragem	3.116 kg/ano	Para cada 430 kg de lodo, 117 kg de serragem Lima, <i>et al.</i> (2018)	
Total de lodo	1.420 kg/ano		
Serragem 100 Km	623.230 kgKm	Ida e volta	
Aplicação do lodo na agricultura 100 Km	2.283.957 kgKm	Ida e volta	
Transporte	2.907 tKm		

Cálculo do fertilizante

Para o uso de fertilizante mineral NPK (nitrogênio, fósforo e potássio), utilizou-se os dados de Medeiros *et al.* (2020) aplicado para um município no estado da Bahia.

Fração elementar de cada elemento por material fertilizante.

FERTILIZANTE	Qtd. (kg/ha)	Macronutrientes			Enchimento
		N	P ₂ O ₅	K ₂ O	
Ureia [NH ₂ CONH ₂] 46-00-00	459,0	211,1	-	-	247,9
NPK 10-50-00	137,0	13,7	68,5		54,8
NPK 00-00-60	80,0	-	-	48,0	32,0
Total	676,0	224,8	68,5	48,0	334,7
2 ciclos	1.352,0	449,7	137,0	96,0	669,3

Nutrientes disponível no bio sólido baseado no estudo de Lima *et al.* (2018).

Nutrientes	Calculado
Nitrogênio (% base seca)	4,44 507,04 kg/ano
Fósforo (mg/kg, base seca)	4733 54,05 kg/ano
Potássio (mg/kg, base seca)	3538 40,40 kg/ano

A cultura agrícola ainda demanda uma quantidade complementar de fertilizante.

FERTILIZANTE	Qtd. (kg/ha)	Macronutrientes			Enchimento
		N	P ₂ O ₅	K ₂ O	
NPK 10-50-00	166,0	16,6	83,0		66,4
NPK 00-00-60	93,3	-	-	56,0	37,3
Total	259,3	16,6	83,0	56,0	103,7

Cálculo da produção de biogás a partir dos dados do ProBio

Dados inseridos no programa

DQO afluente	767,8 mg/L	ETE
Vazão	462 m ³ /d	168.776 m ³ /ano

Dados ProBio 1.0 - cenário melhor

Eficiência remoção DQO	70 %
Eficiência redução SO ₄	70 %
Coef. produção de lodo	0,15 (kgSV/kgDQO rem)
Coef. produção DQO-lodo	0,213 (kgDQO-lodo/kgDQOrem)
Temperatura operacional do reator	25 °C

Produção de metano e biogás

% de metano no biogás	70,8 %
Perda de metano dissolvido no efluente	15,2 mg/L
Carga DQO convertida em CH ₄	233 KgDQO-CH ₄ /d
Produção real de metano no biogás	72,1 m ³ /d
Produção real de biogás	102 m ³ /d 37.230 m³/ano

Perdas de metano e de energia

Perda de DQO metano com o efluente	35 kgDQO-CH ₄ /d	12.775 kgCH ₄ /ano
Perda de DQO metano com o gás residual	5 kgCH ₄ /d	1.825 kgCH ₄ /ano
Outras perdas de DQO metano	5 kgCH ₄ /d	1.825 kgCH ₄ /ano
Perda volumétrica de metano com o efluente	13,4 m ³ /d	
Perda volumétrica de metano com o gás residual	1,9 m ³ /d	
Outras perdas volumétricas de metano	1,9 m ³ /d	
Total perdas	17,2 m ³ /d	16.425 kgCH ₄ /ano
Perda de potencial energético	155,8 kWh/d	
Densidade do metano	0,656 kg/m ³	
Total emissão de metano no UASB	278 kgCH ₄ /d	101.470 KgCH ₄ /ano

Potencial de geração de energia

Produção normalizada de metano	66,1 Nm ³ /d	
Taxa de emissão de metano	434,1 ton CO ₂ eq	
Energia química disponível	654,2 kWh/d	
Produção normalizada de biogás	93,4 Nm ³ /d	
Biogás com potencial de queima (heat)	238.783 kWh/ano	860 GJ/ano

Cálculo das emissões para o ar

Emissão de metano

Emissões do CW	1.181 kg
Total de perdas reator UASB	16.425 kg
Compostagem	0,39 kg
Total de CH ₄	17.607 kg

Emissão de óxido nitroso

Cenário base	169 kg
Compostagem	1 kg
Total de N ₂ O	170 kg

As emissões gasosas durante a compostagem foram baseadas em Martínez-Blanco *et al.* (2010).

