



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE FEIRA DE SANTANA  
DEPARTAMENTO DE TECNOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

Monique Cerqueira da Rocha Araujo

DEMANDA ENERGÉTICA E PEGADA DE CARBONO DE UM SISTEMA  
DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO – ESTUDO DE CASO, FEIRA DE  
SANTANA-BA

FEIRA DE SANTANA, BA - BRASIL  
MARÇO/2021

DEMANDA ENERGÉTICA E PEGADA DE CARBONO DE UM SISTEMA DE  
ESGOTAMENTO SANITÁRIO – ESTUDO DE CASO, FEIRA DE SANTANA-BA

Monique Cerqueira da Rocha Araujo

Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Estadual de Feira de Santana como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de mestre em ciências em engenharia civil e ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Eduardo Henrique Borges Cohim Silva

Coorientador: Prof. Dr. Diego Lima Medeiros

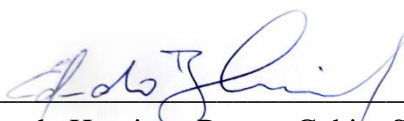
FEIRA DE SANTANA, BA - BRASIL  
MARÇO/2021

DEMANDA ENERGÉTICA E PEGADA DE CARBONO DE UM SISTEMA DE  
ESGOTAMENTO SANITÁRIO – ESTUDO DE CASO, FEIRA DE SANTANA-BA

Monique Cerqueira da Rocha Araujo

DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE ESTADUAL DE FEIRA DE SANTANA COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM CIÊNCIAS EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL.

Aprovada por:



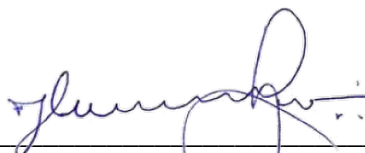
---

Prof. Eduardo Henrique Borges Cohim Silva, D. Sc.  
(Universidade Estadual de Feira de Santana)



---

Prof. Silvio Roberto Magalhães Orrico, D. Sc.  
(Universidade Estadual de Feira de Santana)



---

Prof. João Luiz Calmon Nogueira da Gama, D. Sc.  
(Universidade Federal do Espírito Santo)

### **Ficha Catalográfica – Biblioteca Central Julieta Carteado**

A687d Araújo, Monique Cerqueira da Rocha  
Demanda energética e pegada de carbono de um sistema de  
esgotamento sanitário – estudo de caso, Feira de Santana, BA / Monique  
Cerqueira da Rocha Araujo. –, 2021.  
97 f.:il.

Orientador: Eduardo Henrique Borges Cohim Silva  
Coorientador: Diego Lima Medeiros  
Dissertação(Mestrado) – Universidade Estadual de Feira de Santana,  
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, 2021.

1. Sistema de Esgotamento Sanitário - Ciclo de vida. 2.Gestão de  
águas residuais. 3. Sustentabilidade. I. Silva, Eduardo Henrique Borges  
Cohim,orient. II. Medeiros, Diego Lima, coorient III. Universidade  
Estadual de Feira de Santana. IV. Título.

CDU: 624: 504.0

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por todas as graças recebidas até aqui e as que ainda estão por vir. Sem Ele eu nada seria.

Agradeço aos meus pais e ao meu irmão por todo apoio e dedicação. Vocês são minha inspiração de vida. Agradeço a vocês por tanto amor.

Ao Professor Eduardo Cohim, meu orientador, que compartilhou experiências profissionais e se tornou uma grande inspiração profissional para mim. Tem todo o meu carinho e respeito. Ao Diego, meu coorientador por toda paciência, dedicação e disponibilidade.

Aos meus familiares pelo suporte e carinho. Sem a dedicação de vocês não conseguiria chegar até aqui.

Aos colegas do PPGECEA que conviveram comigo diariamente no primeiro ano de mestrado e que foram tão importantes nessa caminhada. E àqueles que mesmo durante a pandemia se fizeram presentes, pelas chamadas de vídeo e pelo WhatsApp. O compromisso de vocês me incentivou a concluir mais essa etapa.

Aos professores e funcionários do PPGECEA pelo aprendizado proporcionado, por me acolherem, pelo incentivo e apoio.

Aos funcionários da EMBASA, em especial Mayara e Daniel, que me acolheram com paciência e disponibilidade para a coleta de dados.

À CAPES pelo apoio financeiro permitindo dedicar-me integralmente ao desenvolvimento da pesquisa.

Resumo da Dissertação apresentada ao PPGECEA/UEFS como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestre em Ciências (M.Sc.)

DEMANDA ENERGÉTICA E PEGADA DE CARBONO DE UM SISTEMA DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO – ESTUDO DE CASO, FEIRA DE SANTANA-BA

Monique Cerqueira da Rocha Araujo

Março/2021

Orientador: Prof. Dr. Eduardo Borges Cohim

Coorientador: Prof. Dr. Diego Lima Medeiros

Programa: Engenharia Civil e Ambiental

Os sistemas de esgotamento sanitário (SES) recebem atenção especial por serem, em princípio, instalações essenciais à proteção da saúde pública e conservação do meio ambiente. Porém, o funcionamento dos SES requer o consumo intenso de energia, produz lodo em excesso, e emite significativa quantidade de gases de efeito estufa (GEE). Indicadores de desempenho ambiental devem ser levantados com o intuito de avaliar os impactos ambientais dos processos envolvidos, e incentivar os potenciais existentes de recuperação dos recursos. Dessa forma, esse estudo tem o objetivo de avaliar o ciclo de vida do SES utilizando como estudo de caso uma cidade no nordeste brasileiro, Feira de Santana – Bahia. A investigação inicial foi conduzida nos três subsistemas da cidade com diferentes configurações de tratamento nas fases de coleta e transporte, tratamento, e disposição final do esgoto tratado e do lodo excedente utilizando como ferramenta a Análise do Ciclo de Vida (ACV) nas fases de manutenção e operação. O SES avaliado demandou  $5,12 \text{ MJ}\cdot\text{m}^{-3}$  e emitiu  $3,73 \text{ kg CO}_2\text{eq}\cdot\text{m}^{-3}$ . Os resultados indicaram que os sistemas de tratamento anaeróbico em reatores tipo UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) são os principais emissores de metano e caso nenhuma alternativa de queima ou recuperação seja implantada estes elevam em 76 % as emissões de GEE. Ademais, a eletricidade do tratamento foi a que mais contribuiu com a Demanda de Energia Acumulada (DEA). Este estudo também ressalta a importância de incluir a manutenção da rede de coleta no inventário devido ao uso intensivo de combustíveis fósseis nessa etapa. Diante das limitações da ferramenta ACV e da complexidade da coleta de dados, foi incluída a análise de incerteza dos parâmetros de entrada. A análise de incerteza indicou os parâmetros que mais interferem os resultados finais da avaliação e que requerem maior atenção na melhoria da qualidade. Os resultados indicaram que as estimativas de dados locais, com maior precisão, principalmente de emissões de metano e óxido nitroso devem ser incentivadas. Os indicadores de construção civil também apresentaram maiores variações. A recuperação de energia e nutrientes pode promover redução da demanda energética e pegada de carbono dos SES.

**Palavras-chave:** Análise de sensibilidade; Sustentabilidade; Gestão de águas residuais; Incerteza; Monte Carlo.

Abstract of Dissertation presented to PPGECEA/UEFS as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science (M.Sc.)

ENERGY USE AND CARBON FOOTPRINT FOR A WASTEWATER TREATMENT SYSTEM – CASE STUDY, FEIRA DE SANTANA-BA

Monique Cerqueira da Rocha Araujo

March/2021

Advisor 1: Prof. Dr. Eduardo Borges Cohim

Advisor 2: Prof. Dr. Diego Lima Medeiros

Department: Civil and Environmental Engineering

Wastewater treatment systems (WWTS) receive special attention because they are essential facilities for public health and environmental protection. However, to achieve these objectives, the SES are energy-intensive, produce excess sewage sludge, and emit a significant amount of greenhouse gases (GHG). The quality indexes of the treatment facilities focus mainly on the effluent quality, the treatment efficiency, and environmental consequences for receiving water bodies. Some other indexes, no less important, must be promoted to minimize the environmental impacts of the collection, treatment, and final disposal of sewage, and to maximize the existing potentials for resource recovery. Thus, this study aims to assess the life cycle of SES using a case study of a city in northeastern Brazil, Feira de Santana–Bahia. The initial investigation was conducted in the three subsystems of the city with different treatment configurations, which were designed to meet the treatment standards of Brazilian legislation. This proposal uses as a tool the Life Cycle Assessment (LCA) that quantified the adverse environmental effects of its maintenance and operation. The evaluated WWTS presented  $5.12 \text{ MJ} \cdot \text{m}^{-3}$  and  $3,73 \text{ kg CO}_2\text{eq} \cdot \text{m}^{-3}$ . The results indicated that the anaerobic treatment systems in UASB reactors (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) are the main methane emission and if no burning or recovery alternatives are implemented, they increase GHG emissions by 76%. Besides, electricity consumption on treatment was the one that most contributed to the Cumulative Energy Demand (CED). This study also highlights the importance of including the maintenance of the collection network in the inventory due to the intensive use of fossil fuels. The limitations of the LCA tool and the complexity of data collection, the uncertainty analysis of the input parameters was included in the second proposed investigation. The uncertainty analysis indicated the parameters that substantially interfere with the results of the evaluation and that require greater attention on data collection. The results indicated that local estimation data, with greater precision, mainly of methane and nitrous oxide emissions, should be encouraged. The civil work indicators also showed greater variations. The recovery of energy and nutrients can promote a reduction in the energy demand and carbon footprint of the SES.

**Keywords:** Sensitivity analysis; Environmental Sustainability; Wastewater management; Uncertainty; Monte Carlo.

**LISTA DE FIGURAS**

Figura 1: Limites planetários .....	12
Figura 2: 17 objetivos do desenvolvimento sustentável distribuídos em três níveis: biosfera, sociedade e economia .....	13
Figura 3: Sistema de produto do SES–FSA centralizado.....	23
Figura 4: Demanda energética de 1 m <sup>3</sup> esgoto gerado que será coletado e tratado por subsistema do SES–FSA centralizado.....	32
Figura 5: Pegada de carbono de 1 m <sup>3</sup> de esgoto gerado por subsistema do SES–FSA centralizado.....	33
Figura 6: Análise de sensibilidade da pegada de carbono de 1 m <sup>3</sup> esgoto gerado que será coletado e tratado pelo SES–FSA centralizado.....	34
Figura 7: WWTS-JAC product system.....	52
Figura 8: Scheme of the Monte Carlo method to propagate uncertainty from input parameters to the environmental impact in the Global Warming Potential (GWP) and Cumulative Energy Demand (CED). .....	61
Figura 9: Comparison of LCA results by different stages in GWP.....	63
Figura 10: Comparison of LCA results by different stages on CED.....	65
Figura 11: Fluxograma dos cenários propostos .....	75
Figura 12: Esquema das unidades de tratamento da ETE Jacuípe II.....	76
Figura 13: Contribuições de cada cenário para demanda de energia acumulada .....	85
Figura 14: Contribuições de cada cenário para pegada de carbono por unidade funcional .....	86

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Resumo das características técnicas do SES–FSA em 2017.....	24
Tabela 2: Inventário de primeiro plano de 1 m <sup>3</sup> de esgoto gerado que será coletado e tratado por subsistema do SES–FSA centralizado.....	25
Tabela 3: Parâmetros das estimativas de emissão de metano e óxido nitroso.....	28
Tabela 4: Parâmetros da análise de sensibilidade das estimativas de emissão de dióxido de carbono fóssil, metano e óxido nitroso.....	31
Tabela 5: Demanda energética e pegada de carbono do SES–FSA e da literatura relevante.....	36
Tabela 6: Measurement models for each flow present in the LCI and defined according to the goal and scope of the LCA. ....	54
Table 7: Inputs with uniform PDF and their associated uncertainties.....	56
Table 8: Inputs with triangular PDF and their associated uncertainties.....	56
Table 9: Inputs with normal PDF and their associated uncertainties.....	57
Table 10: Summary of the parameters with lognormal distributions.....	58
Table 11: 100-year time horizon global warming potential (GWP), cumulative energy demand (CED) and their respective uncertainties for the database. ....	60
Table 12: Statistical parameters of the WWTS life cycle inventory.....	62
Table 13: Kessel’s coefficient of contribution for each parameter on GWP.....	64
Table 14: Kessel’s coefficient of contribution for each parameter on CED.....	65
Tabela 15: Distância percorrida pelo lodo a depender do percurso.....	76
Tabela 16: Dados de entrada na determinação da produção de lodo.....	78
Tabela 17: Análise físico-química do lodo a 90 dias no leito de secagem com coleta a 3,1 m de profundidade.....	79
Tabela 18: Variáveis necessárias para estimar a produção de biogás.....	80
Tabela 19: Fatores de caracterização unitários da Demanda de Energia Acumulada e Potencial de Aquecimento Global por fluxo de inventário de primeiro plano.....	83
Tabela 20: Resultado das variáveis calculadas para a unidade funcional (1 m <sup>3</sup> esgoto gerado que será coletado e tratado).....	84

**LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS**

ACV	Avaliação do ciclo de vida
AICV	Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida
DEA	Demanda de energia acumulada
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EEE	Estação Elevatória de Esgoto
EMBASA	Empresa Baiana de Águas e Saneamento
ETEs	Estações de Tratamento de Esgoto
GEE	Gases de efeito estufa
ICV	Análise de Inventário de Ciclo de Vida
IPCC	Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas
LA	Lagoas aeradas
LAP	Lodo ativado por aeração prolongada
LP	Lagoas de polimento
O&M	Operação e Manutenção
PAG	Potencial de Aquecimento Global
SEEG	Sistema de Estimativa de Emissões de Gases de Efeito Estufa
SES	Sistema de Esgotamento Sanitário
SES-FSA	Sistema de Esgotamento Sanitário Centralizado de Feira de Santana
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>

## SUMÁRIO

<b>CAPÍTULO 1. INTRODUÇÃO GERAL.....</b>	<b>11</b>
<b>CAPÍTULO 2. APRESENTAÇÃO .....</b>	<b>16</b>
<b>CAPÍTULO 3. OBJETIVOS.....</b>	<b>18</b>
3.1 OBJETIVO GERAL.....	18
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	18
<b>CAPÍTULO 4. MATERIAL E MÉTODO.....</b>	<b>19</b>
<b>CAPÍTULO 5. DESEMPENHO ENERGÉTICO E PEGADA DE CARBONO DE UM SISTEMA DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO CENTRALIZADO NO NORDESTE BRASILEIRO.....</b>	<b>20</b>
5.1 INTRODUÇÃO.....	21
5.2 METODOLOGIA.....	22
5.2.1 Definição de objetivo e escopo.....	22
5.2.2 Inventário do ciclo de vida (ICV).....	25
5.2.3 Avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV) e interpretação.....	30
5.3 RESULTADOS .....	31
5.3.1 Desempenho energético.....	31
5.3.2 Pegada de carbono .....	32
5.3.3 Análise de sensibilidade .....	33
5.4 DISCUSSÃO.....	34
5.5 CONCLUSÃO.....	39
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>40</b>
<b>CAPÍTULO 6. EVALUATION OF THE UNCERTAINTY OF LIFE CYCLE INVENTORY AND LIFE CYCLE IMPACT ASSESSMENT IN WASTEWATER TREATMENT SYSTEM.....</b>	<b>50</b>
6.1 INTRODUCTION.....	50
6.2 MATERIALS AND METHODS .....	52
6.2.1 Measurement models .....	53
6.2.2 Input uncertainties estimation .....	55
6.2.3 Life Cycle Impact Assessment (LCIA) .....	59
6.2.4 Kessel's Coefficient of Contribution .....	60
6.3 RESULTS AND DISCUSSION.....	61
6.4 CONCLUSION .....	66
<b>REFERENCE.....</b>	<b>66</b>
<b>CAPÍTULO 7. POTENCIAL DE RECUPERAÇÃO ENERGÉTICA E PEGADA DE CARBONO DOS SISTEMAS DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO A PARTIR DO LODO E BIOGÁS .....</b>	<b>72</b>
7.1 INTRODUÇÃO.....	72
7.2 METODOLOGIA.....	74

7.2.1	Definição do objetivo e escopo.....	74
7.2.2	Caracterização do lodo .....	77
7.2.3	Caracterização do biogás.....	79
7.2.4	Descrição dos cenários avaliados .....	81
7.2.5	Avaliação do impacto do ciclo de vida.....	83
7.3	RESULTADOS .....	84
7.3.1	Produção de lodo, biogás e seus potenciais energéticos.....	84
7.3.2	Demanda de energia dos cenários .....	85
7.3.3	Emissões de GEE dos cenários .....	86
7.4	DISCUSSÃO.....	87
7.5	CONCLUSÃO.....	89
	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>90</b>
	<b>CAPÍTULO 8. CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>95</b>
	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>96</b>

## CAPÍTULO 1. INTRODUÇÃO GERAL

Devido ao crescimento populacional e ao processo de urbanização, os serviços públicos fundamentais, como a oferta de saneamento básico, tiveram seu desenvolvimento prejudicado tanto em atendimento quanto em eficiência. No contexto nacional, 32,4 % da população urbana é atendida por sistemas individuais (fossa rudimentar ou séptica com sumidouro), 46,5 % é atendida com coleta e tratamento de esgoto em sistemas coletivos e 21,1 % ainda carece de atendimento adequado ao serviço de esgotamento sanitário (ANA, 2020). Um dos desafios atuais da gestão de saneamento é garantir maior cobertura de saneamento às populações e minimizar os impactos ao meio ambiente.

A atual gestão dos sistemas de esgotamento sanitário tem adotado a ampliação das redes de coleta de esgoto e implantação de novas Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) como solução para universalização do saneamento. A Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) identificou 3668 ETEs no Brasil, resultado do aumento de 900 ETEs de 2013 até 2019 em 2007 municípios brasileiros (ANA, 2020).

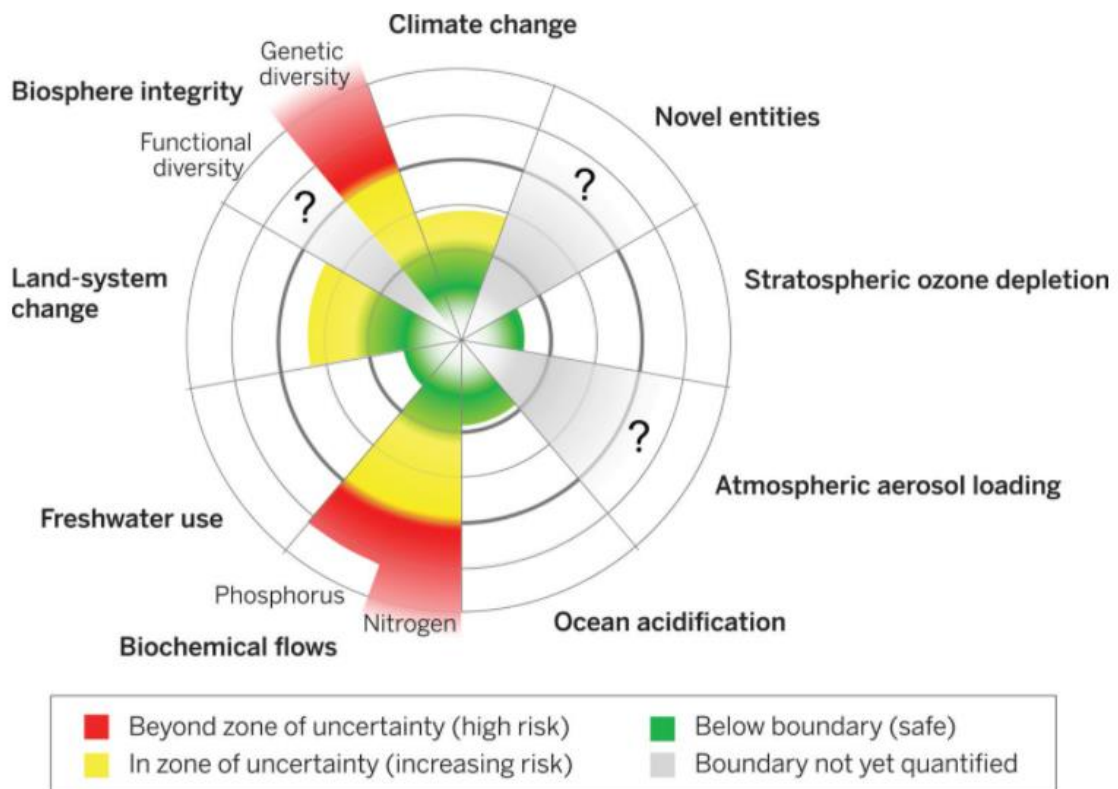
Os Sistemas de Esgotamento Sanitário (SES) contribuem para a diminuição de impactos relacionados à depleção de oxigênio, à eutrofização, ao lançamento de substâncias tóxicas nos corpos receptores e aos danos à saúde humana (GUTIERREZ, 2014). É indiscutível o sucesso desses sistemas na redução de doenças de veiculação hídrica com melhorias nos indicadores de saúde. Porém, este modelo de gestão convencional do setor, cuja produção é linear de coleta e transporte, tratamento e disposição final do esgoto tratado e lodo excedente, com práticas de “fim de tubo”, é insustentável e não consegue atender as demandas atuais do serviço.

O consumo de energia, o uso de compostos químicos, as emissões para a atmosfera, a produção de subprodutos sólidos e a deficiência nos processos de tratamento não eximem os sistemas convencionais de serem geradores de impactos ambientais (GUTIERREZ, 2014; FOLEY *et al.*, 2010; PAULO *et al.* 2019; MAKTABIFARD; ZABOROWSKA; MAKINIA 2020). Outras desvantagens destes sistemas incluem perdas de nutrientes e de outros elementos contidos nos esgotos sanitários descartados em corpos hídricos, empobrecimento do solo, dependência de fertilizantes inorgânicos e exaustão dos mananciais (KIPERSTOK, 2008). Neste cenário de baixa eficiência energética e impactos ambientais consideráveis, os SES deixam de ser solução para tornar-se via de impacto ao meio ambiente.

A legislação ambiental brasileira que exige apenas o cumprimento de medidas corretivas de controle de poluição tem caminhado no sentido contrário da sustentabilidade (ANDRADE *et al.*, 2001). O novo marco legal do saneamento, proposta com o intuito de privatizar os serviços de saneamento básico (BRASIL, 2020), estimula uma gestão voltada ao lucro que prioriza os sistemas convencionais para abastecimento de água e saneamento. Esse modelo empresarial tem como foco apenas a redução dos contaminantes e despreza os três recursos vitais presentes nos esgotos: água, energia e nutrientes. Esse tipo de abordagem deixa pouco espaço para a inovação, e perpetua práticas e conceitos institucionalizados ultrapassados.

Os impactos dessas atividades têm exercido cada vez mais influência nos sistemas terrestres principalmente quanto a poluição do meio ambiente, a exploração e a limitação dos recursos naturais. Steffen *et al.* (2015) definiram os limites do planeta para proteção da vida na Terra. Conforme Figura 1, nove categorias principais foram propostas no conceito, a fim de monitorar e quantificar as perturbações humanas em sistemas ambientais.

Figura 1: Limites planetários



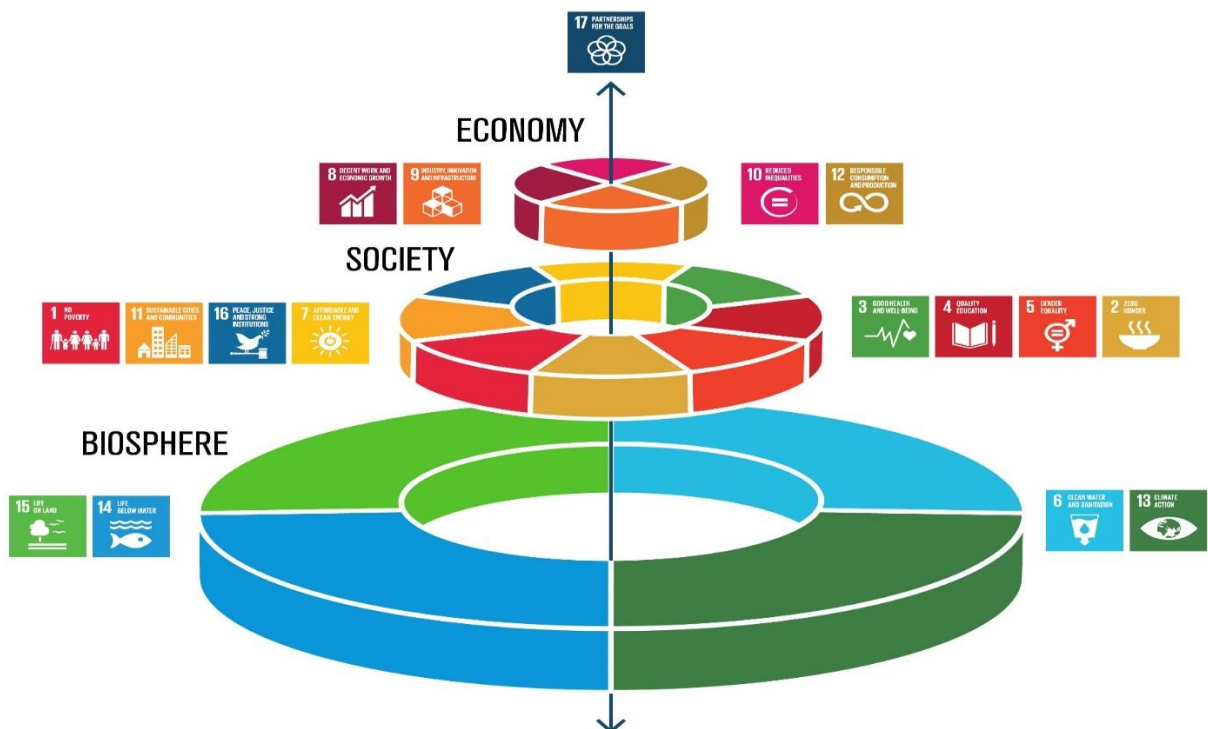
Fonte: Steffen et al. (2015)

Os sistemas de esgotamento sanitários exercem influência em principalmente dois desses limites: mudanças climáticas e fluxos biogeoquímicos. No Brasil, o setor de efluentes

líquidos emitiu, de acordo Sistema de Estimativa de Emissões de Gases de Efeito Estufa (SEEG), mais de 31 milhões de toneladas de dióxido de carbono equivalente (CO<sub>2</sub>eq) em 2018, um aumento de 15 % com relação a 2008 (SEEG, 2021). Os limites planetários de lançamento de fósforo (P) e fixação de Nitrogênio (N) reativo, nutrientes presentes no esgoto, já foram ultrapassados em mais que o dobro do estabelecido como seguro (STEFFEN *et al.*, 2015). Nos ciclos antropogênicos de N e P, a recuperação desses nutrientes pelo esgoto no Brasil não é uma atividade valorizada sendo necessária a produção de fertilizantes químicos que no caso do nitrogênio consome grandes quantidades de energia e do fósforo é um recurso limitado (SIPERT; COHIM, 2020; ANDREOLI *et al.*, 2008). Os fluxos desses nutrientes devem ser controlados e monitorados para evitar os impactos irreversíveis nos sistemas globais.

O Brasil é signatário da agenda coletiva mundial com 17 objetivos de desenvolvimento sustentável (ODS) e 169 metas (Figura 2), dos quais a universalização do saneamento contribui diretamente para os objetivos 6 (água potável e saneamento), 3 (saúde de qualidade) e 10 (redução das desigualdades) incluindo assim as esferas ambiental, social e econômica. Porém, se os limites planetários não forem respeitados a demanda por necessidades básicas como nutrição (ODS 2), acesso à eletricidade (ODS 7) e a eliminação da pobreza extrema (ODS 1) provavelmente estará comprometida (O'NEILL *et al.* 2018).

Figura 2: 17 objetivos do desenvolvimento sustentável distribuídos em três níveis: biosfera, sociedade e economia



Diante disso, a transformação do meio pelo homem depende tanto do impacto que o mesmo causa na qualidade do meio ambiente como do esforço para desfazer ou mitigar esse impacto (PEREIRA, 2017). Para isso, sistemas futuros devem ser capazes de conservar energia, reduzir as emissões de GEE e valorizar as substâncias recicláveis presentes nas águas residuais. Muitos estudos têm investigado a conservação de energia e redução de emissões em sistemas de esgotamento sanitário (MAKTABIFARD; ZABOROWSKA; MAKINIA 2020; WANG *et al.*, 2016; YOSHIDA *et al.*, 2018).

Algumas propostas têm sido levantadas com o intuito de evitar o colapso dos recursos naturais, reverter a crise climática e cumprir com as metas da Agenda 2030. Os indicadores de sustentabilidade têm sido propostos para monitorar o desenvolvimento do setor com a intenção de planejar e ajudar na tomada de decisões. A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma das ferramentas da ecologia industrial capaz de avaliar o impacto ambiental que o sistema (neste caso, os SES) ou que uma etapa dele pode causar. Quanto à aplicação da ACV, ela pode ser utilizada como parte decisiva na melhoria do processo produtivo de uma empresa, para melhorar o design de produtos ou apoiar decisões estratégicas e também como parâmetro para rotulagem ambiental.

A ACV tem como base a NBR ISO 14040 (ABNT, 2009a) e NBR ISO 14044 (ABNT, 2009b) em que divide o estudo em quatro fases: Definição de objetivo e escopo, Análise de inventário de Ciclo de Vida (ICV); Análise do impacto do ciclo de vida (AICV) e Interpretação. Essas fases devem ser bem definidas para evitar ambiguidade e interpretações equivocadas a respeito do estudo. Rebello *et al.* (2020) alertam para as principais informações em estudos de ACV no SES que são omitidas: a caracterização da ETE, a unidade funcional, a destinação do lodo e indicação das fases (construção, operação, manutenção e/ou demolição).

Com o objetivo e escopo do sistema definidos, é possível seguir para segunda fase da ACV, a Análise do Inventário do Ciclo de Vida (ICV). Devem ser coletados dados qualitativos e quantitativos para cada processo unitário que esteja incluído na fronteira do sistema (ABNT, 2009b). A fase de coleta de informações pode ser um fator limitante e decisivo para a ACV. Com o intuito de aumentar a confiabilidade dos dados, Medeiros *et al.* (2018) criaram o método do Cone-Invertido, que consiste em priorizar os dados que apresentam maior influência nos resultados e orientar quanto a coleta de informações.

A interpretação é a última fase da ACV cuja técnica é sistemática para identificar, quantificar, checar e avaliar informações relevantes dos resultados das fases anteriores (ABNT, 2009). O objetivo dessa fase é alcançar conclusões e recomendações para tomada de decisões, aumentando a confiança e significado do ACV. Deve-se identificar os pontos significativos, avaliar a plenitude (completude dos dados relevantes), sensibilidade (avaliar a confiança e incerteza dos dados) e consistência (verifica se objetivo e escopo foram alcançados), e finalmente, gerar conclusões, recomendações e relatórios.

A avaliação da incerteza dos dados deve ser intrínseca e toda e qualquer estudo de ACV na fase de interpretação, porém na prática poucos estudos avaliaram a qualidade das informações (IGOS *et al.*, 2018; HUNG; MA, 2009). A falta de conhecimento de uma metodologia e a carência de uma ferramenta que facilite a aplicação da avaliação de incerteza são elencados como os principais motivos pelos quais haja uma lacuna de estudos nesse sentido (IGOS *et al.*, 2018). O tratamento quanto a qualidade dos dados é indispensável pois transmite confiança e a credibilidade aos resultados da ACV.

Diante disto é necessário avaliar os SES e identificar medidas de atenuação dos impactos gerados, auxiliando nas tomadas de decisões referente ao modelo de produção. Uma análise das oportunidades e dos desafios no setor de esgotamento sanitário deve ser apresentada no sentido de contribuir para a construção do desenvolvimento sustentável do país. Um estudo de caso em uma cidade de grande porte do nordeste brasileiro foi utilizado para avaliar os impactos ambientais do sistema de esgotamento sanitário centralizado com a tipologia que mais cresce no Brasil: reator anaeróbio do tipo *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB) seguido de pós-tratamento. Além da análise do cenário base, este estudo propõe o incremento da recuperação de recursos no sistema avaliado. Por fim, apesar de ser um estudo regional, as contribuições atingem discussões internacionais no uso da energia e nas emissões de gases de efeito estufa. A pesquisa comunica com a comunidade acadêmica, praticantes de ACV, gestores municipais, companhias de saneamento e comunidade civil.

## CAPÍTULO 2. APRESENTAÇÃO

Este trabalho foi dividido em 8 (oito) capítulos: o capítulo anterior fez uma introdução geral sobre o tema, abordando desde o contexto geral até os específicos e justificando a escolha dos objetivos descritos no terceiro capítulo. O presente capítulo detalha a estrutura da dissertação com as questões da pesquisa a serem respondidas e justificativa enquanto o capítulo 4 detalha a área de estudo utilizada na metodologia. Os capítulos 5, 6 e 7 estão organizados na forma de artigo. Por fim, o oitavo capítulo encerra com as considerações finais da dissertação.

O capítulo 5 intitulado “Desempenho energético e pegada de carbono de um sistema de esgotamento sanitário centralizado no nordeste brasileiro” analisa, sob a perspectiva da ACV, os impactos decorrentes da operação e manutenção dos SES. O capítulo 6 foi desenvolvido no idioma inglês com o título “Evaluation of the uncertainty of life cycle inventory and life cycle impact assessment in wastewater treatment system” e estima as incertezas associadas aos dados de entrada e propagadas aos dados de saída. O capítulo 7 apresenta os potenciais de recuperação energética das instalações de tratamento de esgoto através da recuperação de energia e nutrientes dos seus coprodutos, cujo título é “Potencial de recuperação energética e pegada de carbono dos sistemas de esgotamento sanitário a partir do lodo e biogás”.