Emissões gasosas do processo de compostagem		Martinez-Blanco et al. (2010)
Substância	Fator (kg/t)	Calculado
COV	1,21	13,82 kg/ano
NH ₃	0,11	1,26 kg/ano
CH ₄	0,034	0,39 kg/ano
N ₂ O	0,092	1,05 kg/ano

As emissões atmosféricas devido a queima do biogás foram calculadas a partir dos fatores de emissão da combustão direta do biogás apresentados por Paoliniet *al.* (2018).

Fatores de emissão	Paoliniet <i>al.</i> , 2018	Calculado
CO	g/GJ 310	266.482
SO ₂	g/GJ 25	21.490
NO _x	g/GJ 202	173.643
NMVOC	g/GJ 10	8.596
CH ₂ O	g/GJ 8,7	7.479

Cálculo das emissões para o solo

Segundo Cunha, Francisco e Prochnow (2018) os sistemas agrícolas absorvem 51% do nitrogênio, 50% do fósforo e 77% do potássio dos fertilizantes aplicados no mesmo ano.

Composto	Lima <i>et al.</i> , (2018)	Calculado	Perdas	Emissões para o solo
Nitrogênio (% , base seca)	4,44	507,04 kg/ano	49%	248 kg/ano
Fósforo (mg/kg, base seca)	4733	54,05 kg/ano	50%	27 kg/ano
Potássio (mg/kg, base seca)	3538	40,40 kg/ano	23%	9 kg/ano

Emissões de metais pesados

Composto final (Lima, 2018)	Calculado
mg/kg (base seca)	g
As	0,006 0,07
Cd	2,39 27,24
Cr	18,76 214,24
Cu	296 3.380,26
Ni	21,85 249,48
Pb	0,005 0,06
Zn	809 9.238,61

APÊNDICE C - Recuperação de recursos nos municípios baianos

A partir dos dados obtidos dos municípios listados na Tabela 5, foi calculado o potencial de recuperação de recursos apresentado na Figura 21.

Cálculo da energia disponível para recuperação energética do biogás

Total dos municípios		
DQO afluente	500,0	mg/L
Vazão	6171	m ³ /d
Dados ProBio 1.0 - cenário melhor		
Eficiência remoção DQO	70	%
Coef. produção de lodo	0,15	(kgSV/kgDQO rem):
Temperatura operacional do reator	25	°C
Produção de metano e biogás		
Produção real de metano no biogás	446,3	m ³ /d
Produção real de biogás	645,3	m ³ /d
Potencial de geração de energia		
Produção normalizada de metano	408,9	Nm ³ /d
Taxa de emissão de metano	2686,4	ton CO ₂ eq/ano
Energia química disponível	1.477.557	kWh/ano
Produção normalizada de biogás	591,2	Nm ³ /d

Cálculo da geração de lodo compostado

Produção de lodo estimada	1.112	kgSST/d	
Fração volátil	834	kg/d	
Percentual da digestão no reator UASB	55	%	
Produção de lodo volátil estimada	459	kg/d	
Total de lodo	653	kg/d	238 ton/ano
Volume diário de lodo	15,86	m ³	
Teor de sólidos do lodo	4	%	
Nutrientes no biossólido			
Nitrogênio (% , base seca)	4,44	10588	kg/ano
Fósforo (mg/kg, base seca)	4733	1129	kg/ano
Potássio (mg/kg, base seca)	3538	844	kg/ano

Cálculo da fertirrigação

Os cálculos da carga de nutrientes disponíveis no efluente final tratado foram baseados nas concentrações de nitrogênio total e fósforo total na saída do efluente final estudado (Tabela 1).

Município	Vazão (m³/d)	Nitrogênio (kg/d)	Fósforo (kg/d)
Maetinga	281,2	13	2
Catolândia	105,0	5	1
Lafaiete Coutinho	198,6	9	2
Lajedinho	150,9	7	1
Lajedão	215,4	10	2
Contendas do Sincorá	221,5	10	2
Gavião	235,9	11	2
Feira da Mata	344,7	16	3
Barra do Rocha	295,9	14	2
Jussiape	218,4	10	2
Vereda	216,3	10	2
Ichu	267,7	12	2
Itanagra	335,9	15	3
Guajeru	406,5	19	3
Macururé	344,3	16	3
Nova Itarana	266,0	12	2
Abaíra	342,5	16	3
Jucuruçu	406,5	19	3
Brotas de Macaúbas	403,3	18	3
Brejolândia	244,3	11	2
Muquém de São Francisco	266,2	12	2
Sebastião Laranjeiras	403,6	18	3
Total	6171	282	49
Total/ano	2.252.349	102.932	17.794