### Capítulo 5: Desempenho energético e pegada de carbono de um sistema de esgotamento sanitário centralizado no nordeste brasileiro

**Questão da pesquisa:** Qual a demanda energética e emissão de gases de efeito estufa do SES nas diferentes etapas?

Justificativa	Aspectos avaliados	Hipóteses
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Aumento no emprego de sistemas centralizados para atender grandes centros urbanos;</li> <li>• Tendência de crescimento da adoção de tratamento anaeróbio com reatores do tipo UASB mais pós-tratamento;</li> <li>• Estudos de ACV em SES de grande porte em regiões do nordeste brasileiro são ainda incipientes.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Determinação de balanços de massa e energia para os sistemas monitorados para a operação e manutenção da coleta, tratamento e disposição final dos subprodutos;</li> <li>• Cálculo das emissões de GEE e demanda de energia do cenário base dos subsistemas;</li> <li>• Análise comparativa avaliando as contribuições dos processos entre si e entre outros estudos.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Os SES avaliados devem apontar para a necessidade de intervenções de recuperação de energia e nutrientes devido ao potencial presente nos subprodutos descartados;</li> <li>• A análise comparativa dos processos permitirá apontar os processos que necessitam de intervenções.</li> </ul>

Capítulo 6: Avaliação das incertezas do inventário do ciclo de vida e da avaliação do impacto do ciclo de vida de sistemas de esgotamento sanitário

**Questão da pesquisa:** Qual a incerteza associada aos parâmetros utilizados na quantificação dos impactos e que precisam de maior atenção?

Justificativa	Aspectos avaliados	Hipóteses
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Limitação da metodologia de ACV e dos modelos matemáticos que permitem a determinação das emissões e demanda acumuladas de GEE e energia;</li> <li>• Um maior conhecimento dos parâmetros que contribuem na variabilidade dos resultados contribui para tomada de decisão e justifica os investimentos na estimativa de parâmetros mais precisos.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Caracterização das incertezas dos parâmetros de entrada a partir de modelos probabilísticos;</li> <li>• Determinação da incerteza do banco de dados;</li> <li>• Determinação da PDF dos impactos para cada categoria de impacto;</li> <li>• Identificação dos parâmetros de entrada que mais contribuíram para maior variabilidade dos resultados.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Proporciona maior credibilidade aos resultados da ACV;</li> <li>• Parâmetros genéricos apresentam menor qualidade e maior interferência na variabilidade dos resultados;</li> <li>• A identificação dos parâmetros mais importantes para ACV em SES permitirá apontar para melhorias em futuros estudos de ACV em SES.</li> </ul>

Capítulo 7: Potencial de recuperação energética e pegada de carbono dos sistemas de esgotamento sanitário a partir do lodo e biogás

**Questão da pesquisa:** Quais são os potenciais impactos ambientais para os diversos cenários propostos de recuperação energética?

Justificativa	Aspectos avaliados	Hipóteses
<ul style="list-style-type: none"> <li>• As ETEs perdem o potencial de geração de energia e aproveitamento de nutrientes quando enviam lodo de esgoto para aterro e queima o biogás;</li> <li>• Tecnologias têm sido desenvolvidas com o intuito de garantir melhor gerenciamento dos coprodutos do tratamento de esgoto.</li> <li>• Emprego conjunto de lodo e biogás ainda é limitado;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Produção teórica do lodo e biogás e suas composições, com apoio da literatura para calcular os potenciais disponíveis;</li> <li>• Proposição de cenários possíveis com seus balanços de massa e energia;</li> <li>• Cálculo das reduções nas emissões de GEE e demanda de energia a partir das intervenções propostas dos coprodutos;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• O aproveitamento dos coprodutos de uma ETE é capaz de reduzir a demanda energética e pegada de carbono do SES;</li> <li>• ETEs podem ser autossuficientes energeticamente e atingir neutralidade nas emissões de carbono.</li> </ul>

## **CAPÍTULO 3. OBJETIVOS**

### **3.1 OBJETIVO GERAL**

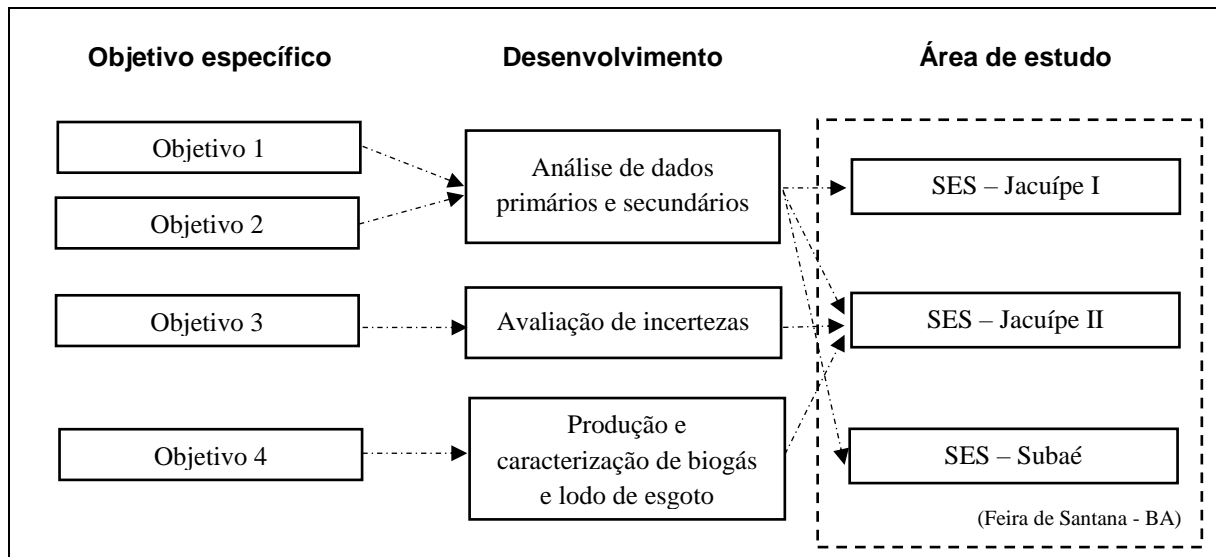
O objetivo desse estudo foi avaliar demanda energética e emissões de GEE ao longo do ciclo de vida dos sistemas de esgotamento sanitário.

### **3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Quantificar os impactos energéticos e de emissão de gases de efeito estufa do sistema de esgotamento sanitário;
- Identificar os processos que necessitam de intervenção;
- Estimar as incertezas dos dados associados às estimativas dos impactos na busca pelos parâmetros que mais interferem na variabilidade dos resultados;
- Avaliar os ciclos de vida dos potenciais de recuperação energética e de nutrientes dos esgotos.

## CAPÍTULO 4. MATERIAL E MÉTODO

O estudo foi desenvolvido em torno de três questões da pesquisa que estão associadas aos objetivos específicos. O desenvolvimento desses objetivos depende de uma área de estudo que será os SES da cidade de Feira de Santana, Bahia, como mostra o esquema a seguir.



Feira de Santana é uma cidade do semiárido brasileiro com cerca de 627 mil habitantes na qual 92 % da população é urbana (SNIS, 2021). Apenas 65 % da população urbana é atendida por SES coletivos (centralizado e descentralizado). As áreas de estudo utilizadas como objeto de pesquisa desta dissertação foram os três SES centralizados que atendem a maior parcela da população: Jacuípe I, Jacuípe II e Subaé.

## CAPÍTULO 5. DESEMPENHO ENERGÉTICO E PEGADA DE CARBONO DE UM SISTEMA DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO CENTRALIZADO NO NORDESTE BRASILEIRO

Aceito pela Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental

### RESUMO

O objetivo do trabalho foi avaliar a operação e manutenção (O&M) de um sistema de esgotamento sanitário (SES) centralizado, composto de três subsistemas, que atende 367 mil habitantes no nordeste do Brasil. A avaliação do ciclo de vida considerou um inventário amplo de O&M do SES com as redes de coleta, estações de tratamento de esgoto (ETEs), disposição do esgoto tratado no corpo hídrico e gestão do lodo. O arranjo tecnológico das ETEs avaliadas incluiu o reator do tipo *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB), seguido de lagoa aerada e lagoa de polimento em um subsistema, e UASB seguido de reator de lodo ativado por aeração prolongada em dois subsistemas. O desempenho energético utilizou o método de demanda de energia acumulada e a pegada de carbono utilizou o método de potencial de aquecimento global de 100 anos do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC). O SES avaliado demandou  $5,12 \text{ MJ} \cdot \text{m}^{-3}$  e emitiu  $3,73 \text{ kg CO}_2\text{eq} \cdot \text{m}^{-3}$ . A maior contribuição do SES avaliado foi a eletricidade com 62 % da demanda energética e as emissões diretas para o ar com 94 % da pegada de carbono, sendo as emissões dos reatores UASB com 75 % da pegada de carbono. A identificação dos aspectos e impactos ambientais do SES avaliado apoia a inovação tecnológica e gerencial para otimizar o desempenho energético e mitigar as emissões de gases de efeito estufa.

**Palavras-chave:** ACV; Saneamento; Demanda energética; Gás de Efeito Estufa; Operação e Manutenção.

### ENERGY PERFORMANCE AND CARBON FOOTPRINT OF A CENTRALIZED SEWAGE SYSTEM IN NORTHEASTERN BRAZIL

#### ABSTRACT

This work aimed to evaluate the operation and maintenance (O&M) of a centralized wastewater treatment system (WWTS), composed of three subsystems, which serve 367 thousand inhabitants in northeastern Brazil. The life cycle assessment considered a comprehensive inventory of the WWTS O&M with the collection networks, wastewater treatment plants (WWTPs), disposal of the treated wastewater in the water body, and sludge management. The technological arrangement of the evaluated WWTPs included the *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB) reactor, followed by aerated and polishing ponds in one subsystem, and UASB followed by extended aeration activated sludge in two subsystems. The energy performance used the cumulative energy demand method and the carbon footprint used the global warming potential method for 100 years of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). The evaluated WWTS presented  $5.12 \text{ MJ} \cdot \text{m}^{-3}$  and  $3.73 \text{ kg CO}_2\text{eq} \cdot \text{m}^{-3}$ . The largest contribution of the evaluated WWTS was the electricity use with 62 % of the energy demand and direct emissions to the air with 94 % of the carbon footprint, being direct emissions from UASB reactors with 75 % of the carbon footprint. The identification of environmental aspects and impacts of the evaluated WWTS supports technological and management innovations to optimize its energy performance and mitigate greenhouse gases.

**Keywords:** LCA; Sanitation; Energy demand; Greenhouse gas; Operation and Maintenance.

## 5.1 INTRODUÇÃO

A cobertura dos serviços de esgotamento sanitário tem aumentado nos países em desenvolvimento, porém ela enfrenta desafios econômicos, técnicos e políticos para a sua universalização e carece de sustentabilidade (GALLEGO-SCHMID e TARPANI, 2019). A implementação de um sistema de esgotamento sanitário (SES) tem um caráter ambientalmente favorável devido à sua contribuição para a diminuição do lançamento de patógenos e poluentes nos corpos hídricos. No entanto, a construção, operação e manutenção do SES causam impactos ambientais (PAULO *et al.*, 2019). Nesse sentido, os indicadores de sustentabilidade são essenciais no processo decisório para a otimização do SES (PAULO *et al.*, 2019). Os indicadores ambientais são utilizados na gestão de um SES para identificar os processos de maior relevância, monitorar o desempenho e apoiar o desenvolvimento tecnológico e a tomada de decisão. A avaliação do ciclo de vida (ACV) é uma técnica robusta e abrangente para avaliar os aspectos e impactos ambientais de um sistema de produto.

A literatura consultada de ACV do SES apresenta uma variedade de objetivos e escopos que devem ser analisados em detalhe para evitar comparações inadequadas. Por exemplo, alguns estudos de ACV consideraram todo o sistema de água e esgoto, desde a captação de água para o abastecimento até a disposição do esgoto tratado (AMORES *et al.*, 2013; LEMOS *et al.*, 2013; FRIEDRICH *et al.*, 2009), enquanto outros estudos delimitaram a ACV no SES (GALLEGO-SCHMID e TARPANI 2019). Dentre os estudos de ACV do SES, alguns estudos consideraram a fase de construção (SINGH e KANSAL 2018; BUONOCORE *et al.*, 2016; STOKES e HORVATH, 2010; AMORES *et al.*, 2013; FRIEDRICH *et al.*, 2009), enquanto outros excluíram a fase de construção devido a indisponibilidade de dados e contestaram a relevância dessa fase comparada a fase de operação (LIMPHITAKPHONG *et al.*, 2016; MAKTABIFARD *et al.*, 2020). O SES é constituído de rede de coleta, estação de tratamento de esgoto (ETE), disposição do esgoto tratado e gestão do lodo. Corominas *et al.* (2013) revisaram 45 artigos de ACV de SES dos quais 18 incluíram a rede de coleta na fronteira de estudo. A extensão da infraestrutura da rede de coleta influencia os impactos de sua construção e manutenção, assim deve-se estimar este impacto para identificar a sua relevância (RISCH *et al.*, 2015), especialmente em SES centralizados.

Os estudos de ACV de SES do Brasil somam poucos trabalhos. Gallego-Schmid e Tarpani (2019) revisaram 43 artigos de ACV de SES com o foco nos países em desenvolvimento, dos quais apenas 3 artigos se referiram a estudos brasileiros e nenhum destes

se referiram a um SES urbano. No entanto, Lopes *et al.* (2020), Alves (2016) e Gutierrez (2014) avaliaram SES de pequeno porte do Brasil. A pouca disponibilidade de dados de inventário limita a elaboração de estudos de ACV em SES de grande porte do Brasil para subsidiar a tomada de decisão. Ademais, o avanço das pesquisas sobre tratamento de esgoto em reatores anaeróbios é estratégico para o desenvolvimento sustentável do saneamento no Brasil.

O objetivo deste artigo foi avaliar o desempenho energético e pegada de carbono das fases de operação e manutenção (O&M) do SES de uma cidade de grande porte no nordeste brasileiro. As etapas do SES avaliado foram a coleta e transporte, tratamento, disposição final do esgoto tratado e gestão do lodo.

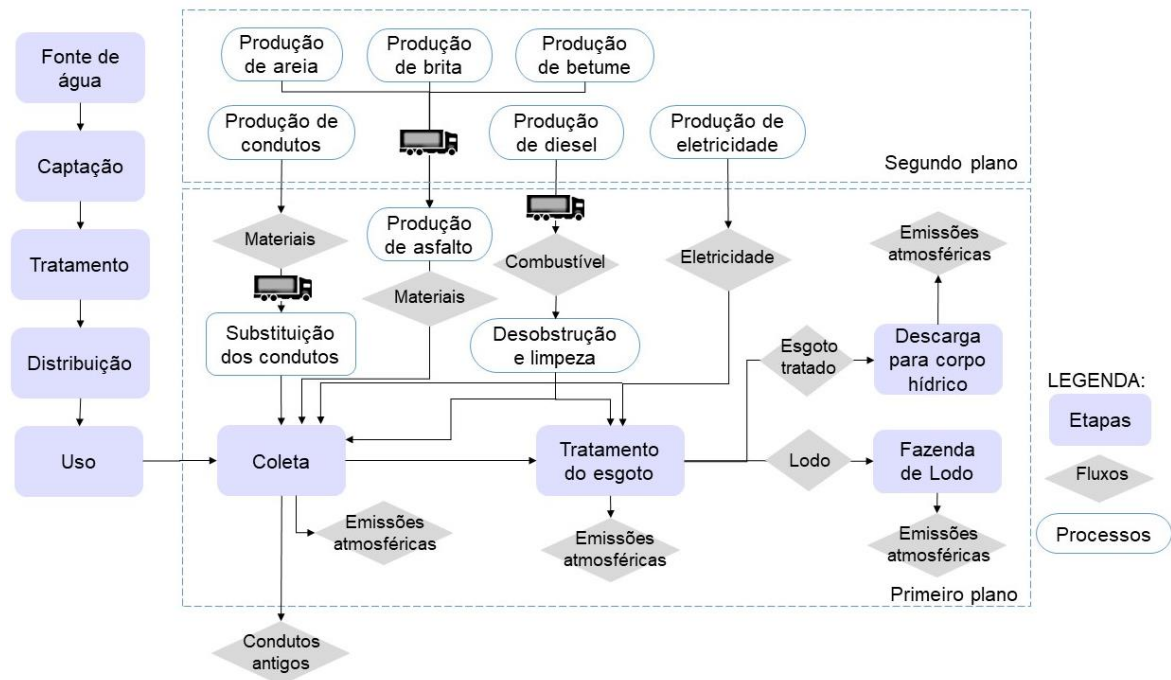
## 5.2 METODOLOGIA

A avaliação da demanda energética e das emissões de gases de efeito estufa (GEE) do ciclo de vida do SES deste estudo, baseada na NBR ISO 14040 (ABNT, 2009a) e NBR ISO 14044 (ABNT, 2009b), considerou as seguintes partes da ACV: Definição de objetivo e escopo, Análise de Inventário de Ciclo de Vida (ICV), Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) e Interpretação.

### 5.2.1 Definição de objetivo e escopo

O objetivo deste estudo foi avaliar o desempenho energético e pegada de carbono do SES centralizado de um município do nordeste brasileiro referente às fases de O&M das etapas de coleta, tratamento, disposição de esgoto tratado e gestão do lodo (Figura 3). As etapas de captação, tratamento e distribuição da água potável foram objeto de estudo de Guanais *et al.* (2017) e desconsideradas neste estudo.

Figura 3: Sistema de produto do SES–FSA centralizado



Fonte: Autor, 2021.

O SES centralizado de Feira de Santana (SES–FSA), estado da Bahia, Brasil, atendeu 62 % da população urbana em 2017 com três subsistemas (Subaé, Jacuípe I e Jacuípe II), o que correspondeu a 367 mil habitantes. Os subsistemas do SES–FSA são constituídos de rede de coleta e transporte, composta de condutos coletores e estações elevatórias de esgoto (EEEs), e estações de tratamento de esgoto (ETEs). Uma parte da vazão de esgoto coletado dos domicílios pela rede coletora da Jacuípe I é exportada para a rede coletora da Jacuípe II, no entanto essa exportação foi desconsiderada neste estudo. O esgoto coletado passa pelo tratamento preliminar (gradeamento e caixa de areia), tratamento primário no reator *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB) e tratamento secundário com lagoas aeradas e lagoas de polimento (LA + LP) na ETE Subaé e lodo ativado por aeração prolongada (LAP) nas ETES Jacuípe I e Jacuípe II. O SES–FSA não utiliza produto químico no tratamento do esgoto.

Os coprodutos da etapa de tratamento do SES são gerenciados da seguinte forma: o lodo de esgoto das três ETES é enviado para a fazenda de lodo na ETE Jacuípe II; o biogás do tratamento anaeróbico é liberado para a atmosfera, exceto na ETE Jacuípe II onde o biogás é direcionado para a queima em *flare*; e o esgoto tratado é conduzido por emissários até o corpo hídrico mais próximo para a disposição final. A Tabela 1 apresenta um resumo das características do SES–FSA.

Tabela 1: Resumo das características técnicas do SES-FSA em 2017

Parâmetro	Unidade	Grandeza		
<b>Sistema</b>		<b>Dados do município*</b>		
Vazão micromedida de água ( $Q_{\text{água}}$ )	$\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$	50 923		
Parcela de domicílios micromedidos ( $\text{Eco}_{\text{micro}}$ )	%	98,6		
Quantidade de domicílios abastecidos ( $\text{Eco}_{\text{água}}$ )	adimensional	215 347		
<b>Subsistema</b>		<b>SES Subaé</b>	<b>SES Jacuípe I</b>	<b>SES Jacuípe II</b>
Vazão de esgoto gerado <sup>b</sup> ( $Q_{\text{esgoto}}$ )	$\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$	5 599	8 687	5 791
<b>Rede de coleta**</b>				
Quantidade de economia ( $\text{Eco}_{\text{esgoto}}$ )	adimensional	27 694	42 966	28 644
Quantidade de EEE <sup>a</sup>	adimensional	11	6	9
Extensão da rede de coleta	m	165 761	155 181	103 454
<b>Tratamento do esgoto***</b>				
Capacidade máxima de tratamento	$\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$	19 250	16 070	31 140
DQO na entrada <sup>c</sup>	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	507	810	694
DQO na saída	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	150	117	149
DBO na entrada	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	232	385	283
DBO na saída	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	39	24	26
Arranjo tecnológico		UASB, LA e LP	UASB e LAP	UASB e LAP
Eficiência da remoção de DQO na ETE	%	70	86	79
Eficiência da remoção de DQO no UASB	%	65	65	65
Quantidade de lodo produzida na ETE (base seca)	$\text{t} \cdot \text{ano}^{-1}$	561	871	580

Demanda química de oxigênio (DQO); Demanda bioquímica de oxigênio (DBO); <sup>a</sup> Mais detalhes na Tabela A5 do Apêndice; <sup>b</sup> calculado a partir da Equação 1 com a conversão da unidade; <sup>c</sup> A carga orgânica de 1 m<sup>3</sup> de esgoto gerado pode diferir daquela de 1 m<sup>3</sup> de esgoto na entrada da ETE (a exemplo do lançamento indevido de águas pluviais na rede de coleta de esgoto), portanto considerou-se uma análise de sensibilidade da DQO afluente das ETEs avaliadas (Tabela A6). Fonte: \*EMBASA (2018a); \*\*PMSB (2017); \*\*\*EMBASA (2018b).

A unidade funcional do sistema de produto<sup>1</sup> foi a geração de 1 m<sup>3</sup> de esgoto doméstico nas residências que será coletado e tratado no SES avaliado em 2017 (ano base). O volume gerado (Tabela 1) foi estimada a partir da Equação 1.

$$Q_{\text{esgoto}} = Q_{\text{água}} \times \left( \frac{\text{Eco}_{\text{esgoto}}}{\text{Eco}_{\text{micro}} \times \text{Eco}_{\text{água}}} \right) \times 0,8 \quad \text{Eq. (1)}$$

Onde,  $Q_{\text{esgoto}}$  representa a vazão de esgoto gerado nas residências ( $\text{m}^3 \cdot \text{ano}^{-1}$ );  $Q_{\text{água}}$  representa a vazão micromedida de água dos domicílios ( $\text{m}^3 \cdot \text{ano}^{-1}$ );  $\text{Eco}_{\text{esgoto}}$  representa a quantidade de domicílios ligados à rede de coleta do SES-FSA (adimensional);  $\text{Eco}_{\text{micro}}$  representa a parcela de domicílios micromedidos ligados ao sistema de abastecimento de água (%);  $\text{Eco}_{\text{água}}$

<sup>1</sup> O sistema de produto é um “conjunto de unidades de processo, conectadas material e energeticamente, que realiza uma ou mais funções definidas” de acordo com a NBR ISO 14040 (ABNT, 2009a).

representa a quantidade de domicílios ligados ao sistema de abastecimento de água (adimensional); e 0,8 é o coeficiente de retorno de água de abastecimento convertida em água residual.

### 5.2.2 Inventário do ciclo de vida (ICV)

O inventário de primeiro plano<sup>2</sup> da O&M do SES-FSA incluiu dados primários e secundários (Tabela 2). Os dados primários de insumos, transporte e lodo foram disponibilizados pela operadora do SES-FSA a partir das observações e medições de campo. Os dados secundários de emissões diretas de metano (CH<sub>4</sub>) e óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) foram obtidos a partir de equações do IPCC (2019a, 2019b), enquanto aquele de dióxido de carbono fóssil (CO<sub>2</sub> fóssil) foi obtido a partir da estimativa de Law *et al.* (2013). A fase de construção do SES-FSA foi desconsiderada devido à indisponibilidade de dados.

Tabela 2: Inventário de primeiro plano de 1 m<sup>3</sup> de esgoto gerado que será coletado e tratado por subsistema do SES-FSA centralizado

Parâmetro	Unidade	SES Subaé	SES Jacuípe I	SES Jacuípe II
<i>Coleta do esgoto</i>				
Diesel queimado (máquinas na substituição dos condutos) <sup>a</sup>	L	$1,9 \times 10^{-2}$	$1,1 \times 10^{-2}$	$1,1 \times 10^{-2}$
Condutos de PVC	kg	$8,0 \times 10^{-3}$	$4,8 \times 10^{-3}$	$4,8 \times 10^{-3}$
Transporte dos condutos <sup>b</sup>	kg·km	$1,6 \times 10^0$	$9,7 \times 10^{-1}$	$9,7 \times 10^{-1}$
Areia (leito dos condutos)	kg	$5,4 \times 10^{-1}$	$3,3 \times 10^{-1}$	$3,3 \times 10^{-1}$
Asfalto				
Areia	kg	$3,5 \times 10^{-2}$	$4,4 \times 10^{-3}$	$4,4 \times 10^{-3}$
Brita	kg	$1,0 \times 10^{-1}$	$6,2 \times 10^{-2}$	$6,2 \times 10^{-2}$
Betume	kg	$7,2 \times 10^{-3}$	$2,1 \times 10^{-2}$	$2,1 \times 10^{-2}$
Diesel queimado <sup>a</sup> (processamento do asfalto)	MJ	$4,3 \times 10^{-2}$	$2,6 \times 10^{-2}$	$2,6 \times 10^{-2}$
Eletricidade (EEE)	kWh	$2,7 \times 10^{-1}$	$8,7 \times 10^{-2}$	$7,5 \times 10^{-2}$
Diesel queimado <sup>a</sup> (equipamentos e veículos) <sup>c</sup>	L	$6,2 \times 10^{-3}$	$6,2 \times 10^{-3}$	$6,2 \times 10^{-3}$
Metano para o ar	kg	$1,4 \times 10^{-2}$	$7,3 \times 10^{-3}$	$5,2 \times 10^{-3}$
<i>Tratamento do esgoto</i>				
Eletricidade (ETE)	kWh	$2,0 \times 10^{-1}$	$4,2 \times 10^{-1}$	$4,7 \times 10^{-1}$
Diesel queimado <sup>a</sup> (equipamentos e veículos) <sup>c</sup>	L	$1,1 \times 10^{-3}$	$1,1 \times 10^{-3}$	$1,1 \times 10^{-3}$
Metano para o ar (UASB)	kg	$8,7 \times 10^{-2}$	$1,4 \times 10^{-1}$	$5,4 \times 10^{-2}$
Metano para o ar (LAP)	kg	–	$2,1 \times 10^{-3}$	$1,8 \times 10^{-3}$
Metano para o ar (LA e LP)	kg	$8,9 \times 10^{-3}$	–	–
Óxido nitroso para o ar (LAP)	kg	–	$8,0 \times 10^{-4}$	$2,4 \times 10^{-3}$
Óxido nitroso para o ar (fazenda de lodo)	kg	$1,5 \times 10^{-4}$	$1,5 \times 10^{-4}$	$1,5 \times 10^{-4}$

<sup>2</sup> O inventário de primeiro plano considerou as etapas e processos do SES avaliado (Figura 3), enquanto o inventário de segundo plano considerou os processos da base de dados (Quadro 1) conforme descrito por IBICT (2014).

Dióxido de carbono fóssil para o ar	kg	$4,9 \times 10^{-3}$	$7,9 \times 10^{-3}$	$6,8 \times 10^{-3}$
Transporte do lodo <sup>d</sup>	kg·km	$6,4 \times 10^0$	–	–
<i>Disposição do esgoto tratado</i>				
Metano para o ar (após a disposição no rio)	kg	$2,2 \times 10^{-4}$	$3,5 \times 10^{-4}$	$3,0 \times 10^{-4}$
Óxido nitroso para o ar (após a disposição no rio)	kg	$1,5 \times 10^{-4}$	$1,5 \times 10^{-4}$	$1,5 \times 10^{-4}$

Policloreto de vinila (PVC). <sup>a</sup> Diesel com densidade de  $0,853 \text{ kg}\cdot\text{L}^{-1}$  e poder calorífico de  $45,5 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ ; <sup>b</sup> distância percorrida considerada de 200 km; <sup>c</sup> combustível utilizado nos equipamentos de limpeza e veículos de transporte de operadores; <sup>d</sup> distância percorrida considerada de 14 km.

A O&M do SES–FSA considerou o uso de eletricidade nas EEEs e ETEs, assim como o uso de diesel em maquinários de substituição dos condutos, equipamentos de desobstrução e limpeza e veículos de transporte de funcionários. Os equipamentos e veículos demandaram 53 690 L de diesel em 2017 que foram alocados em 85 % para a etapa de coleta do SES–FSA e 15 % para a etapa de tratamento. Os principais equipamentos de limpeza e desobstrução foram jatinhos e hidrojetos (high–velocity), enquanto os veículos foram caminhões *roots* e caminhões combinados.

As obras de manutenção do SES–FSA para a substituição dos condutos incluíram seis atividades: demolição do pavimento; escavação da vala; extração do conduto antigo; colocação do novo conduto sobre o novo leito em areia; aterro da vala; e pavimentação da superfície. A obra de manutenção do SES–FSA demandou materiais (areia, asfalto e tubos), diesel e transporte dos insumos para o local de substituição da rede de coleta. Foi assumida uma taxa de substituição dos condutos de 3 % ao ano. O diâmetro dos condutos de PVC são 150 mm, 200 mm e 300 mm, do qual cada um deles corresponde a 90 %, 5 % e 5 % da extensão total da rede de coleta, respectivamente. A largura do pavimento removido para a abertura da vala correspondeu à largura da vala mais 0,15 m de cada lado e sua espessura foi 0,025 m. A profundidade média da vala foi estimada em 1,75 m, enquanto as larguras em 0,65 m, 0,70 mm e 0,80 mm para diâmetros de conduto de 150 mm, 200 mm e 300 mm, respectivamente. O leito de areia localizado dentro da vala, onde foi colocado o conduto, tem uma altura que resulta da soma de 0,10 m mais a metade do diâmetro do conduto (Figura A1 do Apêndice). O solo escavado da vala foi aplicado acima do conduto no aterro da vala. O pavimento considerado neste estudo foi o concreto betuminoso usinado a quente, constituído de areia, brita e betume nas proporções de 120 kg, 1 700 kg e 580 kg, respectivamente, para cada  $\text{m}^3$  de asfalto, acrescido de 18,5 L de diesel do processamento do asfalto.

A degradação da matéria orgânica produz gases nas linhas de recalque (FOLEY, YUAN e LANT, 2009), ETEs (LOBATO *et al.*, 2011), corpo hídrico receptor dos esgotos tratados

(STANLEY *et al.*, 2016) e solo receptor do lodo (ROCHETTE *et al.*, 2018). O tempo de detenção do esgoto em condutos forçados tem uma relação linear com a produção de CH<sub>4</sub> dissolvido devido à formação de um biofilme metanogênico na superfície interna do conduto (GUISASOLA *et al.*, 2008). O tempo de detenção do esgoto, por sua vez, está relacionado à velocidade de escoamento e ao comprimento da linha de recalque (Equação 2). A concentração de CH<sub>4</sub> formado nas linhas de recalque foi estimada a partir de Foley, Yuan e Lant (2009) (Equação 3).

$$TDH = \frac{L}{(Q/A_t)} \times 24 \quad \text{Eq. (2)}$$

$$C_{CH_4} = 5,24 \times 10^{-5} \times \left( \frac{A_{bio}}{V} \times TDH \right) + 0,0015 \quad \text{Eq. (3)}$$

Onde TDH representa o tempo de detenção hidráulica (h); L representa o comprimento da linha de recalque (m); Q representa a vazão diária (m<sup>3</sup>·d<sup>-1</sup>); A<sub>t</sub> representa a área transversal do conduto (m<sup>2</sup>); C<sub>CH<sub>4</sub></sub> representa a concentração de CH<sub>4</sub> nos esgotos (kg·m<sup>-3</sup>); A<sub>bio</sub> representa a área de biofilme das paredes internas do conduto (m<sup>2</sup>); e V representa o volume do conduto (m<sup>3</sup>). A Tabela A5 do Apêndice apresenta os dados utilizados na Equação 2 e Equação 3 para as linhas de recalque.

As emissões diretas de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O nas ETEs dependem da característica da matéria orgânica do esgoto e método de tratamento. A maior parcela do carbono orgânico total (COT) emitido a partir do processo biológico da ETE é de origem biogênica renovável. No entanto, uma parcela de 1,4 % a 2,0 % do COT é emitida como CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> de origem fóssil, decorrente da utilização de cosméticos, detergentes, surfactantes, produtos farmacêuticos e aditivos de comida (LAW *et al.*, 2013). Neste estudo, considerou-se 2,0 % do COT degradado em CO<sub>2</sub> fóssil com um fator de produção máxima de 1,37 kg CO<sub>2</sub>·(kg DQO)<sup>-1</sup> a partir do cálculo teórico da oxidação da matéria orgânica. As emissões de CH<sub>4</sub> foram consideradas de origem biogênica neste estudo, uma vez que o carbono fóssil tem baixa degradabilidade em reatores anaeróbios (LAW *et al.*, 2013). As emissões de CH<sub>4</sub> dos reatores UASB das três ETEs avaliadas, lagoas (LA e LP) da ETE Subaé, reatores LAP das ETEs Jacuípe I e Jacuípe II, e esgoto tratado disposto no rio foram estimadas a partir da Equação 4 e Equação 5 do IPCC (2019a).

$$CH_{4\text{emissão } j} = \sum_{j=1}^n \left( (TOW_j - S_j) \times FE_{CH_4 j} - R_j \right) \quad \text{Eq. (4)}$$

$$FE_{CH_4j} = B_o \times MCF_j \quad \text{Eq. (5)}$$

Onde  $CH_4_{\text{emissão } j}$  representa a emissão de  $CH_4$  do método de tratamento  $j$  ( $kg \cdot m^{-3}$ );  $TOW_j$  representa a demanda química de oxigênio afluente ( $kg \text{ DQO} \cdot m^{-3}$ );  $S_j$  representa a DQO removida na forma de lodo de esgoto ( $kg \text{ DQO} \cdot m^{-3}$ );  $FE_{CH_4j}$  representa o fator de emissão de  $CH_4$  do método de tratamento  $j$  ( $kg \text{ CH}_4 \cdot (kg \text{ DQO})^{-1}$ );  $R_j$  representa a quantidade de  $CH_4$  recuperado ou queimado no *flare* ( $kg \text{ CH}_4 \cdot m^{-3}$ );  $B_o$  representa a capacidade de produção de  $CH_4$  do método de tratamento  $j$  ( $kg \text{ CH}_4 \cdot (kg \text{ DQO})^{-1}$ ); e  $MCF_j$  representa o fator de correção de metano (adimensional). O  $TOW_j$  da UASB, LA, LP e LAP foi estimado a partir do valor da DQO afluente em cada processo, enquanto o  $TOW_j$  das emissões do rio foi estimado a partir do valor da DQO efluente da ETE. A Tabela 3 apresenta os demais parâmetros utilizados nas estimativas de metano. Neste estudo, apenas a ETE Jacuípe II apresentou um sistema de captação de biogás e queima em *flare* aberto com eficiência de 55 % de transformação do metano em dióxido de carbono (SILVEIRA *et al.*, 2015), considerado no parâmetro de  $R_j$ . As ETES Subaé e Jacuípe I emitiram todo o  $CH_4$  produzido para o ar.

As emissões de  $N_2O$  dos reatores LAP das ETES Jacuípe I e Jacuípe II, esgoto tratado disposto no rio, e fazenda de lodo foram estimadas a partir da Equação 6 do IPCC (2019a), apresentada de forma resumida.

$$N_2O_{\text{emissão } j} = \sum_{j=1}^n \left( NT_j \times FE_{N_2O_j} \times \frac{44}{28} \right) \quad \text{Eq. (6)}$$

Onde,  $N_2O_{\text{emissão } j}$  representa a emissão de  $N_2O$  do método de tratamento  $j$  ( $kg \text{ N}_2\text{O} \cdot m^{-3}$ );  $NT_j$  representa o nitrogênio total do esgoto afluente ( $kg \text{ N} \cdot m^{-3}$ );  $FE_{N_2O_j}$  representa o fator de emissão de  $N_2O$  do método de tratamento  $j$  ( $kg \text{ N}_2\text{O}-\text{N} \cdot (kg \text{ N})^{-1}$ ); e  $44/28$  é o fator de conversão de  $kg \text{ N}_2\text{O}-\text{N}$  para  $kg \text{ N}_2\text{O}$ . As emissões de  $N_2O$  dos reatores UASB e lagoas (LA e LP) foram desprezíveis (IPCC, 2019a). A Tabela 3 apresenta os parâmetros utilizados nas estimativas de óxido nitroso.

Tabela 3: Parâmetros das estimativas de emissão de metano e óxido nitroso

Parâmetro	Grandeza	Unidade	Fonte
<b>Esgoto bruto</b>			
$MCF_{LA}$	$2,0 \times 10^{-1}$	adimensional	IPCC (2019a)
$MCF_{LAP}$	$3,0 \times 10^{-2}$	adimensional	IPCC (2019a)
$MCF_{UASB}$	$8,0 \times 10^{-1}$	adimensional	IPCC (2019a)
$B_o$	$2,5 \times 10^{-1}$	$kg \text{ CH}_4 \cdot (kg \text{ DQO})^{-1}$	IPCC (2019a)
$NT_{\text{afluente}}$	$4,0 \times 10^{+1}$	$mg \text{ N} \cdot L^{-1}$	Jordão e Pessoa (2011)
$FE_{N_2O \text{ LAP}}$	$1,6 \times 10^{-2}$	$kg \text{ N}_2\text{O}-\text{N} \cdot (kg \text{ N})^{-1}$	IPCC (2019a)

Parâmetro	Grandeza	Unidade	Fonte
<b>Esgoto tratado</b>			
NT <sub>efluente</sub>	$3,0 \times 10^{+1}$	mg N·L <sup>-1</sup>	Jordão e Pessoa (2011)
FE <sub>N2O rio</sub>	$5,0 \times 10^{-3}$	kg N <sub>2</sub> O-N·(kg N) <sup>-1</sup>	IPCC (2019a)
MCF <sub>rio</sub>	$3,5 \times 10^{-2}$	adimensional	IPCC (2019a)
<b>Fazenda de lodo de esgoto</b>			
NT <sup>a</sup>	$3,5 \times 10^0$	%	Santos <i>et al.</i> (2017)
FE <sub>N2O Lodo</sub>	$1,0 \times 10^{-2}$	kg N <sub>2</sub> O-N·(kg N) <sup>-1</sup>	IPCC (2019b)
S <sub>j</sub>	$1,38 \times 10^{+1}$	%	Lobato (2011)

<sup>a</sup> Percentual da massa de lodo em base seca.

O inventário de segundo plano da O&M do SES–FSA utilizou os processos da base de dados ecoinvent™ na versão 3.5. As informações de ICV dos insumos, transporte e emissões da O&M do SES–FSA foram resumidas no Quadro 1.

Quadro 1: Resumo das informações de ICV do SES–FSA centralizado

Etapa	Descrição	Fonte	Inventário do ecoinvent <sup>a</sup>	GSD <sup>2c</sup>	
Coleta do esgoto					
Substituição da rede de coleta	Máquinas da substituição dos condutos	Tabela de composição de custo unitários da SEINFRA (2019)	<i>Diesel, burned in building machine {GLO}</i> <sup>b</sup>	1,56	
	Demanda de material e energia da fabricação dos condutos de PVC	TIGRE (2020)	<i>Polyvinylchloride, suspension polymerised {RoW}</i>	1,09	
			<i>Extrusion, plastic pipes {GLO}</i> <sup>b</sup>	1,09	
	Distância percorrida do transporte dos condutos	Comunicação pessoal	<i>Transport, freight, lorry &gt;32 metric ton, euro4 {RoW}</i>	2,05	
	Areia do leito dos condutos	SEINFRA (2019)	<i>Sand {GLO}</i> <sup>b</sup>	1,53	
	Pavimento asfáltico	Betume (ligante)	DNIT (2004)	<i>Pitch {RoW}</i> <sup>b</sup>	1,53
		Areia		<i>Sand {GLO}</i> <sup>b</sup>	1,53
		Brita		<i>Gravel, crushed {RoW}</i> <sup>b</sup>	1,53
Processamento do asfalto		<i>Diesel, burned in building machine {GLO}</i> <sup>b</sup>		1,53	
Bombeamento na EEE	Eletricidade utilizada	EMBASA (2018c)	<i>Electricity, medium voltage {BR}</i> <sup>b</sup>	1,07	
Equipamentos de limpeza e transporte de operadores	Diesel utilizado	EMBASA (2018c)	<i>Diesel, burned in building machine {GLO}</i> <sup>b</sup>	1,50	
Emissões diretas no biofilme dos condutos	CH <sub>4</sub>	Foley, Yuan e Lant (2009)	<i>Methane, biogenic</i>	1,17	
Tratamento do esgoto					

Etapa	Descrição	Fonte	Inventário do ecoinvent <sup>a</sup>	GSD <sup>2 c</sup>
Bombeamento na ETE	Eletricidade utilizada	EMBASA (2018c)	<i>Electricity, medium voltage {BR}</i> <sup>b</sup>	1,07
Equipamentos de limpeza e transporte de operadores	Diesel utilizado	EMBASA (2018c)	<i>Diesel, burned in building machine {GLO}</i> <sup>b</sup>	1,50
Emissões diretas no tratamento	CH <sub>4</sub> , N <sub>2</sub> O e CO <sub>2</sub>	IPCC (2019a)	<i>Methane, biogenic</i>	1,40
			<i>Dinitrogen monoxide</i>	1,40
		Law <i>et al.</i> (2013)	<i>Carbon dioxide, fossil</i>	1,40
Emissões diretas na fazenda de lodo	N <sub>2</sub> O	IPCC (2019b)	<i>Dinitrogen monoxide</i>	1,40
Transporte do lodo	Distância percorrida para a disposição do lodo	Estimado	<i>Transport, freight, lorry &gt;32 metric ton, euro4 {RoW}</i>	2,05
Disposição do esgoto tratado				
Emissões diretas no rio	CH <sub>4</sub> e N <sub>2</sub> O	IPCC (2019a)	<i>Methane, biogenic</i>	1,40
			<i>Dinitrogen monoxide</i>	1,40

<sup>a</sup> Nomes abreviados do original, tipo atribucional, cutoff e unit, com as siglas das regiões de cada processo entre chaves: global {GLO}, resto do mundo {RoW} e Brasil {BR}; <sup>b</sup> Transporte considerado no processo *market* da base de dados; <sup>c</sup> Desvio padrão geométrico quadrado (GSD<sup>2</sup>) a partir da incerteza básica e matriz pedigree.

### 5.2.3 Avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV) e interpretação

Foi utilizado o software SimaPro® versão 9.0 para obter a demanda energética e pegada de carbono dos processos de inventário de segundo plano do SES–FSA. As categorias avaliadas neste estudo foram a demanda energética com o método Demanda de Energia Acumulada (DEA) (*Cumulative Energy Demand* em inglês) versão 1.11 (FRISCHKNECHT *et al.*, 2007) em Joule (J) e pegada de carbono com o método de Potencial de Aquecimento Global (PAG) de 100 anos (*Global Warming Potential* em inglês) versão 1.03 (IPCC, 2013) em kg de dióxido de carbono equivalente (kg CO<sub>2</sub>eq). A interpretação do estudo considerou a análise comparativa, análise de contribuição e análise de sensibilidade (HEIJUNGS e KLEIJN, 2001). A ACV terá uma abordagem atribucional.

A análise de sensibilidade utilizou diferentes métodos e parâmetros para estimar as emissões diretas de CO<sub>2</sub> fóssil, CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O a partir do cenário base do SES–FSA. Foram avaliados sete cenários de análise de sensibilidade, cujos parâmetros são descritos na Tabela 4. Primeiramente, os menores e maiores valores do FE<sub>CH<sub>4</sub></sub> do reator UASB foram estimados a partir do balanço de massa da DQO (Figura A2 do Apêndice) proposto por Lobato *et al.* (2012) para as condições brasileiras no cenário BalançoDQO–CH<sub>4</sub>–UASB. Os menores e maiores valores de FE<sub>CH<sub>4</sub></sub> e FE<sub>N<sub>2</sub>O</sub> dos processos das ETES foram definidos a partir do IPCC (2019a)

para os cenários IPCC-CH<sub>4</sub>-UASB, IPCC-CH<sub>4</sub>-LAP, IPCC-CH<sub>4</sub>-LA+LP e IPCC-N<sub>2</sub>O-LAP; e para uma combinação dos quatro cenários em IPCC-Combinado. Ademais, o lançamento indevido de águas pluviais na rede de coleta do esgoto influencia a diluição da carga orgânica. Portanto, os menores e maiores valores de TOW associado às emissões diretas de CO<sub>2</sub> fóssil e CH<sub>4</sub> nas etapas de tratamento e disposição do SES-FSA foram definidos a partir da variação anual da DQO afluente das ETEs (Tabela A6 do Apêndice) para o cenário DQO-Combinado.

Tabela 4: Parâmetros da análise de sensibilidade das estimativas de emissão de dióxido de carbono fóssil, metano e óxido nitroso

Cenário	Parâmetro	Grandeza			Unidade	Fonte
		Menor	Maior	Típico <sup>a</sup>		
BalancoDQO-CH <sub>4</sub> -UASB	FE <sub>CH4</sub>	1,7×10 <sup>-1</sup>	1,9×10 <sup>-1</sup>	–	kg CH <sub>4</sub> ·kg <sup>-1</sup> DQO	Lobato <i>et al.</i> (2012)
IPCC-CH <sub>4</sub> -UASB	FE <sub>CH4</sub>	2,0×10 <sup>-1</sup>	2,5×10 <sup>-1</sup>	2,0×10 <sup>-1</sup>	kg CH <sub>4</sub> ·kg <sup>-1</sup> DQO	IPCC (2019a)
IPCC-CH <sub>4</sub> -LAP	FE <sub>CH4</sub>	7,5×10 <sup>-4</sup>	2,3×10 <sup>-2</sup>	7,5×10 <sup>-3</sup>	kg CH <sub>4</sub> ·kg <sup>-1</sup> DQO	IPCC (2019a)
IPCC-CH <sub>4</sub> -LA+LP	FE <sub>N2O</sub>	0,0×10 <sup>0</sup>	7,5×10 <sup>-2</sup>	5,0×10 <sup>-2</sup>	kg N <sub>2</sub> O-N·kg <sup>-1</sup> N	IPCC (2019a)
IPCC-N <sub>2</sub> O-LAP	FE <sub>N2O</sub>	1,6×10 <sup>-4</sup>	4,5×10 <sup>-2</sup>	1,6×10 <sup>-2</sup>	kg N <sub>2</sub> O-N·kg <sup>-1</sup> N	IPCC (2019a)
IPCC-Combinado	FE <sub>CH4</sub> e FE <sub>N2O</sub>	b	b	–	–	IPCC (2019a)
DQO-Combinado	DQO <sub>afluente</sub>	c	c	c	mg·L <sup>-1</sup>	EMBASA (2018b)

<sup>a</sup> Valor adotado no cenário base do SES-FSA; <sup>b</sup> Menores e maiores valores dos quatro cenários de análise de sensibilidade do IPCC de forma combinada; <sup>c</sup> Menores, maiores e médias dos valores de DQO para cada subsistema do SES-FSA (Tabela A6).

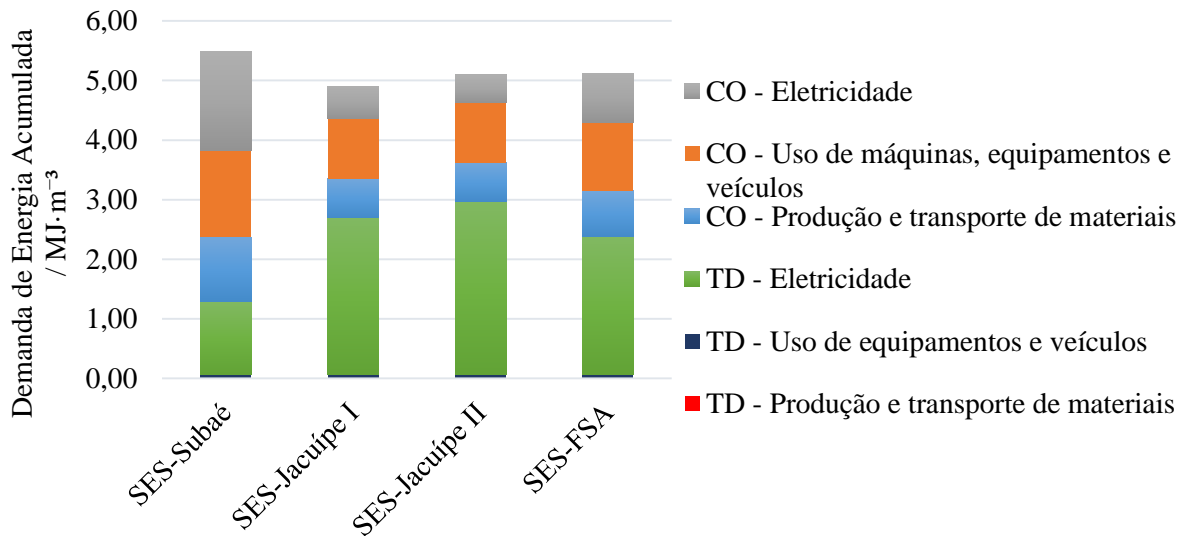
## 5.3 RESULTADOS

### 5.3.1 Desempenho energético

A demanda energética do SES-FSA foi 5,12 MJ·m<sup>-3</sup> a partir da média ponderada de 5,48 MJ·m<sup>-3</sup> do SES Subaé, 4,91 MJ·m<sup>-3</sup> do SES Jacuípe I e 5,10 MJ·m<sup>-3</sup> do SES Jacuípe II (Figura 4). A maior contribuição da demanda energética do SES-FSA foi o uso da eletricidade com 62 %, seguido do uso de diesel em máquinas, equipamentos e veículos com 23 %. A produção e transporte dos materiais representou 15 % da demanda energética do SES-FSA. A maior contribuição da demanda energética na substituição da rede de coleta do SES-FSA foi o uso de máquinas (14 % da DEA total), seguido dos condutos de PVC (8 % da DEA total) e

pavimento (7 % da DEA total). A contribuição do transporte dos condutos na demanda energética do SES–FSA foi desprezível (Tabela A3 do Apêndice).

Figura 4: Demanda energética de 1 m<sup>3</sup> esgoto gerado que será coletado e tratado por subsistema do SES–FSA centralizado



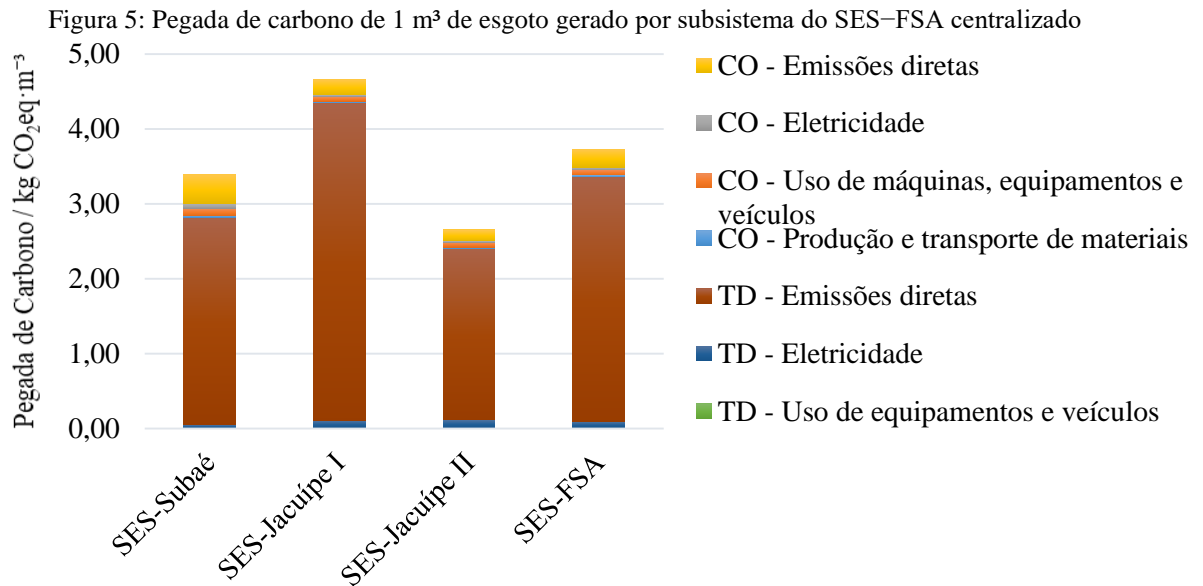
Coleta (CO); Tratamento e Disposição (TD); TD – Uso de equipamento e veículos e TD – Produção e transporte de materiais não aparecem no gráfico pois apresentaram baixa contribuição nesta categoria. Fonte: Autor, 2021.

Quanto às contribuições por etapa do SES–FSA, 53 % da demanda energética foi da coleta e 47 % do tratamento e disposição. A etapa de coleta do SES Subaé apresentou uma contribuição de 76% na demanda energética devido à maior extensão da rede de coleta e maior uso de eletricidade das EEs comparada aos demais SES avaliados. O SES Subaé atende uma área com o relevo mais acidentado comparada àquela dos demais SES avaliados, o que resultou em uma maior potência instalada dos conjuntos motor–bomba das EEs (Tabela A5 do Apêndice). No entanto, o SES Subaé usou menos eletricidade na etapa de tratamento (0,20 kWh·m<sup>-3</sup>) comparado aos demais SES avaliados devido ao seu arranjo tecnológico de menor complexidade, composto por UASB e lagoas (LA e LP). Por outro lado, a maior contribuição da demanda energética do SES Jacuípe I e SES Jacuípe II foi oriunda da etapa de tratamento (55 % e 58 % da DEA total, respectivamente) devido a demanda de eletricidade do arranjo tecnológico de UASB e LAP (0,42 kWh·m<sup>-3</sup> na ETE Jacuípe I e 0,47 kWh·m<sup>-3</sup> na ETE Jacuípe II).

### 5.3.2 Pegada de carbono

A pegada de carbono do SES–FSA foi 3,73 kg CO<sub>2</sub>eq·m<sup>-3</sup>, sendo 3,39 kg CO<sub>2</sub>eq·m<sup>-3</sup> do SES Subaé, 4,66 kg CO<sub>2</sub>eq·m<sup>-3</sup> do SES Jacuípe I e 2,65 kg CO<sub>2</sub>eq·m<sup>-3</sup> do SES Jacuípe II (Figura 5). A contribuição das emissões diretas de gases representou 94 % da pegada de carbono

do SES–FSA, enquanto das emissões indiretas do uso de eletricidade e diesel representou 5 % e do transporte de materiais representou 1 %.



Coleta (CO); Tratamento e Disposição (TD); TD – Uso de equipamento e veículos e TD – Produção e transporte de materiais não aparecem no gráfico pois apresentaram baixa contribuição nesta categoria. Fonte: Autor, 2021.

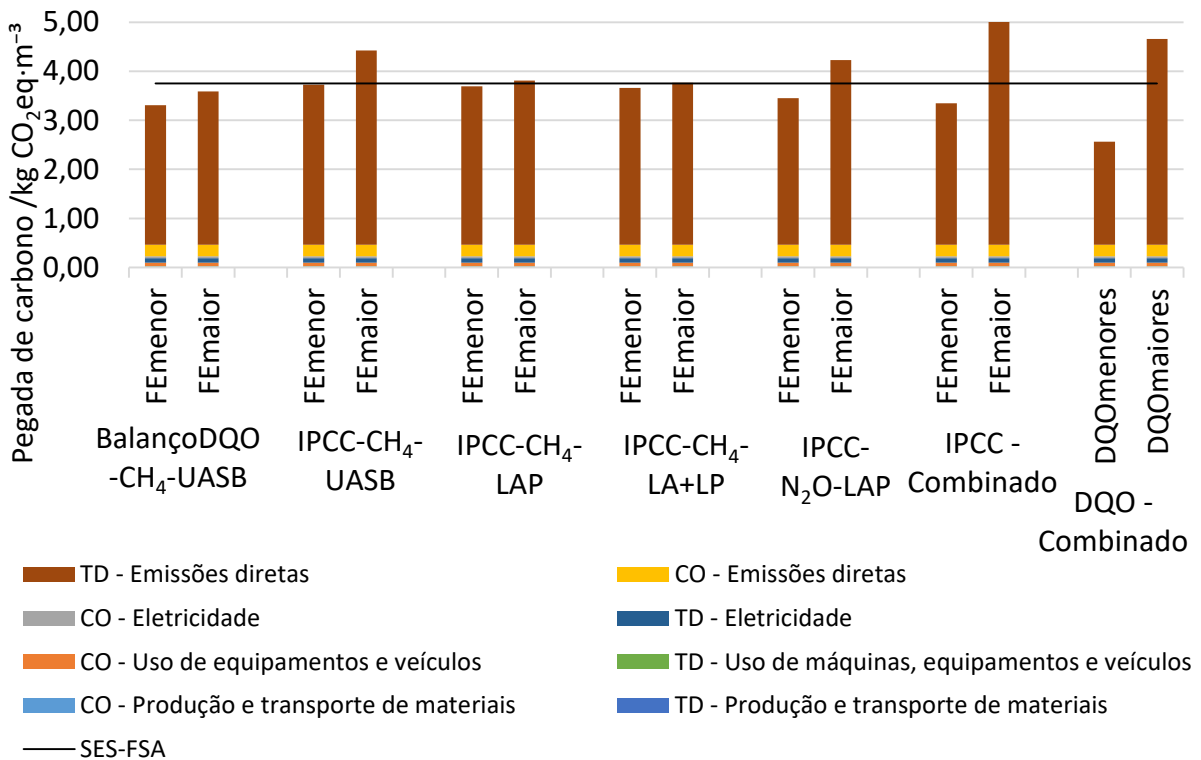
As etapas de tratamento e disposição apresentaram a maior contribuição da pegada de carbono dos SES avaliados, com 90 % de contribuição para o SES–FSA. As emissões diretas de CH<sub>4</sub> contribuíram com 78 % da pegada de carbono da etapa de tratamento e disposição do SES–FSA, principalmente àquelas do reator UASB (75 % do PAG total), seguida das emissões diretas de N<sub>2</sub>O (10 % do PAG total). A contribuição da etapa de coleta representou 10 % da pegada de carbono do SES–FSA, sendo a maior contribuição desta etapa oriunda da emissão de CH<sub>4</sub> da linha de recalque (6 % do PAG total).

### 5.3.3 Análise de sensibilidade

A análise de sensibilidade da pegada de carbono considerou cenários de variação de valores dos parâmetros utilizados nas estimativas das emissões diretas de CO<sub>2</sub> fóssil, CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O (Figura 6). O IPCC–CH<sub>4</sub>–LA+LP e IPCC–CH<sub>4</sub>–LAP apresentaram menor variação da pegada de carbono devido a menor contribuição das emissões de metano nas lagoas de aeração e de polimento e LAP do SES–FSA. A contribuição representativa do N<sub>2</sub>O no LAP do SES–FSA resultou em uma redução de 8 % para menor valor de FE e aumento de 12 % para maior valor FE na pegada de carbono do IPCC–N<sub>2</sub>O–LAP. O IPCC–CH<sub>4</sub>–UASB apresentou um aumento de 16 % na pegada de carbono com o maior valor de FE<sub>CH<sub>4</sub></sub> devido ao metano apresentar a maior contribuição na pegada de carbono do SES–FSA e conservou a pegada de carbono com

o menor valor de  $FE_{CH_4}$  pois este corresponde ao valor típico. O BalançoDQO- $CH_4$ -UASB apresentou reduções de 13 % e 4 % na pegada de carbono para o menor e maior valor de  $FE_{CH_4}$ , respectivamente, comparado ao SES-FSA. O IPCC-Combinado apresentou uma redução de 11 % e aumento de 26 % na pegada de carbono comparado com uma combinação dos menores e maiores valores de FE, respectivamente, comparado ao SES-FSA. Ademais, a variação da  $DQO_{afiuente}$  ao longo do ano (DQO-combinado) influenciou a emissão de dióxido de carbono fóssil e metano por  $m^3$  de esgoto nas etapas de tratamento e disposição do SES-FSA. Os menores valores de  $DQO_{afiuente}$  resultaram na redução de 46 % da pegada de carbono, enquanto os maiores valores resultaram no aumento de 20 % da pegada de carbono comparado ao cenário base do SES-FSA com valores médios de  $DQO_{afiuente}$ .

Figura 6: Análise de sensibilidade da pegada de carbono de 1  $m^3$  esgoto gerado que será coletado e tratado pelo SES-FSA centralizado



Fonte: Autor, 2021. Coleta (CO); Tratamento e Disposição (TD).

#### 5.4 DISCUSSÃO

A comparação dos resultados deste estudo com àqueles da literatura de ACV do SES deve considerar diferenças entre os estudos como a definição de unidade funcional, fronteira do sistema, abrangência do inventário e métodos de impacto (Tabela 5).

Tabela 5: Literatura relevante sobre ACV de SES

Estudo	Local	Etapas do SES	Fases	Quantidade e arranjo tecnológico da ETE	Vazão tratada por ETE /( $m^3 \cdot d^{-1}$ )	Recuperação de energia
Maktabifard <i>et al.</i> (2020)	Gdansk, Polônia	Tratamento e gestão do lodo	Operação	6 ETEs com diferentes configurações	6500 até 23000	4 de 6 ETEs
Lopes <i>et al.</i> (2020)	Lauro de Freitas, Brasil	Coleta e tratamento do esgoto e gestão do lodo	Construção e Operação	1 ETE com UASB seguido de alagados construídos	96	Não
Xue <i>et al.</i> (2019)	Ohio, EUA	Todo sistema de água e esgotamento <sup>c</sup>	Construção, O&M	1 ETE com lodo ativado	545530	Não
Singh e Kansal (2018)	Delhi, India	Coleta e tratamento do esgoto com gestão do lodo	Construção e operação	35 ETEs com diferentes configurações	2000 até 567000	Parcialmente <sup>b</sup>
Buonocore <i>et al.</i> (2016)	Salerno, Sul da Itália	Tratamento e gestão do lodo	Construção, O&M	1 ETE com lodo ativado avançado	30136	Parcialmente <sup>b</sup>
Limphitakphong <i>et al.</i> (2016)	Bangkok, Tailândia	Coleta e tratamento	Operação	7 ETEs com diferentes configurações de lodo ativado	13306 até 204497	Não
Amores <i>et al.</i> (2013)	Tarragona, Espanha	Todo sistema de água e esgotamento <sup>c</sup>	Construção <sup>d</sup> e operação	4 ETEs com diferentes configurações (reatores aeróbios e anaeróbios)	26027	Não
Lemos <i>et al.</i> (2013)	Aveiro, Portugal	Todo sistema de água e esgotamento <sup>c</sup>	Construção <sup>d</sup> e operação	2 ETEs com lodo ativado	13872	Biogás utilizado para aquecer reatores anaeróbios de digestão de lodo
Stokes e Horvath (2010)	Califórnia, Estados Unidos	Coleta, tratamento e gestão do lodo	Construção, O&M e fim de vida	1 ETE com lodo ativado	260274	Biogás queimado no flare ou recuperado
Friedrich <i>et al.</i> (2009)	Durban, África do Sul	Todo sistema de água e esgotamento <sup>c</sup>	Construção e operação	1 ETE com lodo ativado	24000	Parcialmente <sup>b</sup>

<sup>a</sup> Os resultados apresentados se referem apenas as fases e etapas avaliadas nos estudos; <sup>b</sup> Foi incluída a recuperação de energia em outras rotas; <sup>c</sup> Foram apresentados apenas os resultados do SES; <sup>d</sup> Foram considerados apenas os materiais dos condutos da rede de distribuição de água e coleta de esgoto na etapa de construção.

Ademais, as características do esgoto e configuração do SES influenciam a demanda energética e pegada de carbono (COROMINAS *et al.*, 2013). Dentre as categorias avaliadas em ACV de SES, PAG foi a categoria mais avaliada nos estudos (GALLEGO–SCHMID e TARPANI, 2019), enquanto alguns deles avaliaram a demanda energética (Tabela 6).

Tabela 6: Demanda energética e pegada de carbono do SES–FSA e da literatura relevante

Estudo	DEA / (MJ·m <sup>-3</sup> )		PAG / (kg CO <sub>2</sub> eq·m <sup>-3</sup> )	
	Coleta	Tratamento e disposição	Coleta	Tratamento e disposição
SES–FSA	2,70	2,42	0,38	3,36
SES–FSA com análise de sensibilidade	–	–	0,38	2,18 até 4,66 <sup>a</sup>
SES–FSA com infraestrutura <sup>b</sup>	4,22	3,61	0,55	3,86
Maktabifard <i>et al.</i> (2020)	–	–	–	0,60 até 1,70
Lopes <i>et al.</i> (2020)	–	–	–	8,03
Xue <i>et al.</i> (2019)	0,22	7,56	0,01	0,45
Singh e Kansal (2018)	0,18 até 0,83	0,36 até 1,26	1,05	0,40
Buonocore <i>et al.</i> (2016)	–	–	–	0,62
Limphitakphong <i>et al.</i> (2016)	–	–	0	1,06 até 2,70
Amores <i>et al.</i> (2013)	0,14	5,82	0,01	0,12
Lemos <i>et al.</i> (2013)	–	–	0,16	0,64
Stokes e Horvath (2010)	0,026	2,01 <sup>c</sup> e 6,11 <sup>d</sup>	0,02	0,04 <sup>c</sup> e 0,49 <sup>d</sup>
Friedrich <i>et al.</i> (2009)	–	–	0,15	0,12

Demanda de energia acumulada (DEA); Potencial de aquecimento global (PAG). <sup>a</sup> Variação devida a análise de sensibilidade; <sup>b</sup> Processos da base de dados ecoinvent<sup>TM</sup> na versão 3.5, denominado “Sewer grid, 1.1E10L/year, 242 km {GLO}” e “Wastewater treatment facility, capacity1.1E10L/year {GLO}”; <sup>c</sup> Biogás aproveitado; <sup>d</sup> Biogás em flare.

As maiores demandas energéticas da literatura consultada foram de Xue *et al.* (2019), Amores *et al.* (2013) e Stokes e Horvath (2010) com as maiores contribuições oriundas do uso de eletricidade e insumos químicos da ETE. Xue *et al.* (2019) identificaram as maiores contribuições da demanda energética no tanque de aeração da ETE, bombeamento na ETE e incineração do lodo de esgoto. Amores *et al.* (2013) designaram a maior contribuição da demanda energética oriunda do uso de eletricidade. Para Stokes e Horvath (2010), o uso da eletricidade e a produção de materiais de construção do SES apresentaram as maiores contribuições na demanda energética.

Singh e Kansal (2018) analisaram 35 ETES de diferentes configurações em Delhi, Índia, e a demanda energética do SES variou de 0,50 MJ·m<sup>-3</sup> a 1,66 MJ·m<sup>-3</sup>. A etapa de coleta de Singh e Kansal (2018) apresentou a maior demanda energética comparada aos demais estudos (Tabela 6) em consequência de áreas com topografia acidentada e pouca concentração de

residências atendidas. A demanda energética da etapa de coleta do SES Subaé deste estudo foi maior que àquela da etapa de tratamento primeiro devido à maior extensão da rede de coleta por m<sup>3</sup> de esgoto coletado, o que requer mais manutenção, segundo pela topografia mais acidentada, o que requer maior consumo de eletricidade, comparada aos demais subsistemas avaliados.

A inclusão dos insumos da construção e manutenção da infraestrutura nos inventários de ACV de SES foi relevante para as categorias avaliadas neste estudo (Tabela 6). Por exemplo, a inclusão dos processos da base de dados doecoinvent<sup>TM</sup> para representar a infraestrutura do SES-FSA aumentou a demanda energética em 36 % na coleta e 33 % no tratamento. Alguns estudos desprezam os serviços e materiais devido a obra civil na reabilitação das vias (ex. movimentação de terra e asfalto) e consideraram apenas o material dos condutos da rede de coleta (ex. PVC, concreto), supondo que aqueles itens são desprezíveis ou devido à indisponibilidade dos dados de construção (GALLEGO-SCHMID e TARPANI, 2019). No entanto, a reabilitação das vias tanto na fase de manutenção quanto na implantação foi representativa em alguns estudos (RISCH *et al.*, 2015; MORERA *et al.*, 2016). A fase de substituição dos tubos representou de 26 % a 40 % da demanda energética dos SES avaliados neste estudo. Portanto, condutos com uma maior vida útil devem ser considerados para reduzir a taxa de substituição da rede de coleta e os impactos da fase de manutenção do SES (MORERA *et al.*, 2016). A obtenção de dados é um fator limitante para avaliar a infraestrutura em ACV de SES, assim a operadora do SES deve atualizar e disponibilizar o registro da infraestrutura instalada. Ademais, os dados disponibilizados por fabricantes e fornecedores de materiais, máquinas e equipamentos devem apoiar a construção do inventário (GEORGIU *et al.*, 2019).

A pegada de carbono da maioria dos estudos da literatura consultada apresentou um valor menor comparado àquela do SES-FSA (Tabela 6). Esse resultado é devido principalmente aos arranjos tecnológicos. Os reatores anaeróbios presentes nas ETEs do SES-FSA e de Lopes *et al.* (2020) apresentaram as maiores contribuições da pegada de carbono devido às elevadas emissões de CH<sub>4</sub> para a atmosfera. Os reatores UASB são muito utilizados para tratar esgoto em países tropicais, a exemplo do Brasil, devido as suas vantagens de custo e operação. As sedes municipais brasileiras usam reatores anaeróbios em 926 das 2 657 ETEs (ANA, 2017). O fator de emissão dos reatores de lodo ativado ( $7,5 \times 10^{-3}$  kg CH<sub>4</sub>·kg<sup>-1</sup> DQO), método de tratamento utilizado na maioria dos estudos da literatura consultada, é menor comparado àquela dos reatores anaeróbios (valores até  $2,0 \times 10^{-1}$  kg CH<sub>4</sub>·kg<sup>-1</sup> DQO) (IPCC, 2019a). As principais

emissões decorrentes dos reatores de lodo ativado são as emissões diretas de N<sub>2</sub>O e uso intensivos de eletricidade (BUONOCORE *et al.*, 2016; MAKTABIFARD *et al.*, 2020).

A maior contribuição da pegada de carbono em alguns estudos de SES foi o uso de eletricidade, principalmente no tratamento (LIMPHITAKPHONG *et al.*, 2016; LEMOS *et al.*, 2013). Neste estudo, a eletricidade contribuiu com 3 % da pegada de carbono dos SES avaliados devido, principalmente, as fontes energéticas da matriz elétrica brasileira com a maior parcela oriunda de hidrelétrica (65,2 %) (EPE, 2018). A matriz elétrica brasileira apresentou uma pegada de carbono menor que àquelas dos países de origem dos estudos (Tailândia e Portugal) (EPE, 2018).

A obtenção de parâmetros locais é recomendada para estimar as emissões diretas de CO<sub>2</sub> fóssil, CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O do SES, de modo a reduzir as incertezas da pegada de carbono uma vez que são os principais contribuintes (BUONOCORE *et al.*, 2016; MAKTABIFARD *et al.*, 2020). Os fatores de emissão dos gases dependem das condições locais como temperatura, carga orgânica do esgoto e infiltrações de água, portanto o uso de parâmetros genéricos de regiões distintas do estudo aumenta a incerteza na tomada de decisão. A metodologia utilizada com balanço de DQO (LOBATO *et al.*, 2012), baseada nas condições climáticas do Brasil, aumenta a representatividade da estimativa de CH<sub>4</sub> de reatores UASB. Esta metodologia reduziu a pegada de carbono do SES-FSA, indicando que a metodologia do IPCC (2019a) superestimou as emissões de metano para as condições brasileiras.

As projeções de aumento da população, mudança no padrão de consumo e severidade das mudanças climáticas demandam mais infraestrutura, principalmente em serviços essenciais como o esgotamento sanitário. De acordo com a pegada de carbono deste estudo, a emissão *per capita* do SES-FSA foi de 125,5 kg CO<sub>2</sub>eq·(hab·ano)<sup>-1</sup>, considerando a geração média anual *per capita* de esgoto de 33,7 m<sup>3</sup>. Segundo o relatório do Observatório do Clima (SEEG, 2019), a pegada de carbono *per capita* do setor de esgotamento sanitário doméstico representou 1 % das emissões totais de GEE brasileiras em média em 2018. Para limitar o aquecimento global a 1,5 °C até 2050 e garantir uma sociedade mais sustentável e equitativa, as emissões de GEE devem ser restritas a 1,5 Mg CO<sub>2</sub>eq·(hab·ano)<sup>-1</sup> (IPCC, 2019c). Dessa forma, a pegada de carbono *per capita* deve ser restrita a 16,7 kg CO<sub>2</sub>eq·(hab·ano)<sup>-1</sup> para o setor de esgotamento sanitário doméstico manter o mesmo percentual de contribuição e limitar o aquecimento global a 1,5 °C. Portanto, a meta de redução de 87 % da pegada de carbono do SES-FSA exige

mudanças tecnológicas e gerenciais de oferta e demanda dos serviços de esgotamento sanitário de forma rápida, significativa e sem precedentes.

A recuperação energética na ETE é uma solução possível de redução da pegada de carbono (MAKTABIFARD *et al.*, 2020; SINGH e KANSAL, 2018) e demanda energética (STOKES e HORVATH, 2010). A recuperação energética do biogás reduziu 87 % da pegada de carbono e 64 % da demanda energética do SES comparada a queima do biogás no *flare* no estudo desenvolvido por Stokes e Horvath (2010).

## 5.5 CONCLUSÃO

Os países em desenvolvimento precisam alcançar maiores índices de cobertura do esgotamento sanitário. A ampliação e gerenciamento do esgotamento sanitário deve considerar o desempenho energético e ambiental para apoiar as decisões mais sustentáveis. A avaliação do ciclo de vida (ACV) do sistema de esgotamento sanitário centralizado deste estudo (SES-FSA) com três arranjos tecnológicos de estação de tratamento de esgoto (ETE) mostraram que:

- A maior contribuição da demanda energética do SES-FSA foi da etapa de coleta (53 %) devido ao uso de diesel em máquinas, equipamentos e veículos, seguido da produção e transporte de materiais e uso da eletricidade;
- A fase de manutenção com a substituição da rede de coleta foi relevante na demanda energética e deve ser considerada em estudos de ACV de SES, uma vez que esta fase demanda insumos intensivos em energia como o diesel e PVC dos condutos;
- A etapa de tratamento representou 47 % da demanda energética do SES-FSA, onde a maior contribuição foi o uso de eletricidade;
- As emissões diretas de gases de efeito estufa do SES-FSA representaram 94 % da pegada de carbono, onde a maior contribuição foi da emissão de metano do reator UASB (75 %);
- O uso majoritário de fontes renováveis na matriz elétrica brasileira resultou na pequena contribuição da eletricidade na pegada de carbono do SES-FSA. No entanto, deve-se considerar a otimização do desempenho energético do SES-FSA a partir da redução da demanda de energia e recuperação dos recursos energéticos.

Recomenda-se comparar o sistema de esgotamento sanitário centralizado com àquele descentralizado da cidade em estudo para verificar a influência do porte da rede de coleta e da ETE no desempenho energético e ambiental. Ademais, deve-se considerar a avaliação de

cenários de prevenção da poluição e recuperação de recursos do esgoto doméstico tendo em vista a redução dos impactos.

## REFERÊNCIAS

- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14040: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura**. Rio de Janeiro. 2009a.
- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14044: Avaliação do Ciclo de Vida: Requisitos e Orientações**. Rio de Janeiro: 2009b.
- ALVES, D. A. Avaliação do ciclo de vida – acv de um sistema de wetland construído de fluxo vertical para o tratamento de esgoto doméstico. 82p. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Maria. 2016.
- AMORES, M. J. et al. Environmental assessment of urban water cycle on Mediterranean conditions by LCA approach. **Journal of Cleaner Production**, v. 43, p. 84-92, 2013.
- ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas / Agência Nacional de Águas, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Brasília: ANA, 2017.
- BUONOCORE, Elvira et al. Life cycle assessment indicators of urban wastewater and sewage sludge treatment. **Ecological indicators**, v. 94, p. 13-23, 2018.
- COROMINAS, LI et al. Life cycle assessment applied to wastewater treatment: state of the art. **Water research**, v. 47, n. 15, p. 5480-5492, 2013.
- DNIT - DEPARTAMENTO NACIONAL DE INFRAESTRUTURA DE TRANSPORTES. DNIT 0,31/06-ES: **Pavimentos flexíveis – concreto asfáltico – Especificação de serviços**, Rio de Janeiro, 2006.
- EMBASA- EMPRESA BAIANA DE ÁGUAS E SANEAMENTO. Controle Operacional de Água e Esgoto (COPAE). **Controle de Perdas no Sistema**. Feira de Santana Dez. 2018a.
- EMBASA - EMPRESA BAIANA DE ÁGUAS E SANEAMENTO. **Relatório de Índice de Qualidade do Esgoto (IQE)**. Feira de Santana Dez. 2018b.
- EMBASA - EMPRESA BAIANA DE ÁGUAS E SANEAMENTO. **Planilhas eletrônicas: Controle de Energia ano 2017 e Combustível UNFE**. Feira de Santana Dez. 2018c.
- EMBASA - EMPRESA BAIANA DE ÁGUAS E SANEAMENTO. **Planilha eletrônica sobre levantamento de EEE**. Feira de Santana Set. 2020.
- EPE – EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. Relatório Síntese, ano base 2017. Rio de Janeiro, Maio 2018. Disponível em: <https://epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-303/topico-397/Relat%C3%B3rio%20S%C3%ADntese%202018-ab%202017vff.pdf>. Acesso em 01 Jul 2020.
- FOLEY, J.; YUAN, Z.; LANT, P. Dissolved methane in rising main sewer systems: field measurements and simple model development for estimating greenhouse gas emissions. **Water Science and Technology**, v. 60, n. 11, p. 2963-2971, 2009.
- FRIEDRICH, E.; PILLAY, S.; BUCKLEY, C. A. Carbon footprint analysis for increasing water supply and sanitation in South Africa: a case study. **Journal of Cleaner Production**, v. 17, n. 1, p. 1-12, 2009.

- FRISCHKNECHT, Rolf et al. Implementation of life cycle impact assessment methods. 2007.
- GALLEGO-SCHMID, Alejandro; TARPANI, Raphael Ricardo Zepon. Life cycle assessment of wastewater treatment in developing countries: a review. **Water research**, v. 153, p. 63-79, 2019.
- GEORGIOU, Eleni et al. The significance of measuring embodied carbon dioxide equivalent in water sector infrastructure. **Journal of Cleaner Production**, v. 216, p. 268-276, 2019.
- GUANAIS, A L R, COHIM E. B., AND MEDEIROS D. L. Avaliação energética de um sistema integrado de abastecimento de água. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental** 22, no. 6 1187-1196. 2017.
- GUISASOLA, A., DE HAAS, D., KELLER, J., YUAN, Z. Methane formation in sewer systems. **Water Research** 42 (6–7), 1421–1430, 2008.
- GUTIERREZ, KATIA GONÇALVES. Análise e gerenciamento de impactos ambientais no tratamento de esgoto doméstico mediante avaliação de ciclo de vida. 129p. Dissertação (mestrado). Escola de Engenharia da UFMG, Universidade Federal de Minas Gerais, 2014.
- HEIJUNGS, R.; KLEIJN, R. Numerical approaches towards life cycle interpretation five examples. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 6, n. 3, p. 141, 2001.
- IBICT- INSTITUTO BRASILEIRO DE INFORMAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA. Manual do sistema ILCD: Sistema Internacional de Referência de Dados do Ciclo de Vida de Produtos e Processos. VASCONCELOS, L. M. [Tradutor] Brasília, 2014.319p.
- IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Calvo Buendia, E., Tanabe, K., Kranjc, A., Baasansuren, J., Fukuda, M., Ngarize S., Osako, A., Pyrozhenko, Y., Shermanau, P. and Federici, S. (eds). Vol. 5 Waste Capítulo 6. Published: IPCC, Switzerland. (2019a)
- IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Calvo Buendia, E., Tanabe, K., Kranjc, A., Baasansuren, J., Fukuda, M., Ngarize S., Osako, A., Pyrozhenko, Y., Shermanau, P. and Federici, S. (eds). Vol. 4 Capítulo 11. Published: IPCC, Switzerland. (2019b).
- IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Climate Change 2013. The Physical Science Basis. Working Group I contribution to the Fifth Assessment Report of the IPCC. Disponível em: <http://www.climatechange2013.org>.
- IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Intergovernmental Panel On Climate Change. "Special report on global warming of 1.5 C (SR15)." 2019c.
- JORDÃO, E. P., E C. A. PESSOA. Tratamento de esgotos domésticos. 6ª edição. Rio de Janeiro. 2011.
- LAW, Y.; JACOBSEN, G.E.; SMITH, A.M.; YUAN, Z. & LANT, P. Fossil organic carbon in wastewater and its fate in treatment plants. **Water Research** 47(14): 5270-5281, 2013.
- LEMOS, Diogo et al. Environmental assessment of an urban water system. **Journal of Cleaner Production**, v. 54, p. 157-165, 2013.
- LIMPHITAKPHONG, Nantamol; PHARINO, Chanathip; KANCHANAPIYA, Premrudee. Environmental impact assessment of centralized municipal wastewater management in Thailand. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 21, n. 12, p. 1789-1798, 2016.

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 Science and Technology**, v. 66, n. 12, p. 2745-2753, 2012.

LOPES, T. et al. Low complexity wastewater treatment process in developing countries: A LCA approach to evaluate environmental gains. **Science of The Total Environment**, v. 720, p. 137593, 2020.

MAKTABIFARD, Mojtaba; ZABOROWSKA, Ewa; MAKINIA, Jacek. Energy neutrality versus carbon footprint minimization in municipal wastewater treatment plants. **Bioresource Technology**, v. 300, p. 122647, 2020.

MORERA, Serni et al. Life cycle assessment of construction and renovation of sewer systems using a detailed inventory tool. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 21, n. 8, p. 1121-1133, 2016.

PAULO, P.L. ; QUEIROZ, L. M. ; SOUZA, H. H. S. ; MORAIS, J. C. ; MAGRI, M. E. ; OLIVEIRA, L. O. V. ; LOPES, T. A. S. ; KIPERSTOK, A. *Ferramentas de avaliação de sustentabilidade em sistemas de tratamento de esgotos descentralizados. Caracterização, Tratamento e Gerenciamento de Subprodutos de Correntes de Esgotos Segregadas e Não Segregadas em Empreendimentos Habitacionais*. 1ed.Fortaleza: Imprece, v. 1, p. 754-820, 2019.

PMSB - PLANO MUNICIPAL DE SANEAMENTO BÁSICO DE FEIRA DE SANTANA. [CD-ROM] **Fundação escola politécnica da Bahia**. Dezembro/2017.

RISCH, Eva et al. Life cycle assessment of urban wastewater systems: Quantifying the relative contribution of sewer systems. **water research**, v. 77, p. 35-48, 2015.

ROCHETTE, Philippe et al. Soil nitrous oxide emissions from agricultural soils in Canada: Exploring relationships with soil, crop and climatic variables. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 254, p. 69-81, 2018.

SANTOS, Dalila Souza et al. Efeito da secagem em leito nas características físico-químicas e microbiológicas de lodo de reator anaeróbio de fluxo ascendente usado no tratamento de esgoto sanitário. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 2, p. 341-349, 2017.

SISTEMA DE ESTIMATIVA DAS EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA – SEEG 2019. Análise das emissões de gases de efeito estufa e suas implicações para as metas do Brasil – 1970-2018. Sistema de Estimativas de Emissões de Gases de Efeito Estufa do Observatório do Clima.

SISTEMA DE ESTIMATIVA DAS EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA – SEEG. *Base de dados*. Disponível em: [http://plataforma.seeg.eco.br/total\\_emission#](http://plataforma.seeg.eco.br/total_emission#). Acesso em 05 Mar 2021.

SEINFRA – SECRETARIA DE INFRAESTRUTURA DE SERGIPE. *Tabela de custos para serviços e materiais de construção*. Disponível em: <http://www3.seinfra.ce.gov.br/consulta.aspx?ID=443>. Acesso em 11 Nov 2019.

SILVEIRA, B. et al. Guia técnico de aproveitamento energético de biogás em estações de tratamento de esgoto. **Brasília, DF. Ministério das Cidades**, 2015.

SINGH, Pratima; KANSAL, Arun. Energy and GHG accounting for wastewater infrastructure. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 128, p. 499-507, 2018.

SOUZA, C. L.; CHERNICHARO, C. A. L.; MELO, G. C. B. Methane and hydrogen sulfide emissions in UASB reactors treating domestic wastewater. **Water Science and Technology**, v. 65, n. 7, p. 1229-1237, 2012.

STANLEY, Emily H. et al. The ecology of methane in streams and rivers: patterns, controls, and global significance. **Ecological Monographs**, v. 86, n. 2, p. 146-171, 2016.

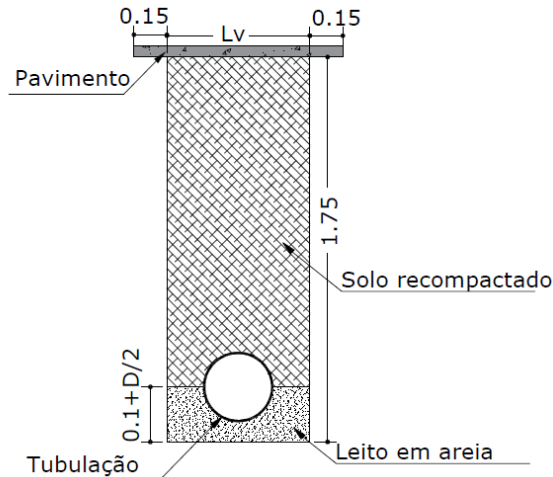
STOKES, Jennifer R.; HORVATH, Arpad. Supply-chain environmental effects of wastewater utilities. **Environmental Research Letters**, v. 5, n. 1, p. 014015, 2010.

TIGRE S/A, Tubos E Conexões. Infraestrutura e Esgoto - Catálogo Técnico. Disponível em: [https://www.tigre.com.br/themes/tigre2016/downloads/catalogos-tecnicos/ct-infraestrutura-saneamento\\_esgoto.pdf](https://www.tigre.com.br/themes/tigre2016/downloads/catalogos-tecnicos/ct-infraestrutura-saneamento_esgoto.pdf). Acesso em 04 Maio 2020.

XUE, Xiaobo et al. Holistic analysis of urban water systems in the greater cincinnati region:(1) life cycle assessment and cost implications. **Water research X**, v. 2, p. 100015, 2019.

## APÊNDICE

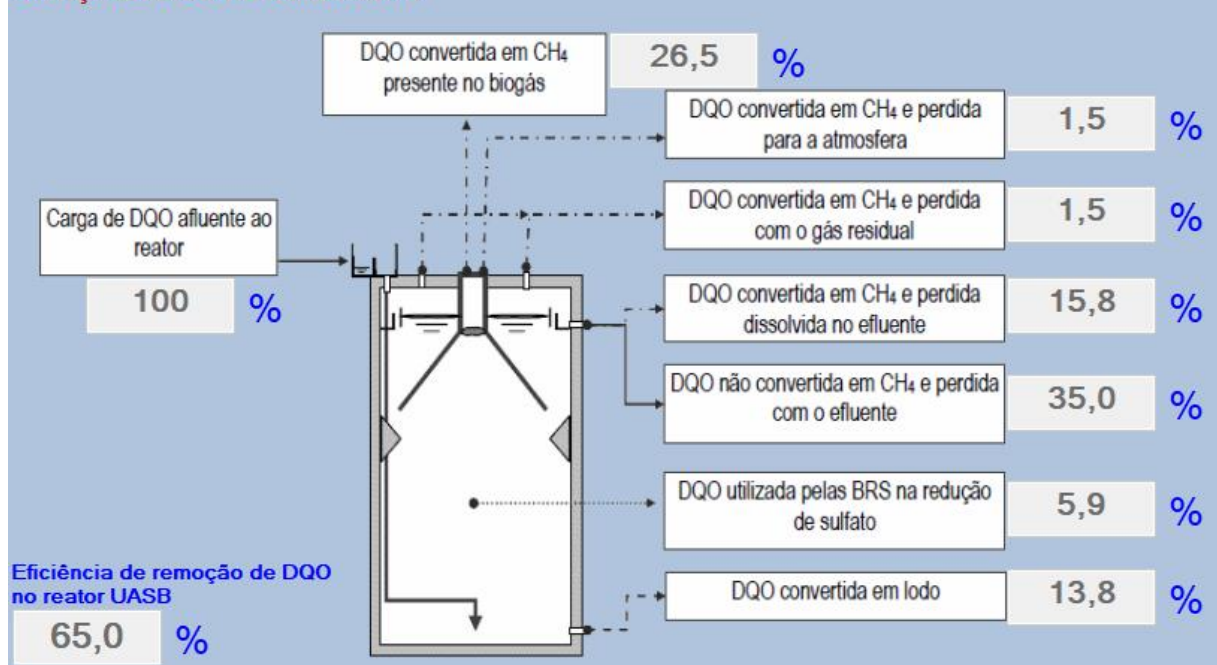
Figura A1: Esquema da área transversal da vala para a substituição dos condutos da rede de coleta do SES–FSA centralizado (valores em metro)



Fonte: Autor, 2021. Diâmetro do conduto (D); Largura da vala (Lv).

Figura A2: Balanço de DQO do reator UASB com o cenário típico do ProBio 1.0

### Balanço de DQO no reator UASB



Fonte: Lobato (2011)

Tabela A1: Contribuição por fluxo da Demanda de Energia Acumulada (DEA) de 1 m<sup>3</sup> esgoto gerado que será coletado e tratado por subsistema do SES–FSA centralizado em MJ·m<sup>-3</sup>

Parâmetro	SES	SES	SES	SES–FSA
	Subaé	Jacuípe I	Jacuípe II	
Coleta				
Diesel queimado (Máquinas na substituição dos condutos)	$1,05 \times 10^0$	$6,32 \times 10^{-1}$	$6,32 \times 10^{-1}$	$7,49 \times 10^{-1}$
Condutos de PVC (material)	$4,76 \times 10^{-1}$	$2,87 \times 10^{-1}$	$2,87 \times 10^{-1}$	$3,40 \times 10^{-1}$
PVC (extrusão)	$6,21 \times 10^{-2}$	$3,75 \times 10^{-2}$	$3,75 \times 10^{-2}$	$4,44 \times 10^{-2}$

<b>Parâmetro</b>	<b>SES Subaé</b>	<b>SES Jacuípe I</b>	<b>SES Jacuípe II</b>	<b>SES-FSA</b>
Transporte condutos	$2,47 \times 10^{-3}$	$1,49 \times 10^{-3}$	$1,49 \times 10^{-3}$	$1,76 \times 10^{-3}$
Areia (Leito dos tubos)	$9,99 \times 10^{-2}$	$6,03 \times 10^{-2}$	$6,03 \times 10^{-2}$	$7,13 \times 10^{-2}$
Asfalto				
Areia	$1,90 \times 10^{-2}$	$1,15 \times 10^{-2}$	$1,15 \times 10^{-2}$	$1,36 \times 10^{-2}$
Brita	$9,51 \times 10^{-3}$	$5,74 \times 10^{-3}$	$5,74 \times 10^{-3}$	$6,79 \times 10^{-3}$
Betume	$4,06 \times 10^{-1}$	$2,45 \times 10^{-1}$	$2,45 \times 10^{-1}$	$2,90 \times 10^{-1}$
Diesel queimado	$6,20 \times 10^{-2}$	$3,74 \times 10^{-2}$	$3,74 \times 10^{-2}$	$4,43 \times 10^{-2}$
Eletricidade (EEE)	$1,66 \times 10^0$	$5,41 \times 10^{-1}$	$4,60 \times 10^{-1}$	$8,30 \times 10^{-1}$
Diesel queimado (equipamentos e veículos)	$3,47 \times 10^{-1}$	$3,47 \times 10^{-1}$	$3,47 \times 10^{-1}$	$3,47 \times 10^{-1}$
<b>TOTAL PARCIAL</b>	<b><math>4,19 \times 10^0</math></b>	<b><math>2,21 \times 10^0</math></b>	<b><math>2,12 \times 10^0</math></b>	<b><math>2,74 \times 10^0</math></b>
Tratamento e Disposição				
Eletricidade (ETE)	$1,23 \times 10^0$	$2,64 \times 10^0$	$2,91 \times 10^0$	$2,32 \times 10^0$
Diesel queimado (equipamentos e veículos)	$6,10 \times 10^{-2}$	$6,11 \times 10^{-2}$	$6,11 \times 10^{-2}$	$6,11 \times 10^{-2}$
<b>TOTAL PARCIAL</b>	<b><math>1,29 \times 10^0</math></b>	<b><math>2,70 \times 10^0</math></b>	<b><math>2,97 \times 10^0</math></b>	<b><math>2,39 \times 10^0</math></b>
<b>TOTAL</b>	<b><math>5,48 \times 10^0</math></b>	<b><math>4,91 \times 10^0</math></b>	<b><math>5,10 \times 10^0</math></b>	<b><math>5,12 \times 10^0</math></b>

Tabela A2: Contribuição por fluxo da Pegada da Carbono de 1 m<sup>3</sup> esgoto gerado que será coletado e tratado por subsistema do SES-FSA centralizado em kg CO<sub>2</sub>-m<sup>-3</sup>

<b>Parâmetro</b>	<b>SES Subaé</b>	<b>SES Jacuípe I</b>	<b>SES Jacuípe II</b>	<b>SES-FSA</b>
Coleta				
Diesel queimado (Máquinas na substituição dos condutos)	$6,71 \times 10^{-2}$	$4,05 \times 10^{-2}$	$4,05 \times 10^{-2}$	$4,79 \times 10^{-2}$
Condutos de PVC	$1,55 \times 10^{-2}$	$9,33 \times 10^{-3}$	$9,33 \times 10^{-3}$	$1,10 \times 10^{-2}$
Extrusão do PVC	$3,62 \times 10^{-3}$	$2,18 \times 10^{-3}$	$2,18 \times 10^{-3}$	$2,58 \times 10^{-3}$
Transporte condutos	$1,43 \times 10^{-4}$	$8,66 \times 10^{-5}$	$8,66 \times 10^{-5}$	$1,02 \times 10^{-4}$
Areia (leito dos condutos)	$6,33 \times 10^{-3}$	$3,82 \times 10^{-3}$	$3,82 \times 10^{-3}$	$4,52 \times 10^{-3}$
Asfalto				
Areia	$1,20 \times 10^{-3}$	$7,27 \times 10^{-4}$	$7,27 \times 10^{-4}$	$8,59 \times 10^{-4}$
Brita	$6,23 \times 10^{-4}$	$3,76 \times 10^{-4}$	$3,76 \times 10^{-4}$	$4,45 \times 10^{-4}$
Betume	$3,28 \times 10^{-3}$	$1,98 \times 10^{-3}$	$1,98 \times 10^{-3}$	$2,34 \times 10^{-3}$
Diesel queimado	$3,97 \times 10^{-3}$	$2,40 \times 10^{-3}$	$2,40 \times 10^{-3}$	$2,84 \times 10^{-3}$
Eletricidade (EEE)	$6,64 \times 10^{-2}$	$2,17 \times 10^{-2}$	$1,84 \times 10^{-2}$	$3,32 \times 10^{-2}$
Diesel queimado (equipamentos e veículos)	$2,22 \times 10^{-2}$	$2,22 \times 10^{-2}$	$2,22 \times 10^{-2}$	$2,22 \times 10^{-2}$
Metano para o ar	$3,78 \times 10^{-1}$	$2,03 \times 10^{-1}$	$1,44 \times 10^{-1}$	$2,35 \times 10^{-1}$
<b>TOTAL PARCIAL</b>	<b><math>5,69 \times 10^{-1}</math></b>	<b><math>3,08 \times 10^{-1}</math></b>	<b><math>2,46 \times 10^{-1}</math></b>	<b><math>3,63 \times 10^{-1}</math></b>
Tratamento e Disposição				
Eletricidade (ETE)	$4,91 \times 10^{-2}$	$1,06 \times 10^{-1}$	$1,16 \times 10^{-1}$	$9,30 \times 10^{-2}$
Diesel queimado (equipamentos e veículos)	$3,91 \times 10^{-3}$	$3,92 \times 10^{-3}$	$3,92 \times 10^{-3}$	$3,92 \times 10^{-3}$

<b>Parâmetro</b>	<b>SES Subaé</b>	<b>SES Jacuípe I</b>	<b>SES Jacuípe II</b>	<b>SES-FSA</b>
Metano para o ar (UASB)	$2,43 \times 10^0$	$3,88 \times 10^0$	$1,50 \times 10^0$	$2,79 \times 10^0$
Metano para o ar (LAP)	–	$5,90 \times 10^{-2}$	$5,06 \times 10^{-1}$	$4,01 \times 10^{-2}$
Metano para o ar (LA e LP)	$2,66 \times 10^{-1}$	–	–	$7,42 \times 10^{-2}$
Óxido nitroso (LAP)	$0,00 \times 10^0$	$2,12 \times 10^{-1}$	$6,44 \times 10^{-1}$	$2,78 \times 10^{-1}$
Óxido nitroso da fazenda de lodo para o ar	$4,01 \times 10^{-2}$	$4,00 \times 10^{-2}$	$4,00 \times 10^{-2}$	$4,00 \times 10^{-2}$
Dióxido de carbono fóssil para o ar	$4,95 \times 10^{-3}$	$7,90 \times 10^{-3}$	$6,78 \times 10^{-3}$	$6,75 \times 10^{-3}$
Transporte do lodo	$5,75 \times 10^{-4}$	–	–	$1,60 \times 10^{-4}$
Metano para o ar (após a disposição no rio)	$6,16 \times 10^{-3}$	$9,83 \times 10^{-3}$	$8,43 \times 10^{-3}$	$8,41 \times 10^{-3}$
Óxido nitroso para o ar (após a disposição no rio)	$4,00 \times 10^{-2}$	$4,00 \times 10^{-2}$	$4,00 \times 10^{-2}$	$4,00 \times 10^{-2}$
<b>TOTAL PARCIAL</b>	<b><math>2,82 \times 10^0</math></b>	<b><math>4,35 \times 10^0</math></b>	<b><math>2,41 \times 10^0</math></b>	<b><math>3,36 \times 10^0</math></b>
<b>TOTAL</b>	<b><math>3,39 \times 10^0</math></b>	<b><math>4,66 \times 10^0</math></b>	<b><math>2,65 \times 10^0</math></b>	<b><math>3,73 \times 10^0</math></b>

Tabela A3: Contribuições da Demanda de Energia Acumulada (DEA) por subsistema do SES-FSA centralizado

<b>Parâmetro</b>	<b>SES Subaé</b>	<b>SES Jacuípe I</b>	<b>SES Jacuípe II</b>	<b>SES-FSA<sup>a</sup></b>
TOTAL (MJ/m <sup>3</sup> )	5,48	4,91	5,10	5,12
<b>Etapas do SES</b>				
Coleta	76 %	45 %	42 %	53 %
Tratamento e disposição	24 %	55 %	58 %	47 %
<b>Fases do SES</b>				
Operação	60 %	73 %	74 %	70 %
Manutenção (apenas substituição dos tubos)	40 %	27 %	26 %	30 %
<b>Atividades</b>				
Produção e transporte de materiais	20 %	13 %	13 %	15 %
Uso de máquinas, equipamentos e veículos	28 %	22 %	21 %	23 %
Eletricidade	53 %	65 %	66 %	62 %

<sup>a</sup> Média ponderada do sistema de esgotamento sanitário centralizado de Feira de Santana

Tabela A4: Contribuições de Pegada da Carbono por subsistema do SES-FSA centralizado

<b>Parâmetro</b>	<b>SES Subaé</b>	<b>SES Jacuípe I</b>	<b>SES Jacuípe II</b>	<b>SES-FSA<sup>a</sup></b>
TOTAL (kg CO <sub>2eq</sub> /m <sup>3</sup> )	3,39	4,66	2,65	3,73
<b>Etapas do SES</b>				
Coleta	17 %	7 %	9 %	10 %
Tratamento e disposição	83 %	93 %	91 %	90 %
<b>Fases do SES</b>				
Operação	97 %	99 %	98 %	98 %
Manutenção (substituição dos tubos)	3 %	1 %	2 %	2 %
<b>Atividades</b>				

<b>Parâmetro</b>	<b>SES Subaé</b>	<b>SES Jacuípe I</b>	<b>SES Jacuípe II</b>	<b>SES-FSA<sup>a</sup></b>
Produção e transporte de materiais	1 %	0 %	1 %	1 %
Uso de máquinas, equipamentos e veículos	3 %	1 %	3 %	2 %
Eletricidade	3 %	3 %	5 %	3 %
Emissões diretas	93 %	95 %	92 %	94 %

<sup>a</sup> Média ponderada do sistema de esgotamento sanitário centralizado de Feira de Santana

Tabela A5: Descrição das linhas de recalque e bombas das Estações Elevatórias de Esgoto (EEE)

Sistema	Elevatória	Q /(m <sup>3</sup> ·h <sup>-1</sup> )	H /(m.c.a.)	Pot /(CV)	L <sub>R</sub> /(m)	DN <sub>R</sub> /(mm)	A <sub>bio</sub> /(m <sup>2</sup> )	V /(m <sup>3</sup> )	TDH /(h)	A <sub>t</sub> /(m <sup>2</sup> )	C <sub>CH4</sub> /(kg·m <sup>-3</sup> )
SUBAÉ	A3 PRESIDENTE DUTRA	396,0	6,5	15,0	450	500	1,57	0,20	0,2	0,20	0,0016
SUBAÉ	A5 RIO AMAZONAS	187,2	12,0	12,5	210	300	0,94	0,07	0,1	0,07	0,0016
SUBAÉ	A6 SÃO LOURENÇO	16,6	11,5	25,0	400	500	1,57	0,20	4,7	0,20	0,0035
SUBAÉ	B4 VIETNA	810,0	6,0	30,0	350	350	1,10	0,10	0,0	0,10	0,0015
SUBAÉ	D AVIARIO	370,8	37,6	75,0	1320	500	1,57	0,20	0,7	0,20	0,0018
SUBAÉ	D4 LAGOA SALGADA	117,0	8,9	10,0	200	100	0,31	0,01	0,0	0,01	0,0015
SUBAÉ	D7 LOS PAMPAS	21,8	36,1	6,5	1115	100	0,31	0,01	0,4	0,01	0,0023
SUBAÉ	POJUCA SOLAR SIM	12,6	13,0	1,5	1104	100	0,31	0,01	0,7	0,01	0,0029
SUBAÉ	POJUCA VIVA MAIS MASTER	21,6	17,2	1,8	133	100	0,31	0,01	0,0	0,01	0,0016
JACUÍPE II	JACUIPE CAMPO DO GADO	55,0	48,2	30,0	607	100	0,31	0,01	0,1	0,01	0,0017
JACUÍPE II	POJUCA BOM VIVER	10,8	20,0	3,0	270	250	0,79	0,05	1,2	0,05	0,0025
JACUÍPE II	POJUCA BR116 FEIRA VI	48,0	28,0	30,0	2827	250	0,79	0,05	2,9	0,05	0,0039
JACUÍPE II	POJUCA CAMINHO 45	65,0	15,0	3,0	123	75	0,24	0,00	0,0	0,00	0,0015
JACUÍPE II	POJUCA GEORGE AMERICO	334,8	14,9	50,0	1184	250	0,79	0,05	0,2	0,05	0,0016
JACUÍPE II	POJUCA RUA M	108,0	16,0	15,0	122	100	0,31	0,01	0,0	0,01	0,0015
JACUÍPE II	POJUCA VIVENDAS DO CAMPO	80,0	15,0	3,0	552	150	0,47	0,02	0,1	0,02	0,0017
JACUÍPE I	JACUIPE CAMINHO F1	356,0	12,9	25,0	561	500	1,57	0,20	0,3	0,20	0,0016
JACUÍPE I	JACUIPE JUSSRA	1239,8	12,6	40,0	966	500	1,57	0,20	0,2	0,20	0,0016
JACUÍPE I	JACUIPE RUA F	60,0	13,2	7,0	227	100	0,31	0,01	0,0	0,01	0,0016
JACUÍPE I	JACUIPE RUA SONIA	20,0	17,0	5,0	277	100	0,31	0,01	0,1	0,01	0,0017
JACUÍPE I	Viveiros I-EEE4	87,0	31,0	20,0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
JACUÍPE I	Viveiros III- EEE5	57,0	30,7	15,0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA

Tabela A6: Variação da Demanda Química de Oxigênio (DQO) afluyente à ETE de cada SES-FSA em 2017

Mês	<i>DQO</i> <sub>afluyente</sub> / mg·L <sup>-1</sup>		
	Subaé	Jacuípe I	Jacuípe II
Janeiro	260	850	1070
Fevereiro	583	950	668
Março	581	780	1524
Abril	626	680	563
Maio	419	577	615
Junho	302	748	256
Julho	526	571	1020
Agosto	636	964	614
Setembro	457	703	468
Outubro	700	1002	424
Novembro	572	942	870
Dezembro	428	954	244
Média	507	810	695

Fonte: EMBASA (2018b)

## CAPÍTULO 6. EVALUATION OF THE UNCERTAINTY OF LIFE CYCLE INVENTORY AND LIFE CYCLE IMPACT ASSESSMENT IN WASTEWATER TREATMENT SYSTEM

### ABSTRACT

Uncertainty analysis in Life Cycle Assessment (LCA) studies is an essential tool in decision-making but this approach is not yet widespread. The methodology used in this paper combines the Law of Propagation of Uncertainties with the Monte Carlo simulation, propagating the uncertainties of the parameters and the database to the environmental impact. The Wastewater Treatment System (WWTS) of a medium-sized city in northeastern Brazil was used as a case study. The results showed that direct emissions and infrastructure are the flows with the greatest variability in the life cycle inventory (LCI). In contrast, locally measured data showed smaller variability, such as the uses of electricity and diesel for maintenance. The use of a non-dimensional parameter called KCC is proposed in this study to investigate the influence of each variable on these flows and to identify the most sensitive to the overall uncertainty. The generic parameters from IPCC used to estimate methane and nitrous oxide emissions are the most sensitive in the Global Warming Potential impact category. Regarding energy performance, less uncertain civil works parameters and database improvement are needed. Thus, continuous development of local parameters and database must be encouraged to reduce uncertainties in LCA.

**Keywords:** Sensitivity analysis; Pedigree Matrix; Monte Carlo; PDF; Variability.

### 6.1 INTRODUCTION

Life cycle assessment (LCA) has been used as a tool to assess the environmental performance of products and processes. An essential requirement of LCA is to identify data quality addressed in uncertainty analyses (ISO 2009a, b). Treating uncertainty explicitly will aid in decision support, transparency of LCA, motivation to improve data quality, and in the planning of data collection strategy (BAKER; LEPECH, 2009). However, guidelines on how to perform these analyzes are insufficient and play a marginal role in LCA studies.

An LCA study consists of four stages: (i) definition of the goal and scope, (ii) development of the life cycle inventory (LCI), (iii) life cycle impact assessment (LCIA), and (iv) interpretation of the results. Each stage of LCA involves imperfect or unknown information (IGOS *et al.*, 2018) which inevitably affects LCA results and decision-making (LLOYD; RIES, 2007). Hung and Ma (2009) pointed out that the uncertainties arising from the life cycle inventory (LCI) and the choices of the life cycle impact assessment methods (LCIA) cause significant impacts on the results of an LCA study. Therefore, these phases require greater effort in the uncertainty analyses to ensure the continuous improvement of the results of an LCA.

According to Lloyd and Ries (2007), there are three types of uncertainty: model, scenario, and parameter. Model uncertainty comprises the uncertainties associated with mathematical

models and their parameters. The scenario uncertainty, due to doubts about the conditions of use of the LCA, can be assessed through sensitivity analysis of the quantitative and qualitative choices. The parameter uncertainties, on the other hand, can be subdivided into two sources, the basic uncertainty related to normal fluctuations of the variable and the additional uncertainty. Quality indicators such as the Pedigree Matrix can measure the additional uncertainty (WEIDEMA; WESNAES, 1996). These types may be partially or fully present in the uncertainty analyses.

Despite efforts to incorporate the assessment of uncertainties in LCA studies, this is still an unexploited practice. Bamber *et al.* (2020) reviewed 2687 LCA studies published and less than 20 % reported uncertainty analysis. Traditionally, LCA studies have considered deterministic values for both, the data collected in the ICV and for the characterization factors in the AICV, and disregard the inherent variability of the models, scenarios, and parameters (e.g., AMORES *et al.*, 2013; SINGH; KANSAL, 2018). Neglecting the uncertainties of potential impacts of products or processes reduces the credibility of the LCA and generates false interpretations.

Performing uncertainty analysis is a challenge for LCA practitioners, mainly regarding the characterization of uncertainties. The lack of knowledge about the methodologies used to assess uncertainty analyses can explain this deficiency. Although computer programs, such as OpenLCA<sup>®</sup>, allow the inclusion of uncertainty distribution for both, parameters and characterization factors, and the propagation through Monte Carlo Simulation (CIROTH *et al.*, 2019). However, these tools are not yet widespread. Sensitivity analysis, which consists of varying input parameters to determine its contribution to the output, has been used to understand the product system even though it is not a complete propagation procedure (BAKER; LEPECH, 2009). A systematic method for the analysis of uncertainty should be included even in technical standards with greater emphasis on the phases of LCI and LCIA.

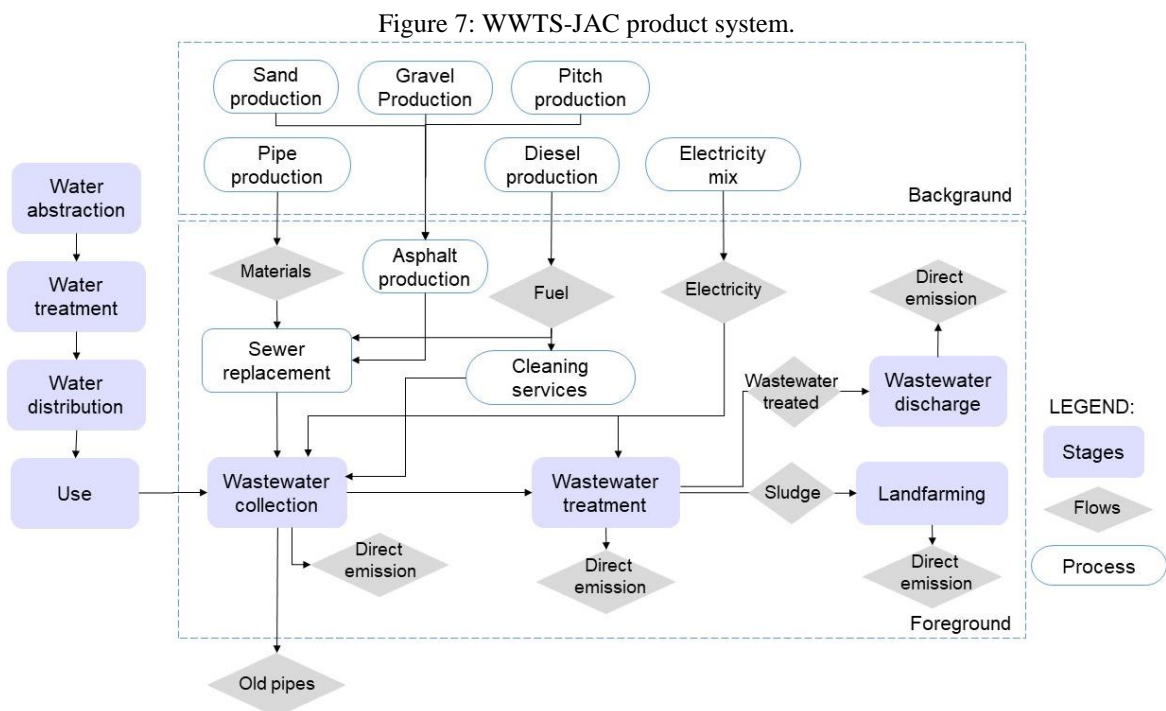
The context of LCA studies in sewage systems is not different. Uncertainties have been neglected in 77% and 65% of the studies reviewed by Gallego-Schmid and Tapani (2019) and Corominas *et al.* (2013), respectively. Besides, most studies that performed uncertainty analyses are not transparent in their report. García-Sánchez and Guereca (2019) analyzed the entire urban water and sewage system and obtained a carbon footprint of 1.75 kg / m<sup>3</sup> of water consumed with a coefficient of variation of 2.75 %. The authors used only the standard scores of the database, neglecting the uncertainty of the data collected, which diminished the global

uncertainty of the environmental impact. Instead, Lopes *et al.*, (2020) exhibited only the variation of the data collected without concluding about the global uncertainty for each impact category.

This article uses a real case study in the Wastewater Treatment System (WWTS) to improve the reliability of LCA results. In this context, the objective is to identify and evaluate the uncertainties of the input parameters and propagate through the measurement models to the output to obtain the LCI variability, as well as to evaluate the uncertainties of the database, and finally, the life cycle impact.

## 6.2 MATERIALS AND METHODS

The product system consists of the collection, treatment, and final disposal of 1 m<sup>3</sup> of wastewater (reference flow) from WWTS of a medium-sized city located in the northeast of Brazil. The WWTS is composed of three centralized Wastewater Treatment Plant (WWTP), but only the WWTP called *Jacuípe II* is defined as the object of study (Figure 7). The operation and maintenance (O&M) activities included direct greenhouse gas (GHG) emissions, electricity and diesel uses, and pipe substitution of the sewer network.



Font: Author, 2021.

The wastewater treatment process at a secondary level contains a preliminary treatment stage, followed by an Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) and an Extended Aeration Activated Sludge (EAS).

For the elaboration of the LCI, data were collected from operating reports in 2017 and literature, see Tables 7, 8, 9, and 10. The uncertainty of background data, available in the *Ecoinvent v3.7* database, was also performed to find the global uncertainty.

### 6.2.1 Measurement models

Many flows in LCI are not measured directly but come from a model with “ $n$ ” input quantities. Therefore, to assess the uncertainty of LCI, it was necessary to establish a model or mathematical relationship, as in Equation 7.

$$y = f(x_1, \dots, x_n) \quad \text{Eq. 7}$$

Where  $y$  is the output quantity;  $x_n$  are the inputs quantities.

According to the information available and the goal and scope definition, it was possible to define the models for measuring LCI in WWTS (Table 7). The origins of the input defined their sources of uncertainty.

Table 7: Measurement models for each flow present in the LCI and defined according to the goal and scope of the LCA.

Input/output flows	Models	Symbols	
Volume of collected/treated wastewater	$V_{WW} = H_{WW} \times \frac{F_W}{R_W \times H_W} \times C_R$	<p><math>V_{WW}</math> = Volume of collected/treated wastewater (m<sup>3</sup>·year<sup>-1</sup>);</p> <p><math>H_{WW}</math> = Number of households served by the wastewater system;</p> <p><math>F_W</math> = Measured water flow of all households (m<sup>3</sup>·year<sup>-1</sup>);</p> <p><math>H_W</math> = Number of households served by the water supply system;</p> <p><math>R_W</math> = Percentage of households with water flow measurement (%);</p> <p><math>C_R</math> = Return coefficient (fraction);</p>	
<b>Wastewater Collection</b>			
Electricity use	$EE = E_i/V_{WW}; (i=EEE)$	<p>EE= Electricity in pumping stations per functional unit (kWh/m<sup>3</sup>);</p> <p><math>E_i</math>= annual electricity consumption in 'i' (kWh);</p>	
PVC pipe	$M_{PVC} = \frac{M_{PVC(un.)} \times L \times SR}{V_{WW}}$	<p><math>M_{PVC}</math>= Total PVC mass per functional unit (kg/m<sup>3</sup>);</p> <p><math>M_{PVC(un.)}</math>= Mass of PVC per meter of pipe (kg/m);</p> <p><math>L</math>= Sewer system extension (m);</p> <p><math>SR</math> = Sewer line replacement rate per year (%);</p>	
Methane generated in the sewer line	$C_{CH_4} = \frac{Rate \times \left[ \frac{A_{bio}}{V} \times HRT \right] + RC}{V_{WW}}$	<p><math>C_{CH_4}</math>= concentration of dissolved methane per functional unit (kg·m<sup>-3</sup>);</p> <p><math>Rate</math> = Specific rate of methanogenic activity of the biofilm (kg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>);</p> <p><math>A_{bio}</math>= surface area of the biofilm (m<sup>2</sup>);</p> <p><math>V</math> = Volume of pipe (m<sup>3</sup>);</p> <p><math>HRT</math> = Hydraulic retention time (h);</p> <p><math>RC</math> = Residual concentration of dissolved methane (kg m<sup>-3</sup>);</p>	
Use of diesel in equipment	$DM = \frac{LCV \times D \times Q_{diesel}}{V_{WW}}$	<p><math>DM</math> = Diesel consumption in maintenance equipment per functional unit (MJ/m<sup>3</sup>);</p> <p><math>LCV</math> = Lower calorific value of diesel (MJ/kg);</p> <p><math>D</math> = Diesel density (kg/m<sup>3</sup>);</p> <p><math>Q_{diesel}</math> = Amount of diesel (L);</p>	
Asphalt	Gravel	$Q_{Gravel} = \frac{V_{repav} \times C_{gravel} \times SR}{V_{WW}}$	<p><math>Q_{Gravel}</math>= Amount of gravel per functional unit (kg/m<sup>3</sup>);</p> <p><math>V_{repav}</math>= Asphalt volume for repaving (m<sup>3</sup>)</p> <p><math>C_{gravel}</math>= gravel needed per asphalt volume (m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>)</p>
	Sand	$Q_{sand} = \frac{V_{repav} \times C_{sand} \times SR}{V_{WW}}$	<p><math>Q_{sand}</math>= Amount of sand per functional unit (kg/m<sup>3</sup>);</p> <p><math>C_{sand}</math>= sand needed per asphalt volume (m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>)</p>
	Pitch	$Q_{pitch} = \frac{V_{repav} \times C_{pitch} \times SR}{V_{WW}}$	<p><math>Q_{pitch}</math>= Amount of pitch per functional unit (kg/m<sup>3</sup>);</p> <p><math>C_{pitch}</math>= pitch needed per asphalt volume (m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>)</p>
	Fuel for processing	$Q_{fuel} = \frac{V_{repav} \times C_{fuel} \times SR}{V_{WW}}$	<p><math>Q_{fuel}</math>= Amount of fuel to process asphalt per functional unit (MJ/m<sup>3</sup>);</p> <p><math>C_{fuel}</math>= fuel needed per asphalt volume (MJ/m<sup>3</sup>)</p>
Diesel use for replacing pipes	$D_{pipe} = \left( A_{demo} \times C_{demo} + V_{exc} \times C_{exc} + V_{backfill} \times C_{backfill} + V_{repav} \times C_{repav} \right) \times SR \times LCV \times D / V_{WW}$	<p><math>D_{pipe}</math> = Amount of diesel in the pipe replacement civil works (MJ/m<sup>3</sup>);</p> <p><math>A_{demo}</math>= Pavement demolition area (m<sup>2</sup>);</p> <p><math>C_{demo}</math>= Diesel consumption coefficient for demolition equipment (L/m<sup>2</sup>);</p> <p><math>V_{exc}</math> = Excavated volume (m<sup>3</sup>);</p> <p><math>C_{exc}</math>= Diesel consumption coefficient for excavation equipment (L/m<sup>3</sup>);</p> <p><math>V_{backfill}</math> = Backfill volume (m<sup>3</sup>);</p>	

Input/output flows	Models	Symbols
		$C_{backfill}$ = Diesel consumption coefficient for backfill equipment (L/m <sup>3</sup> ); $V_{repav}$ = Repaved volume (m <sup>3</sup> ); $C_{repav}$ = Diesel consumption coefficient for repaving equipment (L/m <sup>3</sup> );
<b>Wastewater treatment</b>		
Methane emission (UASB)	$CH_{4emission j} = TOW_j \times B_o \times MCF_j \times (1 - R) \times (1 - S_j); (j = UASB)$	$CH_{4emission j}$ = CH <sub>4</sub> emissions for the treatment method/discharge pathway 'j' (kg·year <sup>-1</sup> ); $TOW_j$ = total organics in wastewater for the treatment method/discharge pathway 'j' (kg·year <sup>-1</sup> ); <sup>a</sup>
Methane emission (EAS)	$CH_{4emission j} = TOW_j \times B_o \times MCF_j; (j = EAS)$	$B_o$ = Maximum CH <sub>4</sub> producing capacity (kg·kg <sup>-1</sup> ); $MCF_j$ = methane correction factor (fraction); $R$ = CH <sub>4</sub> flared (fraction). $S_j$ = Organic component removed from wastewater (in the form of sludge) in the treatment method 'j' (fraction).
Emission of nitrous oxide (EAS)	$N_2O_{emission j} = TN_j \times EF_j \times \frac{44}{28}; (j = EAS)$	$N_2O_{emission, j}$ = N <sub>2</sub> O emissions from domestic wastewater effluent for the treatment method/discharge pathway 'j' (kg/m <sup>3</sup> ); $TN_j$ = total nitrogen for the treatment method/discharge pathway 'j' (kg year <sup>-1</sup> ); $EF_j$ = emission factor for the treatment method/discharge pathway 'j' (kg·kg <sup>-1</sup> ).
Nitrous oxide emission in the landfarming	$N_2O_{emission, j} = TN_j \times Q_{sludge} \times EF_j \times \frac{44}{28}; (j = sludge)$ $Q_{sludge} = Pop \times P_S$	$Q_{sludge}$ = Amount of sludge generated (UASB + EAS) (kg·day <sup>-1</sup> ); $Pop$ = Population served by the treatment pathway, j; $P_S$ = Sludge production rate (UASB + EAS) (g·person <sup>-1</sup> ·day <sup>-1</sup> );
Electricity use	$ET = E_i/V_{WW}; (i = WWTP)$	$ET$ = annual electricity consumption in 'i' (kWh/m <sup>3</sup> );
<b>Discharge of wastewater to a water body</b>		
Methane emission (river)	$CH_{4emissão j} = \Sigma TOW_j \times B_o \times MCF_j; (j = wastewater\ treated)$	-
Emission of nitrous oxide (river)	$N_2O_{emissão j} = TN_j \times EF_j \times \frac{44}{28}; (j = wastewater\ treated)$	

<sup>a</sup>  $TOW_j$  depends on the COD that enters the treatment method/discharge pathway 'j'.

## 6.2.2 Input uncertainties estimation

When an adequate amount of data is available, the Law of Propagation of Uncertainties (LPU), presented in the Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement (GUM) (BIPM *et al.*, 2008b), should be used. In LPU, each quantity is represented by its probability distribution in which it is possible to determine the best output value and the associated uncertainty. The minimum amount of data to apply the LPU is five. In this study, as in many LCA studies, the amount of data is insufficient to apply LPU. In practice, inputs are not

perfectly known. Thus, the probability distribution function (PDF) was assigned to represent the lack of knowledge about each input.

Normal, triangular, and uniform distributions were assumed for each parameter according to the data source. Inputs, whose lower and upper limits are available, have a uniform PDF (Table 8) and when the upper and lower limits and the most likely value are known, the PDF is triangular (Table 9), as indicated by the GUM (BIPM *et al.* 2008). In the case the typical value and the standard deviation are identified, the data are represented by normal PDF (Table 10).

Table 8: Inputs with uniform PDF and their associated uncertainties.

Parameters	Data available		SI Unit	Source
	Minimum	Maximum		
Lower calorific value of diesel [ $LCV$ ]	3.8E+1	4.2E+1	MJ/kg	MME (2019)
Diesel density [ $D$ ]	8.4E-1	8.8E-1	kg/L	MME (2019)
Organic component removed from wastewater (in the form of sludge) in UASB [ $S_{UASB}$ ]	1.0E+1	2.0E+1	%	Souza (2012)
Sludge production rate (UASB + EAS) [ $P_S$ ]	2.0E+1	3.0E+1	g/person/day	Alem Sobrinho and Jordão (2001)

Table 9: Inputs with triangular PDF and their associated uncertainties.

Parameters	Data available			SI Unit	Source
	Minimum	Typical	Maximum		
Return coefficient [ $C_R$ ]	6.0E-1	8.0E-1	9.0E-1	-	Expert opinion
Residual concentration of dissolved methane [ $RC$ ]	1.0E-3	1.5E-3	1.9E-3	kg·m <sup>-3</sup> <sup>a</sup>	Foley (2009)
Sewer Line replacement rate per year [ $SR$ ]	1.5E+0	3.0E+0	3.5E+0	%	Expert opinion
Emission factor for EAS [ $FE_{EAS}$ ]	1.6E-4	1.6E-2	4.5E-2	kg/kg <sup>b</sup>	IPCC (2019a)
Emission factor for wastewater treated [ $FE_{WT}$ ]	5.0E-4	5.0E-3	7.5E-2	kg/kg <sup>b</sup>	IPCC (2019a)
Emission factor for sludge [ $FE_{sludge}$ ]	1.0E-3	1.0E-2	1.8E-2	kg/kg <sup>b</sup>	IPCC (2019b)
Methane correction factor in EAS [ $MCF_{EAS}$ ]	3.0E-3	3.0E-2	9.0E-2	-	IPCC (2019a)
Methane correction factor in UASB [ $MCF_{UASB}$ ]	8.0E-1	8.0E-1	1.0E+0	-	IPCC (2019a)
methane correction factor in wastewater treated [ $MCF_{WT}$ ]	4.0E-3	3.5E-2	6.0E-2	-	IPCC (2019a)
Total nitrogen for sludge [ $TN_{sludge}$ ]	2.5E+0	3.5E+0	5.0E+0	%	Santos <i>et al.</i> (2017)
COD removal efficiency of UASB [ $E_{UASB}$ ]	6.0E+1	6.5E+1	7.0E+1	%	Lobato <i>et al.</i> (2012)
COD removal efficiency of WWTP [ $E_{WWTP}$ ]	8.5E+1	9.0E+1	9.5E+1	%	EMBASA (2018b)

<sup>a</sup> Common unit is kg CH<sub>4</sub>·m<sup>-3</sup>; <sup>b</sup> Common unit is kg N<sub>2</sub>O-N/kg N.

Table 10: Inputs with normal PDF and their associated uncertainties.

Parameters	Data available		SI Unit	Source
	Typical	Standard deviation		
Maximum CH <sub>4</sub> producing capacity [B <sub>o</sub> ]	2.5E-1	30 %	kg (kg) <sup>-1</sup>	IPCC (2019a)

<sup>a</sup>Common unit is kg CH<sub>4</sub>/kg DQO.

However, when the available data are measured only once, and therefore represented by a typical value, the lognormal distribution with variation determined by quality indicators must be considered. The quality indicators were developed by Weidema and Wesnaes (1996) and improved by Frischknecht *et al.*, (2005) in Pedigree Matrix. However, only quality indicators do not determine the degree of data uncertainty. Therefore, Weidema *et al.*, (2013) based on expert estimates developed scores associated with the indicators (Table A7).

The Pedigree Matrix involves six indicators and their respective scores that are used in Equation 8 to estimate the variance factor of a parameter.

$$SD_{g95} := \sigma_g^2 = \exp^{\sqrt{[\ln(U_1)]^2 + [\ln(U_2)]^2 + [\ln(U_3)]^2 + [\ln(U_4)]^2 + [\ln(U_5)]^2 + [\ln(U_B)]^2}} \quad \text{Eq. 8}$$

Where,  $SD_{g95}$  or  $GSD^2$  is the square of the geometric standard deviation with a 95 % level of confidence;  $\sigma_g$  or  $GSD$  is the geometric standard deviation;  $U_1$  is the variance factor associated with variability in the source;  $U_2$  is the variance factor associated with completeness;  $U_3$  is the variance factor associated with temporal correlation;  $U_4$  is the variance factor associated with geographic correlation;  $U_5$  the associated variance factor is the technological correlation; and  $U_B$  is the variance factor associated with basic uncertainty. That is, the approach attributes a basic value of uncertainty to a parameter that represents its intrinsic variability, plus the uncertainties due to the additional uncertainty factors that represent the quality of the data for the context of the study.

The basic variance ( $U_B$ ) was based on the considerations of Weidema *et al.*, (2013). However, depending on the data source, the LCI practitioners can increase or reduce this uncertainty. Data with little fluctuation tends to achieve reduced basic uncertainty.

Table 11 presents more details of the parameters required to assemble the LCI in sewage systems that used the lognormal PDF due to the availability of only a typical value, in addition to summarizing the information on the Pedigree Matrix factors.

Table 11: Summary of the parameters with lognormal distributions.

Parameters	Typical Value	SI Unit	Pedigree Matrix	$U_B$	$\sigma_g$	Source
Number of households served by the water supply system [ $H_{WW}$ ]	2.8E+4	-	(3,5,1,1,1)	1.05	1.11	EMBASA (2018a)
Measured water flow of all households [ $F_W$ ]	2.0E+7	m <sup>3</sup>	(2,1,1,1,1)	1.05	1.04	EMBASA (2018a)
Percentage of households with water flow measurement [ $R_W$ ]	9.9E-1	-	(2,1,1,1,1)	1.05	1.04	EMBASA (2018a)
Number of households served by the water supply system [ $H_W$ ]	2.2E+5	-	(2,1,1,1,1)	1.05	1.04	EMBASA (2018a)
Hydraulic retention time [ $HRT$ ]	1.2E+0	h	(3,1,1,1,1)	1.05	1.05	TIGRE (2020)
Surface area of the biofilm [ $A_{bio}$ ]	7.9E-1	m <sup>2</sup>	(2,1,1,1,2)	1.05	1.04	TIGRE (2020)
Volume of pipe [ $V$ ]	5.0E-2	m <sup>3</sup>	(2,1,1,1,2)	1.05	1.04	TIGRE (2020)
Specific rate of methanogenic activity of the biofilm [Rate]	5.2E-5	kg·m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	(1,4,3,4,4)	1.05	1.08	Foley <i>et al.</i> , (2009)
Mass of PVC per meter of pipe [ $M_{PVC(un.)}$ ]	3.3E+0	kg·m <sup>-1</sup>	(2,1,1,1,2)	1.05	1.04	TIGRE (2020)
Sewer system extension [ $L$ ]	1.0E+5	m	(3,1,1,1,1)	1.05	1.05	PMSB (2018)
Amount of diesel [ $Q_{diesel}$ ]	1.3E+4	L	(2,1,1,1,1)	1.50	1.23	EMBASA (2018c)
Pavement demolition area [ $A_{demo}$ ]	8.8E+4	m <sup>2</sup>	(4,1,1,1,1)	3.00	1.75	Project
Excavated volume [ $V_{exc}$ ]	1.1E+5	m <sup>3</sup>	(4,1,1,1,1)	3.00	1.75	Project
Backfill volume [ $V_{backfill}$ ]	9.6E+4	m <sup>3</sup>	(4,1,1,1,1)	3.00	1.75	Project
Repaved volume [ $V_{repav}$ ]	2.2E+3	m <sup>3</sup>	(4,1,1,1,1)	3.00	1.75	Project
Diesel consumption coefficient for demolition equipment [ $C_{demo}$ ]	1.3E+0	L·m <sup>-2</sup>	(3,3,1,3,2)	1.50	1.24	SEINFRA (2019)
Diesel consumption coefficient for excavation equipment [ $C_{exc}$ ]	5.8E-1	L·m <sup>-3</sup>	(3,3,1,3,2)	1.50	1.24	SEINFRA (2019)
Diesel consumption coefficient for backfill equipment [ $C_{backfill}$ ]	4.8E+0	L·m <sup>-3</sup>	(3,3,1,3,2)	1.50	1.24	SEINFRA (2019)
Diesel consumption coefficient for repaving equipment [ $C_{repav}$ ]	9.5E-1	L·m <sup>-3</sup>	(3,3,1,3,2)	1.50	1.24	SEINFRA (2019)
Pitch needed per asphalt volume [ $C_{pitch}$ ]	5.8E+2	kg·m <sup>-3</sup>	(1,1,1,1,1)	1.50	1.22	DNIT (2004)
Sand needed per asphalt volume [ $C_{sand}$ ]	1.2E+2	kg·m <sup>-3</sup>	(1,1,1,1,1)	1.50	1.22	DNIT (2004)
Gravel needed per asphalt volume [ $C_{gravel}$ ]	1.7E+3	kg·m <sup>-3</sup>	(1,1,1,1,1)	1.50	1.22	DNIT (2004)
Fuel needed per asphalt volume [ $C_{fuel}$ ]	7.0E+2	MJ·m <sup>-3</sup>	(1,1,1,1,1)	1.50	1.22	DNIT (2004)
Electricity in pumping stations per functional unit [ $EE$ ]	1.6E+5	kWh	(2,1,1,1,1)	1.05	1.03	EMBASA (2018c)
Electricity in wastewater treatment plants [ $ET$ ]	9.9E+5	kWh	(2,1,1,1,1)	1.05	1.03	EMBASA (2018c)
Total nitrogen in EAS [ $TN_{LAP}$ ]	4.0E+1	mg·L <sup>-1</sup>	(4,5,5,4,1)	1.05	1.28	Jordão <i>et al.</i> , (2011)
Total nitrogen from wastewater treated [ $TN_{WT}$ ]	3.0E+1	mg·L <sup>-1</sup>	(4,5,5,4,1)	1.05	1.28	Jordão <i>et al.</i> , (2011)
Population served by the WWTS [ $Pop$ ]	1.1E+5	people	(4,5,5,4,1)	1.05	1.28	PMSB (2018)
CH <sub>4</sub> recovered or flared [ $R$ ]	5.0E-1	-	(1,1,1,1,1)	1.05	1.02	Amaral <i>et al.</i> , (2018)
Total organics in wastewater for the UASB [ $TOW_{UASB}$ ] <sup>a</sup>	6.1E+2	mg·L <sup>-1</sup>	-	-	1.72	EMBASA (2018b)
Total organics in wastewater for the EAS [ $TOW_{EAS}$ ] <sup>a</sup>	2.1E+2	mg·L <sup>-1</sup>	-	-	1.72	EMBASA (2018b)
Total organics in wastewater for the wastewater treated [ $TOW_{WT}$ ] <sup>a</sup>	3.0E+1	mg·L <sup>-1</sup>	-	-	1.72	EMBASA (2018b)

<sup>a</sup>The available monthly data were adjusted to PDF lognormal with geometric mean and geometric standard deviation described.

To propagate the probabilistic uncertainties to the measurement model, the Monte Carlo Simulation or Method (MCS) was used, which is formally published as a supplement to the ISO

GUM (BIPM *et al.*, 2008a). The MCS generates random variables from the pre-established PDFs of the input, applies these values generated in the model, which calculates the empirical PDF associated with the output, so the statistics of this output PDF can be calculated. The MCS was conducted with 100 000 iterations, for which *Crystal Ball* software was used.

### 6.2.3 Life Cycle Impact Assessment (LCIA)

The LCIA is the next step after collecting the inventory data and characterizing its uncertainties. Its objective is to assess the potential impacts of input/output flows. The LCIA process translates the LCI into environmental impacts, qualitatively and quantitatively, facilitating the interpretation of data so that they are more palpable and meaningful for decision-making.

Planning low-carbon and less energy-intensive urban infrastructure encourages the analysis of greenhouse gas emissions and energy performance (STOKES; HORVATH 2010; AMORES *et al.*, 2013; SINGH; KANSAL 2018). The selected impact categories were carbon footprint using the 100-year Global Warming Potential (GWP) method version 1.03 (IPCC, 2013) in kg of carbon dioxide equivalent (kg CO<sub>2</sub>-eq) and energy performance using the Cumulative Energy Demand (CED) method in Mega Joules (MJ).

The life cycle impact can be calculated using Equation 9.

$$C_i = \sum q_j \times e_{i,j} \quad \text{Eq. 9}$$

Where,  $C_i$  is the environmental impact in the category  $i$ ;  $q_j$  is the amount of material, energy or emission  $j$  of the LCI;  $e_{i,j}$  is the impact factor of  $j$  in category  $i$ .

In this study, OpenLCA<sup>®</sup> software version 1.8.0 was used to obtain the default uncertainties range from the Ecoinvent<sup>™</sup> database version 3.7 (Table 12).

Table 12: 100-year time horizon global warming potential (GWP), cumulative energy demand (CED) and their respective uncertainties for the database.

Ecoinvent Process (Allocation, Cutoff, Unit) <sup>a</sup>	100-year GWP / (kg CO <sub>2</sub> - equivalents per reference unit)		CED / (MJ per reference unit)		Reference unit	PDF
	Mean	Standard deviation	Mean	Standard deviation		
Extrusion, plastic pipes {RoW}	4.95E-1	3.83E-2	6.94E+0	6.09E-1	kg	Lognormal
Diesel, burned in building machine {GLO}	9.16E-2	8.41E-3	1.51E+0	9.23E-1	MJ	Lognormal
Market for gravel, crushed {BR}	8.86E-3	2.15E-3	1.31E+0	7.47E+0	kg	Lognormal
Market for sand {BR}	2.30E-2	1.28E-2	4.04E+0	1.28E+1	kg	Lognormal
Market for electricity, medium voltage {BR, northern grid}	1.77E-1	1.84E-2	5.27E+0	1.00E+0	kWh	Lognormal
Pitch production, petroleum refinery operation {RoW}	4.04E-1	4.02E-2	4.87E+1	4.00E+0	kg	Lognormal
Polyvinylchloride production, suspension polymerisation {RoW}	2.31E+0	7.63E-2	5.42E+1	1.63E+0	kg	Lognormal
Characterization factors of direct emission	Minimum	Maximum			Reference unit	PDF
Methane	2.50E+1 <sup>b</sup>	2.80E+1 <sup>c</sup>	N/A	N/A	kg	Uniform
Dinitrogen Monoxide	2.65E+2 <sup>c</sup>	2.98E+2 <sup>b</sup>	N/A	N/A	kg	Uniform

<sup>a</sup>The sample size is 500 and cutoff is 1.0E-8 in OpenLCA, once an excessively high number of runs and smaller cutoff may be time-consuming; <sup>b</sup> IPCC (2007); <sup>c</sup> IPCC (2014); N/A = not applicable.

#### 6.2.4 Kessel's Coefficient of Contribution

The interest in understanding and improving the LCA study needs the details on how the estimate for the value of the environmental impact ( $C_i$ ) and its associated uncertainty were calculated. Kessel's Coefficient of Contribution (KCC) is the metric used for this analysis described in Equation 10 (KESSEL *et al.*, 2006). The KCC helps the user to understand which input has contributed more to the uncertainty and needs more attention.

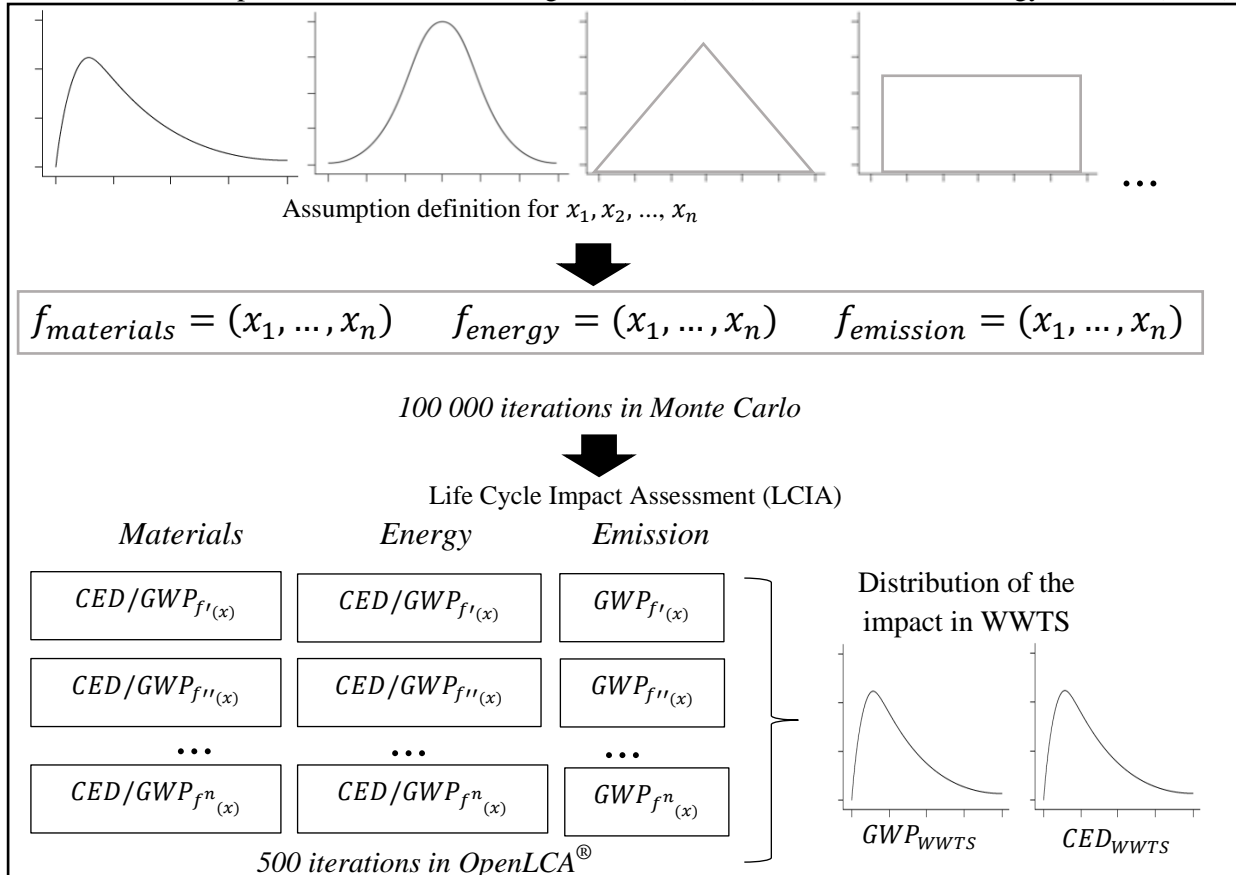
$$KCC_i = \frac{\left(\frac{\partial y}{\partial x_i}\right)^2 \cdot u(x_i)^2}{u(y)^2} \quad \text{Eq. 10}$$

Where KCC is the Kessel's Coefficient of Contribution of the uncorrelated input variables;  $u(x_i)$  is the standard uncertainty of the  $i$ -th input in the model; and  $u(y)$  is the standard uncertainty for the output,  $y$ , obtained in this case by the MCS;  $\frac{\partial y}{\partial x_i}$  is the partial derivative of the output quantity concerning  $i$ -th input  $x_i$ , also called the sensitivity coefficient.

The methodology can be summarized in the following main steps: a) Definition of the goal and scope; b) development of model formulations; c) characterization of uncertainty from the inputs ( $x_n$ ); d) characterization of the database uncertainty; e) propagation of uncertainties

to the outputs by the life cycle impact assessment (LCIA) for each impact category e.g., GWP and CED; f) analysis of the contribution of each source of uncertainty (input) on output uncertainty. Figure 8 illustrates this methodological sequence.

Figure 8: Scheme of the Monte Carlo method to propagate uncertainty from input parameters to the environmental impact in the Global Warming Potential (GWP) and Cumulative Energy Demand (CED).



Font: Author, 2021.

### 6.3 RESULTS AND DISCUSSION

Although LCA studies present the LCI with deterministic values, understanding which flows have the greatest variability helps in interpreting the LCIA results. Table 13 summarizes the statistical data of all input/output flows required in the LCI. Because of the uncertainties that were evaluated in the parameters and propagated through the model to output, direct emissions in treatment estimated by the IPCC method, the asphalt materials, and the diesel used for civil pipe replacement works are the data that showed the greatest variation. These results reflect the use of generic data and the high basic uncertainties ( $U_B$ ) associated with infrastructure.

Table 13: Statistical parameters of the WWTS life cycle inventory

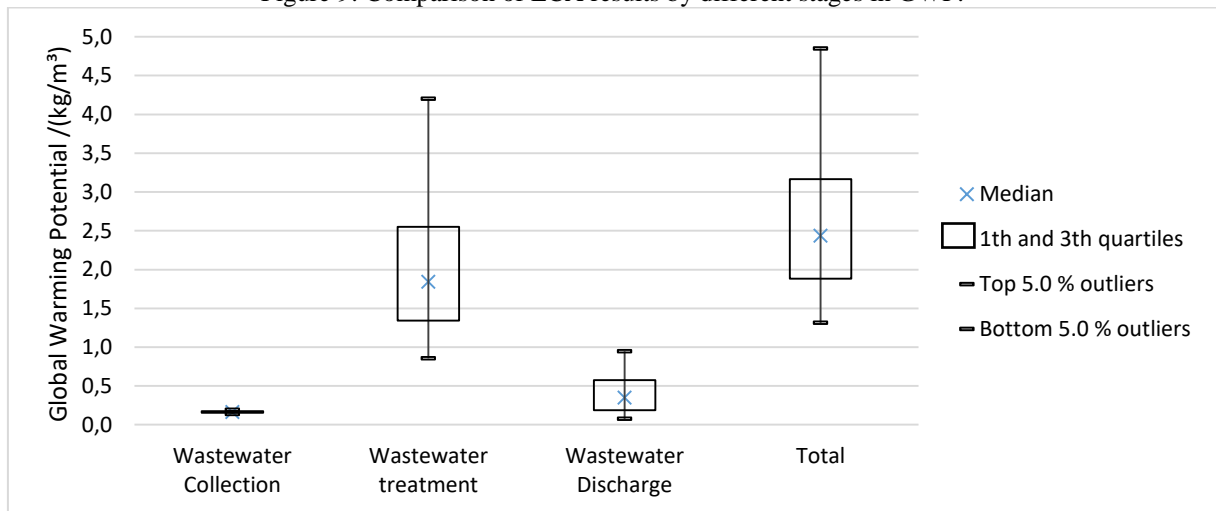
<b>Input/output flows</b>	<b>Mean</b>	<b>Median</b>	<b>Standard deviation</b>	<b>Unit</b>	<b>CV<sup>a</sup> / (%)</b>
Volume of collected/treated wastewater	2.03E+6	2.02E+6	2.98E+5	m <sup>3</sup>	15
<i>Wastewater collection</i>					
Electricity in pumping stations	7.93E-2	7.82E-2	1.21E-2	kWh/m <sup>3</sup>	15
PVC pipe	4.58E-3	4.51E-3	1.05E-3	kg/m <sup>3</sup>	23
Use of Diesel in equipment	2.74E-1	2.65E-1	7.11E-2	MJ/m <sup>3</sup>	26
Asphalt					
<i>Gravel</i>	6.98E-2	5.72E-2	4.93E-2	kg/m <sup>3</sup>	71
<i>Sand</i>	4.92E-3	4.02E-3	3.43E-3	kg/m <sup>3</sup>	70
<i>Pitch</i>	2.31E-2	1.94E-2	1.53E-2	kg/m <sup>3</sup>	66
<i>Fuel for processing</i>	2.95E-2	2.41E-2	2.09E-2	MJ/m <sup>3</sup>	71
Diesel use for replacing pipes	4.60E-1	3.91E-1	2.80E-1	MJ/m <sup>3</sup>	61
Methane generated in the sewer	5.86E-3	5.83E-3	5.32E-4	kg/m <sup>3</sup>	9
<i>Wastewater treatment</i>					
Electricity in WWTP	4.97E-1	4.90E-1	7.59E-2	kWh/m <sup>3</sup>	15
Methane emission from UASB	5.82E-2	4.84E-2	3.99E-2	kg/m <sup>3</sup>	68
Methane emission from EAS	2.51E-3	1.91E-3	2.18E-3	kg/m <sup>3</sup>	87
Nitrous oxide emission from EAS	1.32E-3	1.21E-3	6.96E-4	kg/m <sup>3</sup>	53
Nitrous oxide emission in the sludge landfarming	2.79E-4	2.56E-4	1.43E-4	kg/m <sup>3</sup>	51
<i>Wastewater Discharge</i>					
Methane emission in the River	5.81E-4	4.47E-4	4.89E-4	kg/m <sup>3</sup>	84
Nitrous oxide emission in the River	1.30E-3	1.11E-3	9.12E-4	kg/m <sup>3</sup>	70

<sup>a</sup>Coefficient of variation (CV) is the ratio of the standard deviation to the mean.

Depending on the impact category chosen, these flows may have a greater or lesser contribution. Heijungs (1996) indicated that flows with high uncertainty and significant contribution to impact are the ones that should be investigated because they are a key issue. Therefore, the choice of impact categories can be decisive for decision-making. However, there is no international agreement on the different approaches regarding impact categories. To test uncertain choices within the LCA model, scenario analysis has been used with different LCIA methods.

Figure 9 compares the results of the LCA per stage considering the uncertainties of the parameters and the database for GWP. In the GWP method, the treatment is the stage with the greatest impact (2.10 kg CO<sub>2</sub> equivalents per functional unit with a 54 % CV) followed by disposal (0.41 kg CO<sub>2</sub> equivalents per functional unit with a 68 % CV) and collection (0.17 kg CO<sub>2</sub> equivalents per functional unit with 10 % CV). The GWP of the WWTS under study was 2.67 kg CO<sub>2</sub>- equivalents per functional unit with a 44 % CV.

Figure 9: Comparison of LCA results by different stages in GWP.



Font: Author, 2021.

To assertively improve the quality of LCA results, continuous improvement of data that most contribute to overall uncertainty for each impact category must be prioritized. The KCC takes into account both the variation of the parameter and its contribution to the impact for a given category. The KCC allows finding these contributions of each parameter for the global uncertainty estimating the GWP (Table 14).

Although asphalt and diesel use for replacing pipes had a large variation in the ICV, the parameters that describe these flows did not have a significant contribution to the KCC due to its low GHG emissions. Otherwise,  $TOW_{WWTP}$  was the parameter that most contributed to the variability of the result (63.6 %) because the system, despite being designed to convey wastewater and stormwater in separated pipes, presents more diluted sewage on rainy days than on dry days, which gives greater data variability. This parameter influences directly methane emissions, which is the elementary flow with a major contribution to the GWP.

Table 14: Kessel's coefficient of contribution for each parameter on GWP

Parameters	Contribution to variance / (%)
Total organics in wastewater for WWTP [ $TOW_{WWTP}$ ] <sup>1</sup>	63,5
Maximum CH <sub>4</sub> producing capacity [ $B_o$ ] <sup>1</sup>	20,6
N <sub>2</sub> O Emission factor for the wastewater treated [ $EF_{WT}$ ] <sup>2(b)</sup>	7,8
N <sub>2</sub> O Emission factor for the EAS [ $EF_{EAS}$ ] <sup>2(a)</sup>	4,2
Total nitrogen for the EAS [ $NT_{EAS}$ ] <sup>2(a)</sup>	1,2
Total nitrogen for the wastewater treated [ $NT_{WT}$ ] <sup>2(b)</sup>	1,0
Methane correction factor for UASB [ $MCF_{UASB}$ ] <sup>1(a)</sup>	0,6
Characterization factor of direct methane emission (Table 12) <sup>1</sup>	0,3
CH <sub>4</sub> flared [ $R$ ] <sup>1(a)</sup>	0,2
Organic component removed from wastewater (in the form of sludge) in UASB [ $S_{UASB}$ ] <sup>1(a)</sup>	0,2
N <sub>2</sub> O Emission factor for the sludge [ $EF_{sludge}$ ] <sup>2(c)</sup>	0,1
Methane correction factor for EAS [ $MCF_{EAS}$ ] <sup>1(b)</sup>	0,1
Population served [ $Pop$ ] <sup>2(c)</sup>	0,1
Others	0,1

<sup>1</sup> Methane emission on UASB(a), EAS(b) or River(c); <sup>2</sup> Nitrous oxide emission on EAS (a), River (b) or landfarming(c)

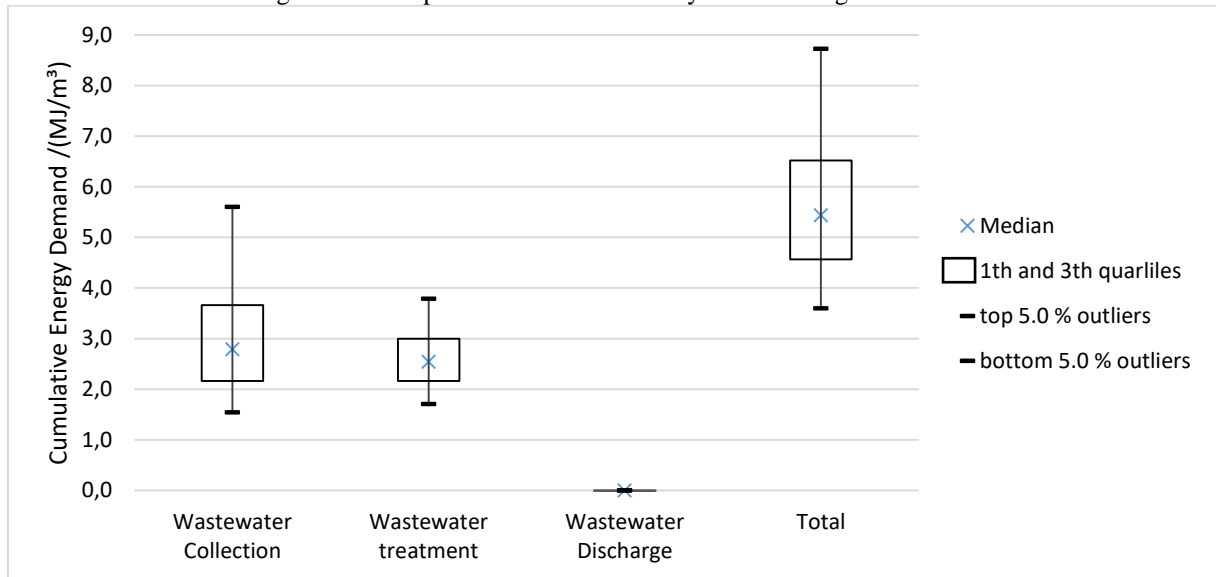
The generic parameters of the IPCC (2019a, b) used to estimate direct CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emissions ( $B_o$ ,  $EF_{WT}$ ,  $EF_{EAS}$ ,  $TN_{EAS}$ ,  $TN_{WT}$ ,  $MCF_{UASB}$ , among others) also showed a high influence on global uncertainty. The low quality of these parameters contributed to the high variability. This highlights the importance of using specific and reliable WWTP emission rates to reduce the overall uncertainty of LCA and obtain more accurate results.

Some studies have raised the hypothesis that parameters to measure methane and nitrous oxide emissions have the greatest contribution to global uncertainty since they exhibit high GWP and low quality (BUONOCORE *et al.*, 2016; MAKTABIFARD *et al.*, 2020). Therefore, they suggested obtaining local parameters to estimate the direct CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from the WWTP to reduce uncertainties. Delre *et al.*, (2019) evaluated these parameters and concluded that they are sensitive and responsible for 70 % to 99 % of the overall uncertainty. Therefore, direct GHG emissions depend on local conditions, so the use of generic parameters can distort reality with implications for decision-making.

For energy performance, the WWTS consumes 5.71 MJ/m<sup>3</sup> with a 30 % CV (Figure 10). Wastewater discharge showed to be less energy-intensive because the system discharges effluent by gravity. The wastewater collection and treatment stages account for the largest share of energy use (3.09 MJ/m<sup>3</sup> with a 46 % CV and 2.62 MJ/m<sup>3</sup> with a 25 % CV, respectively).

However, the uncertainty showed that robust conclusions could not be drawn on the stage that is energy-intensive.

Figure 10: Comparison of LCA results by different stages on CED.



Font: Author, 2021.

The inclusion of the wastewater collection in LCA studies is becoming a relevant practice to measure and evaluate the environmental performance and overall sustainability of the entire WWTS (RISCH *et al.*, 2015; MORERA *et al.*, 2016). However, the low quality of available data to build the LCI of this stage and the high variability of the database in this impact category highlights its larger uncertainty (Table 15).

Table 15: Kessel's coefficient of contribution for each parameter on CED

Parameters	Contribution to variance / (%)
Asphalt volume for repaving [ $V_{repav}$ ] <sup>2,3</sup>	21
Number of households served by the wastewater system [ $H_{WW}$ ] <sup>1</sup>	17
Diesel, burned in building machine {GLO} <sup>a,3</sup>	17
Market for electricity, medium voltage {BR, northern grid} <sup>a,4</sup>	17
Return coefficient [ $C_R$ ] <sup>1</sup>	10
Sewer line replacement rate per year [ $SR$ ] <sup>2,3</sup>	6
Backfill volume [ $V_{backfill}$ ] <sup>3</sup>	3
Percentage of households with water flow measurement [ $R_W$ ] <sup>1</sup>	2
Number of households served by the water supply system [ $H_W$ ] <sup>1</sup>	2
The measured water flow of all households [ $F_W$ ] <sup>1</sup>	2
Diesel consumption coefficient for backfill equipment [ $C_{backfill}$ ] <sup>3</sup>	1
Others	2

<sup>a</sup> Ecoinvent database 3.7; <sup>1</sup> Volume of collected/treated wastewater; <sup>2</sup> Asphalt production; <sup>3</sup> Diesel used for replacing pipes; <sup>4</sup> Electricity use.

## 6.4 CONCLUSION

Applying a structured method to estimate the uncertainty of each input parameter and propagating to output is essential to increase the transparency and robustness of LCA. Uncertainty analysis is yet a challenge for the LCA practitioners and its methodologies need to be widespread.

The uncertainties arising from the life cycle inventory (LCI) data and the choices of the life cycle impact assessment methods (LCIA) may cause significant impacts on the results of an LCA study. Regarding the ICV, direct emissions in treatment estimated with the IPCC method, asphalt materials, and diesel use for pipe replacement works are the data that showed the greatest variation.

The impact categories chosen directly influence the decision-making. Regarding climate change, the results showed emission of 2.67 kg CO<sub>2</sub>- equivalents per functional unit with a 44 % CV. Wastewater treatment is the stage with greater environmental impact, 79 % of the total, followed by discharge, 15 %, and collection, 6 %. The system demanded 5.71 MJ/m<sup>3</sup> of energy with a 30 % CV. In the CED impact category, the uncertainty showed that robust conclusions could not be drawn on which stage has greater variation, collection or wastewater, once there is a fair amount of overlap between the two distributions.

Moreover, the use of non-dimensional parameter, Kessel's Coefficient of Contribution, investigated which parameters contributed to the overall uncertainty. The results showed that emissions of methane and nitrous oxide are the most sensitive parameters for GWP (Table 14). The use of generic parameters to estimate emissions implies a high variability in environmental analysis. Regarding energy performance, infrastructure inputs such as asphalt and diesel use for replacing pipes showed a larger contribution to the global uncertainty, as well as the processes on a database such as diesel and electricity (Table 15).

Practitioners should focus on improving local parameters and databases to facilitate the implementation of uncertainties in LCA. Additional efforts are needed to collect and process data on Brazilian domestic sewage. Future LCA studies would benefit from having data that are more accurate mainly on methane and nitrous oxide emissions.

## REFERENCE

ALEM SOBRINHO, P.; JORDÃO, E. P. Capítulo 9: Pós-Tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. 17p. In: CHERNICHARO, C. A. L. (coordenador). **Pós-tratamento de Efluentes**

**de Reatores Anaeróbios.** Rio de Janeiro: PROSAB/FINEP, 2001. (In Portuguese: Post-treatment of Anaerobic Reactor Effluents).

AMARAL, Karina Cubas et al. Use of life cycle assessment to evaluate environmental impacts associated with the management of sludge and biogas. **Water Science and Technology**, v. 77, n. 9, p. 2292-2300, 2018.

AMORES, Maria José et al. Environmental assessment of urban water cycle on Mediterranean conditions by LCA approach. **Journal of Cleaner Production**, v. 43, p. 84-92, 2013..

BAKER, Jack W.; LEPECH, Michael D. Treatment of uncertainties in life cycle assessment. In: **Intl. Congress on Structural Safety and Reliability**. 2009.

BAMBER, Nicole et al. Comparing sources and analysis of uncertainty in consequential and attributional life cycle assessment: review of current practice and recommendations. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 25, n. 1, p. 168-180, 2020.

BIPM - BUREAU INTERNATIONAL DES POIDS ET MESURES. Evaluation of measurement data — Supplement 1 to the “Guide to the expression of uncertainty in measurement” — **Propagation of distributions using a Monte Carlo method**. 1th ed. [S. l.]: JCGM, 2008a.

BIPM; IEC; IFCC; ILAC; ISO; IUPAC; IUPAP; OIML. Evaluation of Measurement Data-Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement - GUM. *Joint Committee for Guides in Metrology - JCGM*, v. 100, 2008b.

BUONOCORE, Elvira et al. Life cycle assessment indicators of urban wastewater and sewage sludge treatment. **Ecological indicators**, v. 94, p. 13-23, 2018.

CIROTH, Andreas et al. Refining the pedigree matrix approach in ecoinvent: Towards empirical uncertainty factors. In: **LCA Discussion Forum**. 2013.

CIROTH, Andreas et al. Empirically based uncertainty factors for the pedigree matrix in ecoinvent. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 21, n. 9, p. 1338-1348, 2016.

CIROTH, A; DI NOI, C. LOHSE, T.; SROCKA, M. OpenLCA 1.9 - Comprehensive User Manual. **GreenDelta**, June 2019.

COROMINAS, Ll et al. Life cycle assessment applied to wastewater treatment: state of the art. **Water research**, v. 47, n. 15, p. 5480-5492, 2013.

DELRE, Antonio; TEN HOEVE, Marieke; SCHEUTZ, Charlotte. Site-specific carbon footprints of Scandinavian wastewater treatment plants, using the life cycle assessment approach. **Journal of cleaner production**, v. 211, p. 1001-1014, 2019.

DNIT - NATIONAL DEPARTMENT OF TRANSPORT INFRASTRUCTURE. DNIT 0,31/06-ES: *Pavimentos flexíveis – concreto asfáltico – Especificação de serviços*, (Flexible pavements - asphalt concrete - Service specification) Rio de Janeiro, 2006.

EMBASA - EMPRESA BAIANA DE ÁGUAS E SANEAMENTO. (BAIANA WATER AND SANITATION COMPANY) *Sewer Quality Index Report*. Feira de Santana Dez. 2018b.

EMBASA - EMPRESA BAIANA DE ÁGUAS E SANEAMENTO. (BAIANA WATER AND SANITATION COMPANY) Spreadsheets: Energy and Fuel consumption Control – year: 2017. Feira de Santana Dez. 2018c.

EMBASA- EMPRESA BAIANA DE ÁGUAS E SANEAMENTO. (BAIANA WATER AND SANITATION COMPANY) Operational Control of Water and Sewage (COPAE): Control of water losses in the system. Feira de Santana Dez. 2018a.

FOLEY, Jeff; YUAN, Zhiguo; LANT, Paul. Dissolved methane in rising main sewer systems: field measurements and simple model development for estimating greenhouse gas emissions. **Water Science and Technology**, v. 60, n. 11, p. 2963-2971, 2009.

FRISCHKNECHT, Rolf et al. The ecoinvent database: Overview and methodological framework (7 pp). **The international journal of life cycle assessment**, v. 10, n. 1, p. 3-9, 2005.

GALLEGO-SCHMID, Alejandro; TARPANI, Raphael Ricardo Zepon. Life cycle assessment of wastewater treatment in developing countries: a review. **Water research**, v. 153, p. 63-79, 2019.

GARCÍA-SÁNCHEZ, Maribel; GÜERRECA, Leonor Patricia. Environmental and social life cycle assessment of urban water systems: The case of Mexico City. **Science of The Total Environment**, v. 693, p. 133464, 2019.

HUNG, Ming-Lung; MA, Hwong-wen. Quantifying system uncertainty of life cycle assessment based on Monte Carlo simulation. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 14, n. 1, p. 19-27, 2009.

HEIJUNGS, Reinout. Identification of key issues for further investigation in improving the reliability of life-cycle assessments. **Journal of Cleaner Production**, v. 4, n. 3-4, p. 159-166, 1996.

IGOS, Elorri et al. How to treat uncertainties in life cycle assessment studies?. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 24, n. 4, p. 794-807, 2019.

INTERNATIONAL STANDARIZATION ORGANIZATION (ISO). Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework, ISO14040, 2009a.

INTERNATIONAL STANDARIZATION ORGANIZATION (ISO). Environmental Management – Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines, ISO14044, 2009b.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M.Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2007.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp, 2013

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp, 2014.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Calvo Buendia, E., Tanabe, K., Kranjc, A., Baasansuren, J., Fukuda, M., Ngarize S., Osako, A., Pyrozhenko, Y., Shermanau, P. and Federici, S. (eds). Vol. 5 Waste, Chapter 6. Published: IPCC, Switzerland. (2019a)

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Calvo Buendia, E., Tanabe, K., Kranjc, A., Baasansuren, J., Fukuda, M., Ngarize S., Osako, A., Pyrozhenko, Y., Shermanau, P. and Federici, S. (eds). Vol. 4 Chapter 11. Published: IPCC, Switzerland. (2019b).

JORDÃO, E. P.; PESSOA, E C. A. Tratamento de esgotos domésticos. 6ª edição. Rio de Janeiro. 2011. (In Portuguese: Domestic sewage treatment)

KESSEL, Rüdiger; KACKER, Raghu; BERGLUND, Michael. Coefficient of contribution to the combined standard uncertainty. **Metrologia**, v. 43, n. 4, p. S189, 2006.

LLOYD, Shannon M.; RIES, Robert. Characterizing, propagating, and analyzing uncertainty in life-cycle assessment: A survey of quantitative approaches. **Journal of industrial ecology**, v. 11, n. 1, p. 161-179, 2007.

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 Science and Technology**, v. 66, n. 12, p. 2745-2753, 2012.

LOPES, Thaís Andrade de Sampaio; QUEIROZ, Luciano Matos; KIPERSTOK, Asher. Environmental performance of a full-scale wastewater treatment plant applying Life Cycle Assessment. **Revista Ambiente & Água**, v. 13, n. 4, 2018.

MAKTABIFARD, Mojtaba; ZABOROWSKA, Ewa; MAKINIA, Jacek. Energy neutrality versus carbon footprint minimization in municipal wastewater treatment plants. **Bioresource technology**, v. 300, p. 122647, 2020.

MME – Ministry of Mines and Energy – Technological, Energy Development and Mining Prospecting Projects in General in Brazil. Statistical Yearbook 2019. Available at: <http://www.anp.gov.br/arquivos/central-conteudos/anuario-estatistico/2019/2019-anuario-versao-impressao.pdf>

MORERA, Serni et al. Life cycle assessment of construction and renovation of sewer systems using a detailed inventory tool. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 21, n. 8, p. 1121-1133, 2016.

NIERO, Monia et al. Comparative life cycle assessment of wastewater treatment in Denmark including sensitivity and uncertainty analysis. **Journal of cleaner production**, v. 68, p. 25-35, 2014.

PMSB - MUNICIPAL PLAN FOR SANITATION OF FEIRA DE SANTANA. [CD-ROM] Fundação escola politécnica da Bahia. Dezembro/2017.

RISCH, Eva et al. Life cycle assessment of urban wastewater systems: Quantifying the relative contribution of sewer systems. **Water research**, v. 77, p. 35-48, 2015.

SANTOS, Dalila Souza et al. Efeito da secagem em leito nas características físico-químicas e microbiológicas de lodo de reator anaeróbio de fluxo ascendente usado no tratamento de esgoto sanitário. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 2, p. 341-349, 2017. (In Portuguese: Effect of bed drying on the physicochemical and microbiological characteristics of upstream flow anaerobic sludge used in the treatment of sewage.)

SEINFRA – SECRETARIA DE INFRAESTRUTURA DE SERGIPE. *Tabela de custos para serviços e materiais de construção*. (In portuguese: DEPARTMENT OF INFRASTRUCTURE OF SERGIPE. Cost table for services and construction materials) Available at: <http://www3.seinfra.ce.gov.br/consulta.aspx?ID=443>. Accessed on: 11 Nov 2019.

SINGH, Pratima; KANSAL, Arun. Energy and GHG accounting for wastewater infrastructure. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 128, p. 499-507, 2018.

SOUZA, C. L.; CHERNICHARO, C. A. L.; MELO, G. C. B. Methane and hydrogen sulfide emissions in UASB reactors treating domestic wastewater. **Water Science and Technology**, v. 65, n. 7, p. 1229-1237, 2012.

STOKES, Jennifer R.; HORVATH, Arpad. Supply-chain environmental effects of wastewater utilities. **Environmental Research Letters**, v. 5, n. 1, p. 014015, 2010.

TIGRE S/A, Pipes and Connections: Infrastructure and Sewage - Technical Catalog. Available at: [https://www.tigre.com.br/themes/tigre2016/downloads/catalogos-tecnicos/ct-infraestrutura-saneamento\\_esgoto.pdf](https://www.tigre.com.br/themes/tigre2016/downloads/catalogos-tecnicos/ct-infraestrutura-saneamento_esgoto.pdf). Accessed on 04 May 2020.

WEIDEMA, Bo Pedersen; WESNAES, Marianne Suhr. Data quality management for life cycle inventories—an example of using data quality indicators. **Journal of cleaner production**, v. 4, n. 3-4, p. 167-174, 1996.

WEIDEMA, Bo Pedersen et al. Overview and methodology: Data quality guideline for the ecoinvent database version 3. 2013.

## APPENDIX

Table A7: Pedigree matrix scores used to assess the quality of data sources

	<b>Indicator Score</b>				
	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>
<b>Reliability (<i>U1</i>)</b>	1,00	1,05	1,10	1,20	1,50
<b>Completeness (<i>U2</i>)</b>	1,00	1,02	1,05	1,10	1,20
<b>Temporal correlation (<i>U3</i>)</b>	1,00	1,03	1,10	1,20	1,50
<b>Geographical correlation (<i>U4</i>)</b>	1,00	1,001	1,02	1,05	1,10
<b>Technologic correlation (<i>U5</i>)</b>	1,00	1,05	1,20	1,50	2,00

Source: Weidema *et al.*, (2013)

## CAPÍTULO 7. POTENCIAL DE RECUPERAÇÃO ENERGÉTICA E PEGADA DE CARBONO DOS SISTEMAS DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO A PARTIR DO LODO E BIOGÁS

### RESUMO

As Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) com sistemas de tratamento anaeróbio em reatores tipo UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) produzem dois coprodutos que podem ser aproveitados: biogás e lodo. Uma avaliação do ciclo de vida (ACV) foi desenvolvida com o intuito de examinar o gerenciamento desses coprodutos para recuperação de recursos. O cenário base do estudo de caso e mais três cenários alternativos foram adotados combinando a recuperação de lodo como biofertilizante e energia, e uso do biogás para geração de calor e eletricidade. Todos os cenários de recuperação alcançaram redução das emissões de gases de efeito estufa de estufa e demanda de energia comparado aos impactos gerados pelo sistema de esgotamento sanitário. Essas reduções podem chegar nas emissões a 0,09 kgCO<sub>2</sub>eq/m<sup>3</sup> e na demanda de energia a 3,27 MJ/m<sup>3</sup>.

**Palavras-chave:** Energia; Nutrientes; Clínquer; Biocombustível; Cocção.

### 7.1 INTRODUÇÃO

A economia circular contribui na transição para uma gestão sustentável do saneamento nos municípios. O Brasil é signatário da agenda coletiva mundial com 17 objetivos de desenvolvimento sustentável (ODS) e 169 metas, dos quais a recuperação de recursos do saneamento contribui para os objetivos 2 (fome zero e agricultura sustentável), 6 (água potável e saneamento), 7 (energia limpa e acessível), 11 (cidades e comunidades sustentáveis). Dessa forma, a recuperação de recurso do saneamento requer um planejamento e execução integrados com diferentes setores para promover o desenvolvimento sustentável.

As infraestruturas urbanas de esgotamento sanitário têm a finalidade de garantir a saúde pública e reduzir os contaminantes presentes no esgoto. Para tanto, as ETEs demandam materiais de construção e manutenção na infraestrutura; energia e, em alguns casos, doses de insumos químicos na operação; e produzem coprodutos sólidos, líquidos e gasosos (PAULO *et al.*, 2019). Estes coprodutos tornam as ETEs fontes de matérias-primas secundárias (água, energia e nutriente) para diferentes setores produtivos (LIU *et al.*, 2019). A escassez de recursos naturais, o crescimento populacional e a ampliação das redes de coleta de esgoto e ETEs impulsionam a recuperação destes coprodutos. A Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) identificou 3668 ETEs no Brasil, resultado do aumento de 900 ETEs de 2013 até 2019 (ANA, 2020).

O lodo de esgoto (chamado de ‘lodo’ neste artigo) é a parte sólida resultante do tratamento, e fonte de energia e nutrientes. O aproveitamento energético do lodo contribui na

redução da dependência de combustíveis fósseis, contudo, seu gerenciamento prévio demanda energia para reduzir a umidade e aumentar o poder calorífico (ROSA *et al.*, 2015). Wagner *et al.* (2017) com protótipos de leito de secagem alimentados por energia solar e biogás reduziram a umidade do lodo a 13 %. No que concerne a matéria orgânica e os nutrientes contidos no lodo, estes favorecem o seu uso como fertilizante agrícola e contribuem no condicionamento do solo e redução do uso de fertilizantes sintéticos (SINGH; AGRAWAL, 2008). No entanto, o aproveitamento dos nutrientes do lodo no Brasil ainda é insuficiente favorecendo o empobrecimento dos solos (SIPERT; COHIM, 2020; SIPERT *et al.*, 2020). Este aproveitamento é condicionado à verificação da qualidade quanto à presença de organismos patogênicos e micropoluentes (BRASIL, 2020a).

O biogás produzido em reatores anaeróbios é composto em sua maior parte (60 – 85 % em vol.) por metano ( $\text{CH}_4$ ) com um poder calorífico inferior de 50 MJ/kg  $\text{CH}_4$  (SILVEIRA *et al.*, 2015). O potencial de aquecimento global do  $\text{CH}_4$  emitido na atmosfera é 25 vezes daquele atribuído ao dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) (IPCC, 2014), no entanto, o aproveitamento do  $\text{CH}_4$  oferece um potencial de produção de energia limpa e renovável. A expansão do uso do biogás como fonte energética pode contribuir para descarbonização da economia e redução da pegada de carbono dos sistemas de esgotamento sanitário (SES). A taxa média anual de crescimento das emissões de gases do efeito estufa (GEE) da matriz energética brasileira é de 2 % (EPE, 2020), apesar do compromisso do Brasil de redução das emissões de GEE em 43 % até 2030 (BRASIL, 2020b). Além disso, os sistemas de esgotamento sanitário são reconhecidos como a principal fonte de emissões de GEE e intensos no uso de energia (WANG *et al.*, 2016; MAKTABIFARD; ZABOROWSKA; MAKINIA 2020; YOSHIDA *et al.*, 2018); quer pela emissão direta de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), metano ( $\text{CH}_4$ ) e óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) (ZHAN; HU; WU, 2018), quer pelo consumo de eletricidade e insumos. A maioria das ETES brasileiras queimam o biogás sem aproveitar o conteúdo energético e destinam o lodo de esgoto em aterro sanitário (ROSA *et al.*, 2015; ROSA *et al.*, 2016).

Há uma necessidade proeminente de transformar estações de tratamento em instalações de recuperação de recursos no intuito de abraçar os benefícios dos coprodutos gerados, e não os considerar como resíduos descartáveis. Em um contexto global de crescente preocupação com mudanças climáticas, poluição ambiental e escassez de recursos, diversos estudos desenvolveram análises ambientais da recuperação de energia e nutrientes a partir dos coprodutos do esgoto (AMARAL *et al.*, 2018; CHEN; KUO 2016; CAO; PAWLOWSKI, 2013). No entanto, os estudos de avaliação do ciclo de vida (ACV) de opções tecnológicas de

recuperação de recurso são insuficientes no Brasil, principalmente na região nordeste do país com condições climáticas favoráveis ao uso de reatores anaeróbios nas ETEs.

Este artigo objetiva apoiar a tomada de decisão em projetos inovadores de saneamento a partir da identificação do seu desempenho ambiental. Nesse contexto, foi investigado o potencial de recuperação de recurso proveniente do lodo e biogás da ETE avaliada. Foram propostas diferentes rotas tecnológicas de recuperação de recurso para identificar o desempenho energético e pegada de carbono dos cenários avaliados.

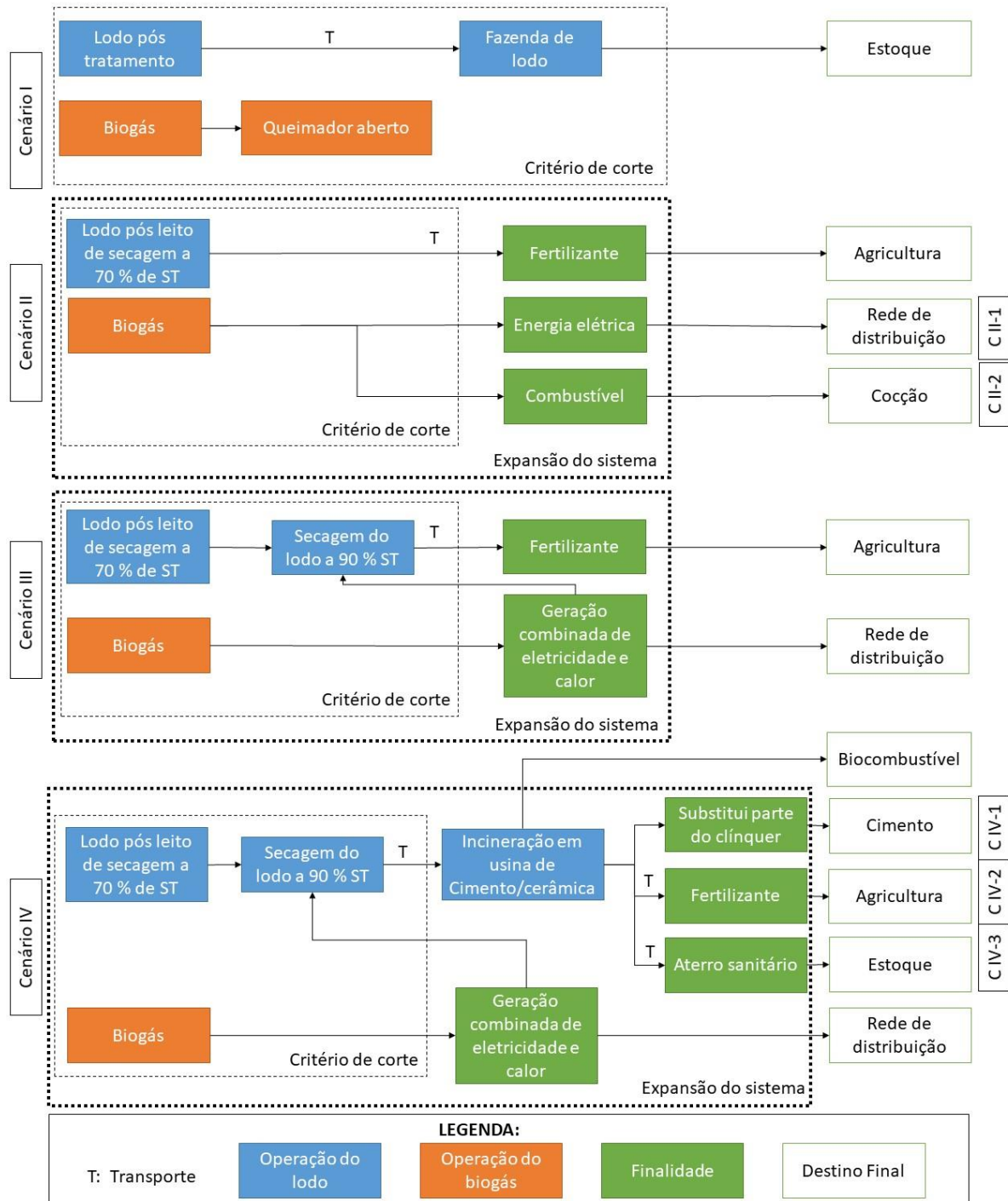
## 7.2 METODOLOGIA

A avaliação da demanda energética e das emissões de gases de efeito estufa (GEE) dos cenários que foram avaliados baseou-se na NBR ISO 14040 (ABNT, 2009a) e NBR ISO 14044 (ABNT, 2009b). As normas orientam a definição das seguintes fases na ACV: Definição de objetivo e escopo, Análise de Inventário de Ciclo de Vida (ICV), Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) e Interpretação. A ACV foi do tipo atribucional.

### 7.2.1 Definição do objetivo e escopo

O objetivo desse estudo de ACV consiste na avaliação do desempenho energético e pegada de carbono de gestão dos coprodutos da ETE: lodo e biogás (Figura 11). O fluxo de referência na unidade funcional do sistema de produto foi 1 m<sup>3</sup> de esgoto doméstico coletado e tratado em 2017 que irá gerar os coprodutos. Foram consideradas duas fronteiras de sistema nos cenários avaliados: critério de corte e expansão do sistema. O critério de corte representou a subdivisão do sistema de produto na qual o processamento dos coprodutos foi desconsiderado. A expansão do sistema de produto considerou a carga ambiental do processamento dos coprodutos e crédito ambiental (valor negativo) dos produtos evitados a partir dos coprodutos.

Figura 11: Fluxograma dos cenários propostos

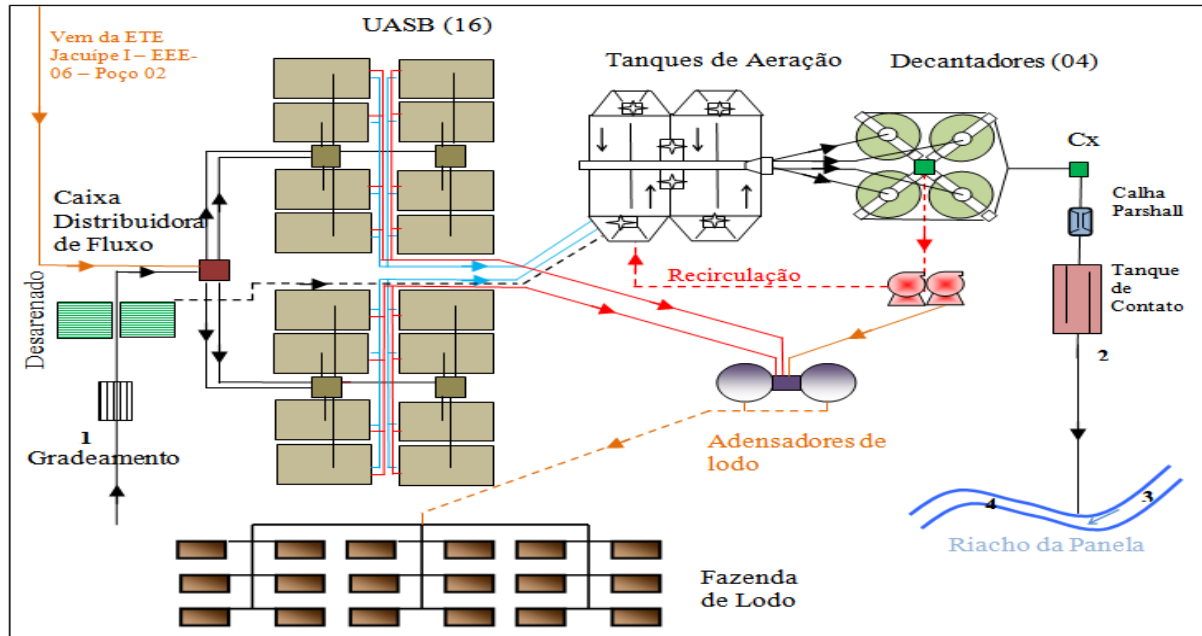


Fonte: Autor, 2021.

O estudo considerou a ETE Jacuípe II, em Feira de Santana, estado da Bahia, Brasil. A ETE centralizada atendeu cerca de 29 mil economias em 2017 com uma vazão média de 162 L/s. A ETE Jacuípe II apresenta unidades de tratamento preliminar (gradeamento e desarenador), seguida de tratamento anaeróbico em reatores tipo *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB) e aeróbico com lodo ativado de aeração prolongada (Figura 12). Atualmente, o biogás produzido no UASB é conduzido para queimadores abertos de baixa eficiência sem

aproveitamento energético e o lodo é encaminhado para fazendas de lodo, após passar por decantadores e adensadores. O município de Feira de Santana apresentou um índice pluviométrico médio anual de 654 mm ( $\pm 152$  mm) e temperatura média anual de 24,5 °C ( $\pm 0,4$ ) (INMET, 2021) que favorece a utilização de fazenda de lodo e leito de secagem.

Figura 12: Esquema das unidades de tratamento da ETE Jacuípe II



Fonte: EMBASA (2018b)

O cenário base deste estudo foi o Cenário I (CI) que simula as condições da ETE Jacuípe II. O CI considerou o biogás queimado em queimadores de baixa eficiência e o lodo excedente disposto em fazendas de lodo. Diferentemente do primeiro, os outros cenários foram desenvolvidos com o intuito de avaliar a recuperação de recursos dos coprodutos. Nos Cenários II e III, o uso de lodo como fertilizante agrícola representa o retorno dos nutrientes ao solo, fechando o ciclo do NPK, e o biogás é recuperado como biocombustível. O Cenário IV representa o lodo e o biogás como biocombustíveis. Contudo, a cinza resultante da combustão do lodo de esgoto também deve ter uma destinação adequada, por esse motivo, mais três subcenários no Cenário IV foram analisados. A descrição detalhada de cada rota tecnológica avaliada e premissas adotadas é apresentada no item 1.2.4

O transporte do lodo de cada cenário avaliado foi apresentado na Tabela 16.

Tabela 16: Distância percorrida pelo lodo a depender do percurso

Percurso	Distância /km
ETE – zona rural	110
ETE – indústria cimenteira em Camaçari	110
Indústria – zona rural	200
Indústria – aterro sanitário mais próximo	35

Para a construção do inventário do ciclo de vida foram coletados dados primários e secundários da cadeia de produção principal do sistema de produto (primeiro plano). Os dados primários, de observação e medição, foram cedidos pela operadora do SES–FSA, a Empresa Baiana de Águas e Saneamento (EMBASA). Para preencher a falta dos dados primários foram utilizados os dados secundários, obtidos na literatura. Para os dados de segundo plano foram utilizados os dados disponíveis no banco de dados da *Ecoinvent* v3.5.

Os dados que constam no inventário possuem uma variabilidade que pode ser decorrente de flutuações normais da variável e devido a qualidade da informação. Portanto, foi feita uma avaliação da incerteza dos dados pelo Modelo de Monte Carlo com 100 000 iterações para a produção de biogás e lodo.

### 7.2.2 Caracterização do lodo

A produção do lodo foi estimada a partir dos modelos no Quadro 2 e parâmetros da Tabela 17 adotados neste estudo.

Quadro 2: Modelos matemáticos para estimativa da produção de lodo

	Modelos	Símbolos
Produção de sólidos no lodo	$P_{lodo} = Y \times DQO_{afiuente}$	$P_{lodo}$ = produção de sólidos no sistema (kg/m <sup>3</sup> ); $Y$ é o coeficiente de produção de sólidos (kg/kg DQO) $DQO_{afiuente}$ = demanda química de oxigênio afluente (kg/m <sup>3</sup> ).
Produção de lodo úmido	$V_{lodo} = \frac{P_{lodo} \times \sigma}{\gamma \times C}$	$V_{lodo}$ = produção de lodo (m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> ) $\gamma$ = densidade do lodo (kg/m <sup>3</sup> ); $C$ = concentração do lodo (%).
Potencial de energia presente no lodo	$E_{lodo} = V_{lodo} \times \gamma \times PCI_{lodo}$	$E_{lodo}$ = energia presente no lodo produzido (MJ); $PCI_{lodo}$ = Poder calorífico inferior do lodo seco (MJ/kg);
Energia necessária para secar o lodo até determinada umidade	$E_{secagem} = V_{\acute{a}gua} \times \beta_{\acute{a}gua}$	$E_{secagem}$ = energia necessária para secar o lodo (MJ/m <sup>3</sup> ); $V_{\acute{a}gua}$ = quantidade de água a ser removida do lodo (kg/m <sup>3</sup> ); $\beta_{\acute{a}gua}$ = energia necessária para evaporar 1,0 kg de água (MJ/kg).

Tabela 17: Dados de entrada na determinação da produção de lodo

Parâmetros	Unidade	Quantidade			Fonte
		Típico	Menor	Maior	
Demanda Química de oxigênio ( $DQO_{\text{afluente}}$ )	kg/m <sup>3</sup>	0,61	0,30	1,10	EMBASA, 2018a
Coefficiente de produção de sólidos ( $Y$ )	kg/kg	-	0,2	0,32	Von Sperling; Gonçalves, 2014
Concentração do lodo úmido ( $C$ )	%	-	3,0	4,0	Von Sperling e Gonçalves, 2001
Massa específica do lodo afluente ( $\gamma$ )	kg/m <sup>3</sup>	1020	1020	1030	Von Sperling e Gonçalves, 2001
Massa específica do lodo após secagem passiva ( $\gamma$ )	kg/m <sup>3</sup>	1060	1050	1080	Von Sperling e Gonçalves, 2001
Concentração do lodo após secagem passiva ( $C$ )	%	-	60	70	Santos <i>et al.</i> , 2017
Concentração do lodo após secagem ativa ( $C$ )	%	-	85	90	Lobato, 2011
Captura de sólidos ( $\sigma$ )	%	95	90	98	Jordão e Pessoa (2011)
Energia necessária para evaporar a água ( $E_{H_2O}$ )	kcal/kg	800	700	900	Ross <i>et al.</i> , 2020
Poder calorífico do lodo seco ( $PCI_{\text{lodo}}$ )	MJ/kg	10	8	12	Rosa <i>et al.</i> , 2015

A secagem passiva (leito de secagem) do lodo retirou a água livre antes da secagem ativa (método térmico). A água livre representa 70 % a 75 % da umidade total do lodo produzido e pode ser removida por gravidade devido à sua dissociação das partículas sólidas do lodo (LOBATO, 2011). No entanto, a água ligada às partículas sólidas do lodo demanda energia na remoção por tratamento térmico (WANG *et al.*, 2009).

A caracterização do lodo após a secagem passiva no leito de secagem foi obtida a partir de análises físico-químicas (Tabela 18). De acordo com a resolução CONAMA nº 498 de 2020, lodo de esgoto com secagem em leitos de areia com no mínimo 60 % de sólidos totais é enquadrado na classe B e pode ser utilizado no “cultivo de produtos alimentícios que não sejam consumidos crus e produtos não alimentícios”, “pastagens e forrageiras” e “árvores frutíferas” obedecendo período entre aplicação do bio-sólido e colheita (BRASIL, 2020a). O lodo deste estudo foi enquadrado na classe B e suas as concentrações de metais pesados ficaram abaixo dos limites da classe 1 na resolução CONAMA nº 498 de 2020 (BRASIL, 2020a). Portanto, o lodo atende os requisitos legais para ser utilizado na agricultura com as restrições devidas.

Tabela 18: Análise físico-química do lodo a 90 dias no leito de secagem com coleta a 3,1 m de profundidade

Parâmetro	Unidade	Média	Desvio-padrão
Umidade	%	22,94	16,04
Sólidos totais	%	77,06	16,04
Sólidos voláteis	%	35,99	1,92
Relação sólidos voláteis/sólidos totais	%	0,48	0,10
pH	-	6,00	0,56
Carbono orgânico	%	19,99	1,06
Nitrogênio total	%	3,40	0,61
Relação carbono/nitrogênio	-	5,99	0,90
Lipídios	%	7,33	5,70
K	g/kg	3,64	1,61
P	g/kg	40,34	36,67
Ca	g/kg	41,88	23,71
Mg	g/kg	3,90	1,84
Mn	g/kg	0,13	0,06
Na	g/kg	1,63	0,61

b.s.: base seca; Fonte: Santos *et al.*, (2017).

### 7.2.3 Caracterização do biogás

A produção de metano do reator UASB deste estudo foi estimada a partir dos parâmetros de vazão do esgoto (afluente), DQO (afluente e efluente) e temperatura ambiente obtidos no relatório de monitoramento de 2017 da Empresa Baiana de Saneamento e Aguas (EMBASA). A estimativa de produção de biogás foi baseada no balanço de DQO da UASB desenvolvido por Lobato (2011) cujo modelo foi descrito no Quadro 3.

Quadro 3: Modelos matemáticos para estimar a produção de metano

	Modelos	Símbolos
Conversão de DQO em biomassa <sup>a</sup>	$DQO_{lodo} = DQO_{afluente} \times \omega \times Y$	$DQO_{lodo}$ = DQO convertida em biomassa / (kg DQO/m <sup>3</sup> esgoto) $DQO_{aplicada}$ = DQO no afluente / (kg DQO/m <sup>3</sup> esgoto) $\omega$ = eficiência de remoção de DQO no UASB / (%) $Y$ = coeficiente de produção de sólidos / (kg/kg DQO)
Conversão de DQO pela redução de sulfato <sup>a</sup>	$DQO_{SO_4} = C_{SO_4} \times E_{SO_4} \times K_{DQO-SO_4}$	$DQO_{SO_4}$ = DQO convertida na redução de sulfato / (kg SO <sub>4</sub> /m <sup>3</sup> ) $C_{SO_4}$ = concentração de sulfato no afluente / (kg SO <sub>4</sub> /m <sup>3</sup> esgoto) $E_{SO_4}$ = eficiência na redução de sulfato / (%) $K_{DQO-SO_4}$ = DQO consumida na redução de sulfato / (kg DQO/kg SO <sub>4</sub> )
Conversão de DQO em metano <sup>a</sup>	$DQO_{CH_4} = DQO_{afluente} \times \omega - DQO_{lodo} - DQO_{SO_4}$	$DQO_{CH_4}$ = DQO convertida em metano / (kg/m <sup>3</sup> esgoto)

	<p>Conversão de DQO em metano</p> $Q_{CH_4} = \frac{DQO_{CH_4} \times R \times (273 \pm T)}{P \times K_{DQO} \times 1000}$	<p><math>Q_{CH_4}</math> = Produção volumétrica teórica máxima de metano / (m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/ m<sup>3</sup> esgoto)</p> <p><math>R</math> = constante dos gases / (atm.L.mol<sup>-1</sup>.K<sup>-1</sup>)</p> <p><math>T</math> = temperatura operacional do reator / (°C)</p> <p><math>P</math> = pressão atmosférica / (atm)</p> <p><math>K_{DQO}</math> = DQO correspondente a um mol de CH<sub>4</sub> / (kg DQO.mol<sup>-1</sup>)</p>
Perdas de metano <sup>a</sup>	$Q_{W-CH_4} = Q_{CH_4} \times p_W$ $Q_{O-CH_4} = Q_{CH_4} \times p_O$ $Q_{L-CH_4} = p_L \times f_{CH_4} \times \left( \frac{R \times (273 + T)}{P \times K_{DQO}} \right)$	<p><math>Q_{W-CH_4}</math> = perda de metano com o gás residual / (m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/m<sup>3</sup> esgoto)</p> <p><math>p_W</math> = percentual de perda de metano com o gás residual / (% do volume)</p> <p><math>Q_{O-CH_4}</math> = outras perdas de metano / (m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/m<sup>3</sup> esgoto)</p> <p><math>p_O</math> = percentual de outras perdas de metano / (%)</p> <p><math>Q_{L-CH_4}</math> = perda de metano dissolvido no efluente / (kg CH<sub>4</sub>/m<sup>3</sup> esgoto)</p> <p><math>p_L</math> = percentual de perda de metano dissolvido no efluente / (% do volume)</p> <p><math>f_{CH_4}</math> = fator de conversão de massa de metano em massa de DQO – coeficiente estequiométrico / (kg DQO/kg CH<sub>4</sub>)</p>
Vazão de metano capturado <sup>a</sup>	$Q_{real-CH_4} = Q_{CH_4} - Q_{W-CH_4} - Q_{L-CH_4} - Q_{O-CH_4}$	<p><math>Q_{real-CH_4}</math> = Vazão disponível de metano / (m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/m<sup>3</sup> esgoto)</p>
Potência energética disponível <sup>b</sup>	$P_E = Q_{Real-CH_4} \times PCI_{CH_4} \times \eta \times PE_{CH_4}$	<p><math>P_E</math> = Potência elétrica disponível / (MJ/kg)</p> <p><math>PCI_{CH_4}</math> = poder calorífico inferior do metano / (MJ/kg)</p> <p><math>\eta</math> = Eficiência de conversão de máquinas térmicas ou elétricas / (%)</p> <p><math>PE_{CH_4}</math> = peso específico do metano / (kg/Nm<sup>3</sup>)</p>

Fonte: <sup>a</sup> Lobato (2011) e <sup>b</sup> Bilotta; Ross (2016).

Utilizando-se as Equações do Quadro 3 e as informações indicadas na Tabela 19, foi possível calcular as variáveis necessárias à estimativa da produção de metano e da energia disponibilizada de acordo com os cenários.

Tabela 19: Variáveis necessárias para estimar a produção de biogás

Variáveis	Unidade	Valor médio (máximo; mínimo)		
		Típico	Menor	Maior
Demanda Química de oxigênio (DQO <sub>afluente</sub> ) <sup>a</sup>	kg/m <sup>3</sup>	0,61	0,30	1,10
Eficiência de remoção de DQO no UASB ( $\omega$ ) <sup>b</sup>	%	65	60	70
Concentração de sulfato no afluente (C <sub>SO4</sub> ) <sup>b</sup>	kg/m <sup>3</sup>	0,06	0,04	0,08
Eficiência de redução de sulfato (E <sub>SO4</sub> ) <sup>b</sup>	%	75	70	80
Perda com o gás residual ( $p_W$ ) <sup>b</sup>	%	5,0	2,5	7,0
Outras perdas ( $p_O$ ) <sup>b</sup>	%	5,0	2,5	7,0
Perda com o efluente ( $p_L$ ) <sup>b</sup>	kg/m <sup>3</sup>	0,020	0,015	0,025
Eficiência de conversão de máquinas térmicas ( $\eta_{t\acute{e}rmico}$ ) <sup>c</sup>	%	55	50	60
Eficiência de conversão de máquinas elétricas ( $\eta_{el\acute{e}trico}$ ) <sup>c</sup>	%	35	30	40

Temperatura do reator (T) <sup>b</sup>	°C	25	20	30
Constante dos gases (R) <sup>b</sup>	atm.L.mol <sup>-1</sup> .K <sup>-1</sup>		0,08206	
Pressão atmosférica (P) <sup>b</sup>	atm		1,00	
DQO correspondente a um mol de CH <sub>4</sub> (K <sub>DQO</sub> ) <sup>b</sup>	kg DQO/mol		0,064	
Fator de conversão de massa de metano em massa de DQO – coeficiente estequiométrico (f <sub>CH<sub>4</sub></sub> ) <sup>b</sup>	kg DQO/kg CH <sub>4</sub>		4,00	
Peso específico do metano (PE <sub>CH<sub>4</sub></sub> ) <sup>b</sup>	kg/Nm <sup>3</sup>		0,72	

Fonte: <sup>a</sup> EMBASA (2018a); <sup>b</sup> Lobato (2011); <sup>c</sup> US EPA (2011)

## 7.2.4 Descrição dos cenários avaliados

### 7.2.4.1 Cenário I (CI): sem recuperação energética

O primeiro cenário considerou os coprodutos do tratamento do esgoto como resíduos descartáveis e representou o cenário base da ETE Jacuípe II. Enquanto o lodo tem como destino as fazendas de lodo, os sistemas de queima do biogás convertem o metano em gás carbônico. A eficiência dos queimadores abertos que são presentes na ETE é de 50 % (POSSETTI *et al.*, 2018).

A emissão de óxido nitroso na fazenda de lodo foi estimada pelo método apresentado no IPCC (2019a) segundo a Equação 11.

$$N_2O = FE \times NT_{lodo} \times Q_{lodo} \times 44/28 \quad \text{Eq. (11)}$$

Onde,  $N_2O$  é a emissão de óxido nitroso em kg/ano,  $Q_{lodo}$  é a quantidade de lodo em base seca em kg/ano,  $NT_{lodo}$  é a quantidade de N no lodo em kg e  $FE_{lodo}$  é o fator de emissão de N<sub>2</sub>O para aplicação do lodo em solo em kg N<sub>2</sub>O–N·(kg N)<sup>-1</sup>.

### 7.2.4.2 Cenário II (CII): biofertilizante do lodo e energia do biogás

O Cenário II considerou a redução do volume do lodo em leitos de secagem até alcançar mais de 60 % de sólidos totais para utilizar como fertilizante agrícola de classe B do CONAMA n° 498 (BRASIL, 2020a). O bio sólido produzido a partir do lodo de esgoto contém nitrogênio, fósforo e potássio (NPK) e serve de condicionador do solo (SINGH; AGRAWAL, 2008). Portanto, o uso de lodo na agricultura evitou os fertilizantes sintéticos de nitrogênio (N), fósforo (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) e potássio (K<sub>2</sub>O) (Tabela 18). Este estudo considerou até a entrega do bio sólido na zona rural e desconsiderou as etapas de aplicação do bio sólido e emissões do campo. A distância da ETE Jacuípe II até a zona rural foi 110 km.

O biogás é utilizado na produção de calor e eletricidade e evita a utilização de eletricidade da rede elétrica e gás liquefeito de petróleo (GLP). A eficiência das máquinas de conversão de energia química do metano em energia elétrica de 20 % a 30 % (LOBATO 2011) foi considerada no CII-1. O poder calorífico de 45,84 MJ/kg GLP com uma eficiência de

queima de 57 % no fogão foi considerado na estimativa do produto evitado do CII-2, assumindo um poder calorífico de 35,90 MJ/kg biogás com uma eficiência de queima de 55 % no fogão (AFRANE; NTIAMOAH, 2011). Foi considerada uma emissão fugitiva de 1 % do metano na fase de armazenamento, transporte e queima.

#### 7.2.4.3 Cenário III (CIII): biofertilizante do lodo e energia combinada do biogás

O terceiro cenário considerou a geração combinada de eletricidade e calor do biogás para secagem térmica do lodo. Todo o calor do exaustor será utilizado para evaporar a água presente no lodo. As tecnologias disponíveis comercialmente para geração combinada de eletricidade e calor apresentam uma eficiência global de 70 % a 80 % (LOBATO, 2011). O lodo desidratado passará por uma peletizadora antes da secagem térmica para facilitar seu manuseio e transporte que consome em média 0,037 kWh/kg ST de eletricidade. O lodo seco termicamente com umidade em torno de 10 % será transportado para ser utilizado como alternativa aos fertilizantes químicos. A secagem do lodo contribui para a redução da demanda de transporte, em contrapartida, volatiliza 19 % do nitrogênio total na forma de  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  (HORTANAINEN, DEVIATKIN, HAVUKAINEN, 2017). Foi assumido que as quantidades de potássio e fósforo foram mantidas após a secagem térmica do lodo.

#### 7.2.4.4 Cenário IV (CIV): energia e materiais do lodo e energia combinada do biogás

O CIV também considerou a geração combinada de eletricidade e calor do biogás para secagem térmica do lodo até uma umidade em torno de 10 % (DI FRAIA *et al.*, 2018; VALDERRAMA *et al.*, 2013). O lodo seco pode ser utilizado como fonte de calor nas indústrias cerâmicas ou cimenteiras devido ao seu poder calorífico inferior médio de 10 MJ/kg (ROSA *et al.*, 2015). O poder calorífico inferior de 29,7 MJ/kg de coque de petróleo (MME, 2017) foi considerado na estimativa do produto evitado no CIV a partir da energia disponível no lodo. A metodologia para secagem térmica do lodo é semelhante a utilizada no Cenário III.

A incineração do lodo nessa produção de calor emite óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) (Equação 12).

$$N_2O = Q_{\text{lodo}} \times FE_{\text{lodo}} \quad \text{Eq. (12)}$$

Onde  $N_2O_{\text{lodo}}$  representa a emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  ( $\text{g N}_2\text{O}/\text{m}^3_{\text{esgoto}}$ ),  $Q_{\text{lodo}}$  representa a quantidade de lodo em base seca ( $\text{kg ST}/\text{m}^3_{\text{esgoto}}$ ) e  $FE_{\text{lodo}}$  representa o fator de emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  da incineração do lodo ( $\text{g N}_2\text{O}/\text{kg ST}$ ). O fator de emissão de 0,99  $\text{g N}_2\text{O}/\text{kg}$  lodo em base seca (IPCC, 2019) foi considerado na Equação 12. A emissão de  $\text{CO}_2$  da incineração do lodo foi

considerada de origem biogênica e renovável, portanto, sem contribuição para a pegada de carbono.

A destinação final adequada da cinza do lodo após incineração do lodo considerou três opções: substitui parte do clínquer na própria indústria cimenteira (CIV-1); uso como fertilizante agrícola com recuperação do fósforo (CIV-2); tem como destino o aterro sanitário (CIV-3). A quantidade de cinzas do lodo pode variar de 350 kg/t a 500 kg/t (ANDREOLI; VON SPERLING, 2014). As cinzas do lodo, produto da incineração, podem substituir 14 % do clínquer o que representa na sua composição a substituição de 100 % de  $FE_2O_3$ , 8 % de areia, 35 % de argila e 11 % de calcário (RODRIGUEZ *et al.*, 2013). Foi admitido que o fósforo contido no lodo pós leito de secagem (Tabela 18) permaneceu nas cinzas do lodo incinerado. Foi considerado uma emissão fugitiva de 1 % da vazão de metano coletado.

### 7.2.5 Avaliação do impacto do ciclo de vida

Este estudo de avaliação do ciclo de vida foi realizado com software SimaPro® versão 9.1.1 (PRE-SUSTAINABILITY, 2020). As categorias analisadas foram a demanda energética com o método de Demanda de Energia Acumulada (DEA) (*Cumulative Energy Demand* em inglês) versão 1.11 e pegada de carbono com o método de potencial de aquecimento global de 100 anos (PAG 100a) do IPCC (2013) versão 1.03. Os fatores de caracterização da DEA e PAG foram apresentados por fluxo de inventário (Tabela 20).

Tabela 20: Fatores de caracterização unitários da Demanda de Energia Acumulada e Potencial de Aquecimento Global por fluxo de inventário de primeiro plano

Parâmetro	PAG /kgCO <sub>2</sub> eq	DEA /MJ	Unidade de referência	Nome no ecoinvent
<i>Critério de corte</i>				
Óxido nitroso	265,00	–	kg	<i>Dinitrogen monoxide</i>
Metano	27,75	–	kg	<i>Methane, biogenic</i>
Transporte	0,16	2,72	t.km	<i>Transport, freight, lorry 16–32 metric ton, euro4 {RoW}</i>
Aterro sanitário de Feira de Santana	0,45	0,22	kg	<sup>a</sup>
<i>Produtos evitados</i>				
Eletricidade	0,07	1,73	MJ	<i>Electricity, medium voltage {BR}/ market for   Cut-off, S</i>
Fertilizante, P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	1,83	34,90	kg	<i>Phosphate fertiliser, as P2O5 {GLO}/ market for   Cut-off, S</i>
Fertilizante, N	9,90	69,20	kg	<i>Nitrogen fertiliser, as N {GLO}/ market for   Cut-off, S</i>

Fertilizante, K <sub>2</sub> O	0,34	3,99	kg	<i>Potassium fertiliser, as K<sub>2</sub>O {GLO}  market for   Cut-off, S</i>
Coke de petróleo	0,10	8,54	kg	<i>Petroleum coke {GLO}  market for   Cut-off, S</i>
Clinker	0,97	3,87	kg	<i>Clinker {RoW}  market for clinker   Cut-off, S</i>
GLP	0,67	57,90	kg	<i>Liquefied petroleum gas {RoW}  market for   Cut-off, S</i>

Global (GLO); Resto do mundo (RoW); Brasil (BR); *System-process* (S); Nitrogênio (N); Pentóxido de fósforo (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>); Óxido de potássio (K<sub>2</sub>O); Gás liquefeito de petróleo (GLP);<sup>a</sup> Junqueira *et al.* (2021).

A interpretação do estudo considerou a análise comparativa, análise de contribuição, e análise de incerteza (HEIJUNGS e KLEIJN, 2001). A avaliação da incerteza foi feita através do Modelo de Monte Carlo com 100 000 iterações apenas para a produção de biogás e lodo.

### 7.3 RESULTADOS

#### 7.3.1 Produção de lodo, biogás e seus potenciais energéticos

A produção de lodo e biogás da ETE Jacuípe II com suas respectivas energias disponíveis, estimadas a partir dos modelos (Quadro 2, Quadro 3) e parâmetros (Tabelas 17 e 19), são apresentadas na Tabela 21.

Tabela 21: Resultado das variáveis calculadas para a unidade funcional (1 m<sup>3</sup> esgoto gerado que será coletado e tratado)

Variável	Unidade	Média	Desvio-padrão
Volume disponível de metano ( $Q_{Real-CH_4}$ )	m <sup>3</sup>	0,072	0,066
	Nm <sup>3</sup>	0,063	0,060
Potência elétrica disponível do metano ( $P_E$ )	MJ	0,80	0,76
Potência térmica disponível do metano ( $P_E$ )	MJ	1,25	1,19
Produção de sólidos no sistema ( $P_{lodo}$ )	kg ST	0,18	0,11
Energia necessária para secagem do lodo ( $E_{secagem}$ ) <sup>a</sup>	MJ	0,18	0,11
Potência energética disponível para lodo a 90 % ( $E_{lodo}$ )	MJ	1,90	1,16

<sup>a</sup> Reduzir a umidade do lodo de 30 % para 10 %.

A variabilidade da DQO afluente contribuiu de forma majoritária na incerteza das estimativas de lodo e biogás. A DQO<sub>afluente</sub> representou pelo menos 94 % da variabilidade da produção de lodo, biogás, e seus potenciais energéticos. Portanto, o esgoto doméstico com alta carga orgânica apresenta um maior potencial de produção de lodo, biogás e energia proveniente destes coprodutos. A vazão de 0,043 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>/m<sup>3</sup>esgoto (60 % do valor da vazão encontrada neste estudo) foi estimada em Bilotta e Ross (2016) a partir da DQO<sub>afluente</sub> equivalente a 63 % daquela da ETE Jacuípe II.

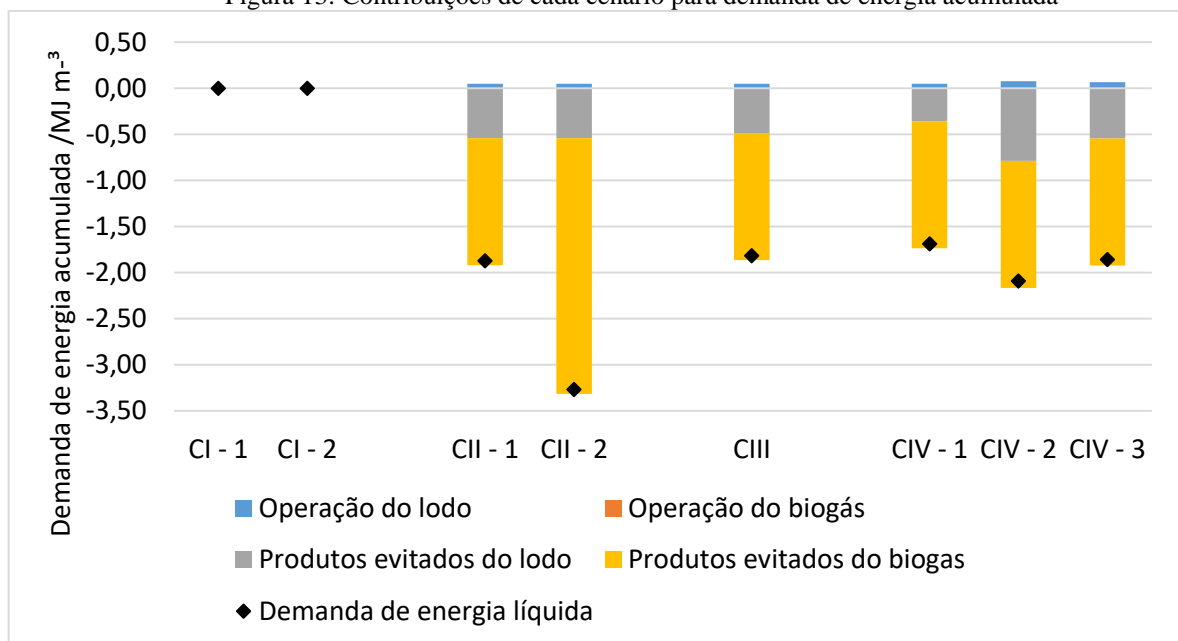
O fator de produção de metano estimado na UASB deste estudo ( $0,11\text{--}0,20 \text{ Nm}^3/\text{kg DQO}_{\text{removida}}$ ) é semelhante àqueles obtidos por Lobato *et al.* (2012) ( $0,11\text{--}0,20 \text{ Nm}^3/\text{kg DQO}_{\text{removida}}$ ) e Noyola *et al.* (1998) ( $0,08\text{--}0,18 \text{ Nm}^3/\text{kg DQO}_{\text{removida}}$ ). O potencial energético disponível no metano foi 1,5 a 2,9  $\text{MJ}/\text{m}^3_{\text{esgoto}}$  em Lobato *et al.* (2012), sem considerar as eficiências das máquinas.

A energia térmica proveniente do biogás ( $1,25 \text{ MJ}/\text{m}^3_{\text{esgoto}}$ ) seria suficiente para evaporar a água do lodo e reduzir sua umidade a 10 % após secagem térmica pois seria necessário somente  $0,18 \text{ MJ}/\text{m}^3_{\text{esgoto}}$ .

### 7.3.2 Demanda de energia dos cenários

A energia total necessária para operar a recuperação de lodo e biogás pode ser readquirida e ainda gerar créditos nos cenários de recuperação energética (Figura 13). No cenário base (CI), a operação do lodo em fazenda de lodo não demanda uso de nenhum material ou energia e por isso não impacta nessa categoria. O fertilizante sintético e o GLP evitados no CII-2 resulta em uma recuperação de energia 43 % superior àquela do CII-1 e 3 % maior que àquela do CIII com produtos evitados de fertilizante sintético e eletricidade, atingindo 1,87 MJ de energia recuperada. A demanda energética evitada do CIV-2 ( $-2,09 \text{ MJ}/\text{m}^3_{\text{esgoto}}$ ) com a utilização da cinza como substituto do fertilizante sintético mais favorável que àquela no CIV-1 ( $-1,69 \text{ MJ}/\text{m}^3_{\text{esgoto}}$ ) e CIV-3 ( $-1,86 \text{ MJ}/\text{m}^3_{\text{esgoto}}$ ) com a utilização da cinza como substituto do clínquer e aterrada, respectivamente.

Figura 13: Contribuições de cada cenário para demanda de energia acumulada

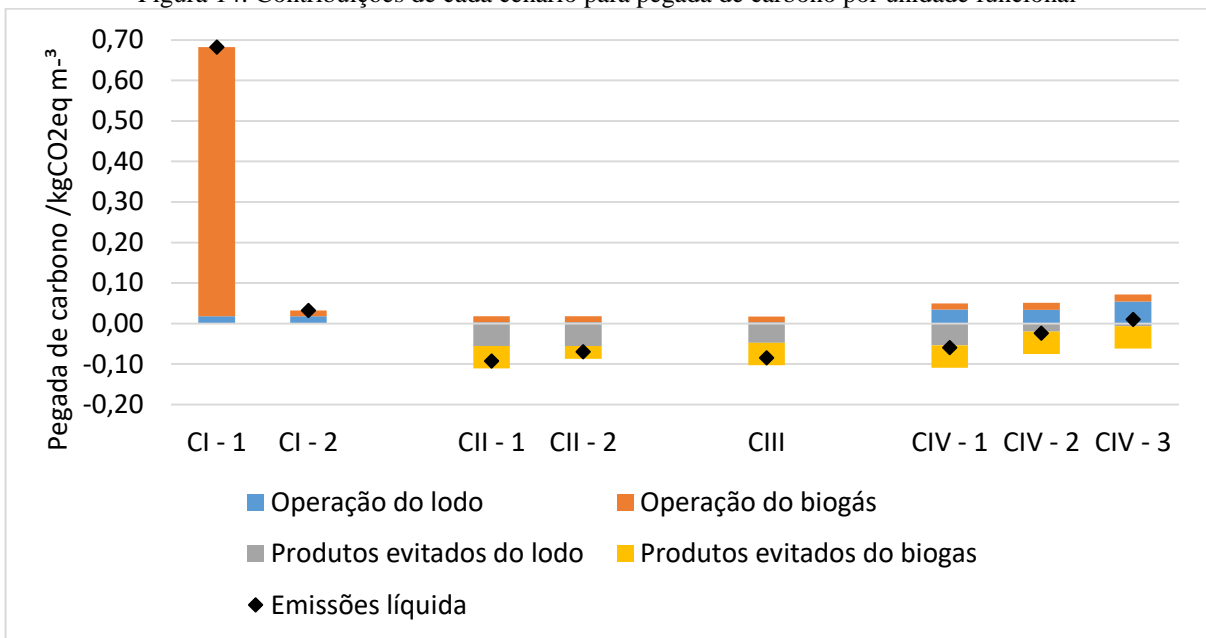


Fonte: Autor, 2021.

### 7.3.3 Emissões de GEE dos cenários

A pegada de carbono foi  $0,67 \text{ kg CO}_2\text{eq/m}^3_{\text{esgoto}}$  no CI-1 com queimador de biogás aberto, da qual a emissão fugitiva de metano do queimador da UASB representou 97 % da pegada de carbono, enquanto a pegada de carbono foi  $0,03 \text{ kg CO}_2\text{eq/m}^3_{\text{esgoto}}$  no CI-2 com queimador de biogás enclausurado (Figura 14). As contribuições da pegada de carbono da destinação do lodo em aterros sanitários nestes dois cenários são equivalentes ( $0,02 \text{ kgCO}_2\text{eq/m}^3$ ) uma vez que o lodo deve ser encaminhado para fazenda de lodo, contribuindo com 3 % no CI-1 e 58 % no CI- 2.

Figura 14: Contribuições de cada cenário para pegada de carbono por unidade funcional



Fonte: Autor, 2021.

As emissões líquidas de GEE negativas significam mais GEE reduzido do que emitido, ou seja, uma conquista de redução ou crédito de emissão de GEE devido aos produtos evitados de determinado cenário. Os produtos evitados contribuíram para a pegada de carbono líquida negativa na maioria dos cenários avaliados de recuperação de recurso, exceto no CIV-3 pois a destinação das cinzas em aterro sanitário reduziu a pegada de carbono evitada do lodo.

A pegada de carbono líquida do CII-1 apresentou o maior crédito entre os cenários avaliados devido ao seu maior ganho com os produtos evitados e menor emissão de GEE na operação do lodo e biogás. A recuperação de nutrientes e de eletricidade (CII- 1) conquistou uma redução líquida de  $0,09 \text{ kgCO}_2\text{eq}$  enquanto a recuperação de nutriente e de GLP (CII- 2) alcançou um crédito de  $0,07 \text{ kgCO}_2\text{eq}$ .

A pegada de carbono líquida do CIII foi  $-0,09 \text{ kgCO}_2\text{eq}$ , semelhante àquela do CII-1. A secagem térmica do lodo reduziu o volume de biossólido a ser transportado no CIII, no

entanto a volatilização de parte do nitrogênio na secagem térmica reduziu o ganho com produto evitado.

A utilização da cinza do lodo esgoto incinerado foi determinante na pegada de carbono líquida negativa. A cinza utilizada na substituição do clínquer (CIV-1) apresentou um maior ganho na pegada de carbono evitada comparado àquele da cinza utilizada como fertilizante orgânico (CIV-2). No entanto, a destinação da cinza em aterro sanitário reduziu o ganho dos produtos evitados e resultou na pegada de carbono líquida de 0,01 kgCO<sub>2</sub>eq no CIV-3.

#### 7.4 DISCUSSÃO

As tecnologias de recuperação de recurso do SES devem considerar os requisitos técnicos, econômicos e ambientais dos processos para promover o desenvolvimento sustentável (ANDREOLI e PEGORINI, 2006).

As emissões anuais de GEE *per capita* do SES Jacuípe II para coleta, tratamento e disposição final do efluente tratado foi de 89 kgCO<sub>2</sub>eq não havendo recuperação energética (ARAÚJO *et al.*, 2021). No entanto, o limite das emissões de GEE *per capita* para limitar o aquecimento global à 1,5 °C até 2050 foi estimado em 16 kgCO<sub>2</sub>eq (IPCC, 2019b), o que representa uma meta de redução de 82 %. Os cenários de recuperação de recurso da ETE deste estudo apresentaram benefícios energéticos e de GEE comparado àqueles do cenário base no estudo prévio de Araujo *et al.* (2021). Araujo *et al.* (2021) estimaram a pegada de carbono em 3,67 kg CO<sub>2</sub>eq/m<sup>3</sup><sub>esgoto</sub> e demanda de energia acumulada de 5,12 MJ/m<sup>3</sup> para operação e manutenção do SES centralizado de Feira de Santana, constituído de três subsistemas. O CII-2 representou uma redução de 64 % da demanda energética (1,85 kg CO<sub>2</sub>eq/m<sup>3</sup><sub>esgoto</sub>) com os produtos evitados a partir do bio sólido e biogás para a cocção de alimentos comparado ao cenário base de Araujo *et al.* (2021). Ademais, o CII-1 e CIII alcançaram os maiores benefícios na pegada de carbono com reduções de 26 % para os dois do impacto (1,85 kg CO<sub>2</sub>eq/m<sup>3</sup><sub>esgoto</sub>) com os produtos evitados a partir do bio sólido e biogás para a eletricidade.

A troca de queimadores abertos por àqueles enclausurados provoca uma redução de 95 % na pegada de carbono devido ao queimador enclausurado manter a chama acessa dentro de uma câmara de combustão o que aumenta a eficiência da queima de metano do biogás do UASB. Os queimadores enclausurados podem representar um aumento no investimento inicial de 25 % a 70 % em comparação ao queimador aberto (SANTOS *et al.*, 2019) por isso o maior interesse nestes últimos principalmente dos países em desenvolvimento.

A utilização de bio sólidos como fertilizantes agrícolas reduz a demanda de alguns fertilizantes sintéticos, especialmente aqueles que fornecem nitrogênio e fósforo (LEBLANC

*et al.*, 2009). A incorporação desses nutrientes no solo promove a conservação dos recursos naturais uma vez que o fertilizante sintético de nitrogênio demanda com grandes quantidades de energia (STOLARSKI *et al.*, 2019) e projeta-se a exaustão das reservas naturais de fósforo no Brasil até o final do século (SIPERT, COHIM, 2019).

Existe um trade-off entre os cenários CII-1 e CIII. A secagem térmica promove a redução do volume e da carga de patógenos do biossólido, no entanto, volatiliza o nitrogênio presente no lodo. Em termos legais, a legislação brasileira em vigor, resolução CONAMA n° 498 de 2020, promove o uso seguro do lodo de esgoto em solos (BRASIL, 2020a). A Organização Mundial de Saúde (OMS) recomenda o uso de equipamentos de proteção individual (EPI) no manuseio do lodo, restrição de acesso ao local onde foi aplicado o biossólido e um período de espera entre a aplicação do biossólido e a colheita (WHO, 2006). As barreiras sanitárias de gerenciamento do lodo reduzem o risco microbiológico da recuperação dos nutrientes NPK. A aplicação de biossólido no solo destina o lodo de esgoto de forma adequada, reduz a demanda de recursos de origem primária, diminui a quantidade de materiais residuais com restrições de disposição ambiental, recicla os nutrientes, melhora a estrutura física do solo e promove a segurança alimentar (ANDREOLI *et al.*, 2007).

O biogás pode ser utilizado para fins vários que inclui o seu uso na cocção de alimentos (CII-2). A cocção de alimentos com o uso de biogás em residências localizadas no entorno da ETE Jacuípe II substitui o uso do GLP e promove a redução das emissões de GEE. Ademais, custo do biogás é menor que àquele do GLP (SANTOS *et al.*, 2019).

A localização da ETE é crucial na logística do biogás. As ETEs descentralizadas em bairros e condomínios habitacionais simplificam a logística de aproveitamento do biogás. O biogás da ETE Jacuípe II atende 351 residências adotando um consumo mensal médio de 9,6 kg de GLP por residência de médio porte (EVANGELISTA *et al.* 2018). Entretanto, os fogões a GLP diferem daqueles à biogás e, portanto, deve-se adaptar os fogões para utilizar o biogás (SANTOS *et al.*, 2019).

A produção de eletricidade a partir do biogás atende 47 % da demanda de eletricidade da ETE Jacuípe II. O uso do biogás evita a emissão anual de 88,85 Mg CO<sub>2</sub>eq da ETE Jacuípe II, valor maior comparado àquele da substituição do GLP (39,72 Mg CO<sub>2</sub>eq) considerando uma vazão diária de esgoto de 5791,58 m<sup>3</sup>. Apesar da matriz energética brasileira ser majoritariamente proveniente de fontes renováveis, hidrelétrica (64,9 %), gás natural (9,3 %), eólica (8,6 %) e biomassa (8,4 %) (EPE, 2020), a baixa eficiência das máquinas elétricas reduz o potencial de geração de eletricidade.

A incineração do lodo é uma prática comum em países como o Japão, Holanda, Alemanha, Eslovênia, Canadá e Estados Unidos devido ao grande volume de lodo produzido e restrição de espaço para a sua destinação final (LEBLANC *et al.*, 2009). A incineração de lodo de esgoto apresenta um potencial para recuperação de energia (CHEN; KUO, 2016; LAM *et al.*, 2016). À medida que os profissionais de gerenciamento de águas residuais e biossólidos se concentram na recuperação de recursos o máximo possível, as cinzas decorrentes da incineração também devem ser reaproveitadas como material de construção ou fertilizante. Assim como este trabalho, CHEN; KUO (2016) afirmam que o lodo utilizado como fertilizante mitigaria mais as emissões de GEE do que o utilizado em indústria cimenteira.

A falta de políticas públicas de incentivo pode facilitar a adoção dessas práticas. Políticas de apoio podem incluir os incentivos financeiros e mercados de compensação de carbono. Dessa forma, a combinação de eficiência energética com o uso de coprodutos do esgoto poderá promover a neutralidade de carbono e energia dos SES convencionais.

## 7.5 CONCLUSÃO

As implicações na demanda de energia e nas emissões de GEE de um sistema para recuperação de recursos nos coprodutos do esgoto foram avaliadas ao longo de seu ciclo de vida. Os resultados mostraram que os cenários de recuperação de nutriente e energia geram créditos e por isso reduzem os impactos causados pelo sistema de coleta e tratamento de esgoto. A avaliação ambiental do gerenciamento do biogás e do lodo mostrou que:

- A simples adoção de queimadores enclausurados reduz em 97 % as emissões de GEE em comparação com o queimador aberto;
- O aproveitamento de lodo e biogás gera créditos de carbono e recupera energia reduzindo significativamente o potencial de aquecimento global dos sistemas de esgotamento sanitário;
- Os usos de biossólido como fertilizante e biogás para gerar eletricidade alcançaram maior remoção de CO<sub>2</sub> (0,09 kg CO<sub>2</sub>eq) enquanto os usos de biossólido como fertilizante e biogás como gás para cocção recuperou mais energia (3,27 MJ);
- O uso do lodo como biocombustível pode gerar emissões que inviabilizam seu aproveitamento;

Neste artigo o foco estava voltado para os aspectos ambientais, mas a exclusividade dos impactos ambientais positivos não garante a competência da alternativa. Por isso, a escolha da

rota tecnológica do SES deve considerar os aspectos técnicos, econômicos e sociais de cada contexto e às necessidades da comunidade. Portanto, recomenda-se a avaliação da viabilidade técnico-financeira das rotas tecnológicas propostas. Trabalhos futuros também devem ser desenvolvidos com o intuito de propor novos cenários, principalmente quanto ao reúso da água e aproveitamento dos nutrientes remanescentes no esgoto tratado de forma combinada com àquelas abordadas neste estudo.

## 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*, 15(4), 539–549 (2011). doi:10.1111/j.1530-9290.2011.00350.x
- AMARAL, Karina Cubas et al. Use of life cycle assessment to evaluate environmental impacts associated with the management of sludge and biogas. **Water Science and Technology**, v. 77, n. 9, p. 2292-2300, 2018.
- ANA - Agência Nacional de Águas (Brasil). Atlas esgotos: atualização da base de dados de estações de tratamento de esgotos no Brasil / Agência Nacional de Águas. - Brasília: ANA, 2020
- ANDREOLI, C. V.; PEGORINI E. S.; FERNADES F. Disposição do lodo no solo. In: Andreoli C. V.; Sperling M. Von; Fernades F. Lodo de esgotos: tratamento e disposição final (Sewage sludge: treatment and final disposal). Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental UFMG: Companhia de Saneamento do Paraná, 2001b. 484p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; 6) 319-398p.
- ANDREOLI, C. V., VON SPERLING, M., FERNANDES, F., & RONTELTAP, M. *Sludge treatment and disposal*. IWA publishing, (2007).
- ARAUJO, M.; MEDEIROS, D.; COHIM, E. Desempenho energético e pegada de carbono de um sistema de esgotamento sanitário centralizado no nordeste brasileiro. *Revista de Engenharia Sanitário e Ambiental*, 2021. (Em prelo)
- BRASIL. (2020a). Resolução CONAMA nº 398, de 19 de agosto de 2020. Define critérios e procedimentos para produção e aplicação de biossólido em solos, e dá outras providências. Brasília: Diário Oficial da República Federativa do Brasil.
- BRASIL. (2020b). Paris Agreement: Brazil's Nationally Determined Contribution (NDC). Disponível em: [https://www4.unfccc.int/sites/ndcstaging/PublishedDocuments/Brazil%20First/Brazil%20First%20NDC%20\(Updated%20submission\).pdf](https://www4.unfccc.int/sites/ndcstaging/PublishedDocuments/Brazil%20First/Brazil%20First%20NDC%20(Updated%20submission).pdf)> Acesso em 22 jan. 2021.
- BREEZE, P. *Combined Heat and Power. Power Generation Technologies*, 111–127, (2014). doi:10.1016/b978-0-08-098330-1.00006-5
- CAO, Yucheng; PAWŁOWSKI, Artur. Life cycle assessment of two emerging sewage sludge-to-energy systems: evaluating energy and greenhouse gas emissions implications. **Bioresour technology**, v. 127, p. 81-91, 2013.

CHEN, Ying-Chu; KUO, Jeff. Potential of greenhouse gas emissions from sewage sludge management: a case study of Taiwan. **Journal of Cleaner Production**, v. 129, p. 196-201, 2016.

CHEN, Ying-Chu; KUO, Jeff. Potential of greenhouse gas emissions from sewage sludge management: a case study of Taiwan. **Journal of Cleaner Production**, v. 129, p. 196-201, 2016.

DI FRAIA, Simona et al. An integrated system for sewage sludge drying through solar energy and a combined heat and power unit fuelled by biogas. **Energy Conversion and Management**, v. 171, p. 587-603, 2018.

EMBASA - EMPRESA BAIANA DE ÁGUAS E SANEAMENTO. (BAIANA WATER AND SANITATION COMPANY) **Índice de qualidade do esgoto**. Feira de Santana, Dez. 2018a.

EMBASA - EMPRESA BAIANA DE ÁGUAS E SANEAMENTO. (BAIANA WATER AND SANITATION COMPANY) **Apresentação 22/11/2018 para UEFS**. Slides. Feira de Santana Dez. 2018b.

EPE. Balanço Energético Nacional: ano base 2019. (2020). Disponível em <https://www.epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/balanco-energetico-nacional-2020>, acesso em 22 jan 2021.

EVANGELISTA, Patricia PA et al. Environmental performance analysis of residential buildings in Brazil using life cycle assessment (LCA). **Construction and Building Materials**, v. 169, p. 748-761, 2018.

HORTTANAINEN, M.; DEVIATKIN, I.; HAVUKAINEN, J. Nitrogen release from mechanically dewatered sewage sludge during thermal drying and potential for recovery. **Journal of Cleaner Production**, v. 142, p. 1819-1826, 2017.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA DO BRASIL – INMET. **Normais Climatológicas** (2000/2017). Estação Pluviométrica de Feira de Santana. Brasília - DF, 2021.

IPCC, 2013: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. **Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp.

IPCC, 2014: Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. **Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

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

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Intergovernmental Panel On Climate Change. "Special report on global warming of 1.5 C (SR15)." 2019b.

- JORDÃO, E. P., E C. A. PESSOA. Tratamento de esgotos domésticos. 6ª edição. Rio de Janeiro. 2011.
- JUNQUEIRA, H.; MEDEIROS, D.; COHIM, E. Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos de Feira de Santana: demanda energética e pegada de carbono. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 2021. (Em prelo)
- LAM, C.M.; LEE, P.H.; HSU, S.C. Eco-efficiency analysis of sludge treatment scenarios in urban cities: the case of Hong Kong. *J. Clean. Prod.* 112, 3028-3039, 2016.
- LEBLANC, R. J.; MATTHEWS, P.; RICHARD, R. P. (Ed.). **Global atlas of excreta, wastewater sludge, and biosolids management: moving forward the sustainable and welcome uses of a global resource.** Un-habitat, 2009.
- LIU, Yu; GU, Jun; ZHANG, Meng. **AB Processes: Towards Energy Self-sufficient Municipal Wastewater Treatment.** IWA Publishing, 2019.
- MAKTABIFARD, Mojtaba; ZABOROWSKA, Ewa; MAKINIA, Jacek. Energy neutrality versus carbon footprint minimization in municipal wastewater treatment plants. *Bioresource technology*, v. 300, p. 122647, 2020.
- MISTERIO DE MINAS E ENERGIA (MME). 2017. Balanço energético nacional 2017: ano base 2016. Disponível em: [http://www.mme.gov.br/SIEBRASIL/App\\_Content\\_User/archivos-publicos/0w1pc43b.t2s20190814000000.pdf?or=341&ss=4&v=1](http://www.mme.gov.br/SIEBRASIL/App_Content_User/archivos-publicos/0w1pc43b.t2s20190814000000.pdf?or=341&ss=4&v=1) Acesso em 19 jan. 2021.
- OLADEJO, J., SHI, K., LUO, X., YANG, G., & WU, T. A review of sludge-to-energy recovery methods. *Energies*, 12(1), 1-38, (2018).
- PAULO, P.L. ; QUEIROZ, L. M. ; SOUZA, H. H. S. ; MORAIS, J. C. ; MAGRI, M. E. ; OLIVEIRA, L. O. V. ; LOPES, T. A. S. ; KIPERSTOK, A. (2019) *Ferramentas de avaliação de sustentabilidade em sistemas de tratamento de esgotos descentralizados. Caracterização, Tratamento e Gerenciamento de Subprodutos de Correntes de Esgotos Segregadas e Não Segregadas em Empreendimentos Habitacionais.* 1ed.Fortaleza: Imprece, 2019, v. 1, p. 754-820.
- POSSETTI, Gustavo Rafael Collere et al. Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário–Parte 5: Biogás e emissões fugitivas de metano. *Revista DAE*, v. 66, n. 214, p. 73-89, 2018.
- PRE-SUSTAINABILITY, 2020. SimaPro 9.1.1. Disponível em: <https://simapro.com/wp-content/uploads/2020/10/FullUpdateInstructionsToSimaPro911.pdf>. Acesso em 03/02/2021.
- ROSA, A. P., CONESA, J. A., FULLANA, A., MELO, G. C. B., BORGES, J. M., & CHERNICHARO, C. A. L. Energy potential and alternative usages of biogas and sludge from UASB reactors: case study of the Laboreaux wastewater treatment plant. *Water Science and Technology*, 73(7), 1680-1690, 2016.
- ROSA, A. P.; CHERNICHARO, C.; MELO, G. Contribuição para o aproveitamento energético do lodo de ETEs em processos térmicos. *Revista DAE, Edição*, n. 198, p. 55-62, 2015.
- SANTOS, A. D., CHERNICHARO, C., LAPOLLI, F., SPERLING, M., KATO, M., PIVELI, R., & RIBEIRO, T. Caracterização, Tratamento e Gerenciamento de Subprodutos de Correntes

de Esgotos Segregadas e Não Segregadas em Empreendimentos Habitacionais. Fortaleza: Impreco, 2019.

SANTOS, Dalila Souza et al. Efeito da secagem em leito nas características físico-químicas e microbiológicas de lodo de reator anaeróbio de fluxo ascendente usado no tratamento de esgoto sanitário. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 2, p. 341-349, 2017.

SILVEIRA, B. et al. Guia técnico de aproveitamento energético de biogás em estações de tratamento de esgoto. **Brasília, DF. Ministério das Cidades**, 2015.

SINGH, R. P.; AGRAWAL, Manindra. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. **Waste management**, v. 28, n. 2, p. 347-358, 2008.

SIPERT, Samuel; COHIM, Eduardo Borges. A phosphorus flow analysis of Brazil. **Environmental Engineering Science**, v. 37, n. 2, p. 148-163, 2020.

STOLARSKI, M. J.; KRZYŻANIAK, M.; TWORKOWSKI, J.; ZAŁUSKI, D.; KWIATKOWSKI, J.; SZCZUKOWSKI, S. Camelina and crambe production–Energy efficiency indices depending on nitrogen fertilizer application. *Industrial Crops and Products*, 137, 386-395, 2019.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA) (2011). Opportunities for and Benefits of Combined Heat and Power at Wastewater Treatment Facilities: Market Analysis and Lessons from the Field. EPA, Washington DC, USA.

VALDERRAMA, Cesar et al. Comparative LCA of sewage sludge valorisation as both fuel and raw material substitute in clinker production. **Journal of Cleaner Production**, v. 51, p. 205-213, 2013.

WAGNER, Luiz Gustavo et al. X-031-Avaliação da eficiência da queima de biogás proveniente do tratamento de esgoto utilizando um queimador enclausurado. **Congresso ABES Fenasan 2017**.

WANG, Hongtao et al. Comparative analysis of energy intensity and carbon emissions in wastewater treatment in USA, Germany, China and South Africa. **Applied Energy**, v. 184, p. 873-881, 2016.

WANG, W.; LUO, Y.; QIAO, W. Possible solutions for sludge dewatering in China. **Frontiers of Environmental Science & Engineering in China**, 4(1), 102–107, (2009). doi:10.1007/s11783-010-0001-z

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **WHO guidelines for the safe use of wastewater excreta and greywater**. World Health Organization, 2006.

YOSHIDA, H.; TEN HOEVE, M.; CHRISTENSEN, T. H.; BRUUN, S.; JENSEN, L. S.; SCHEUTZ, C. Life cycle assessment of sewage sludge management options including long-term impacts after land application. *Journal of Cleaner Production*, 174, 538-547, 2018.

ZHAN, Xinmin; HU, Zhenhu; WU, Guangxue. **Greenhouse Gas Emission and Mitigation in Municipal Wastewater Treatment Plants**. IWA Publishing, 2018.



## CAPÍTULO 8. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esse trabalho se propôs a identificar e quantificar os fluxos de carbono e energia em um sistema de esgotamento sanitário, a fim de contribuir para uma gestão mais sustentável das águas residuais no país, tendo em vista sua importância para a proteção da saúde humana e redução de poluentes.

A ampliação da cobertura de saneamento como forma de assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todos (OSD 6) deve considerar o desempenho energético e ambiental dos sistemas para apoiar decisões mais sustentáveis. A avaliação do ciclo de vida (ACV) do sistema de esgotamento sanitário centralizado deste estudo (SES-FSA) com três arranjos tecnológicos de estação de tratamento de esgoto (ETE) reforçam a necessidade de adotar intervenções no sentido de reduzir as emissões de GEE e demanda de energia. O metano emitido por reatores UASB é a principal fonte geradora de impacto para as mudanças climáticas. Esses arranjos tecnológicos merecem atenção especial pois predominam no país. Quanto a demanda energética, os ciclos de vida do asfalto e diesel apresentaram maiores variações assim como os processos da base dos dados do diesel e eletricidade.

Apesar da metodologia de ACV apresentar duas normas que orientam e direcionam os passos para sua execução, há uma lacuna quanto ao procedimento para aplicação da avaliação de incerteza. Estimar a incerteza dos parâmetros e propagá-las até os resultados de impacto é essencial para melhorar a transparência e consistência da ACV, porém poucos estudos conseguem desenvolver essa análise. Neste estudo, os resultados mostraram uma emissão de 2,67 kg CO<sub>2</sub>- equivalentes por unidade funcional com um coeficiente de variação de 44 % e demandou 5,71 MJ/m<sup>3</sup> com coeficiente de variação de 30 %. Na categoria de mudanças climáticas, os parâmetros do IPCC para estimar as emissões no tratamento apresentaram maior variação por dois motivos: (1) são parâmetros caracterizados em local distinto deste em análise e (2) as emissões contribuem significativamente com o impacto final.

De forma geral, fatores de emissão de metano e óxido nítrico devem ser estimados localmente e uma nova rodada da ACV com esses dados deve ser realizada com o intuito de reduzir as incertezas e refinar o resultado final. Ademais, na transição do saneamento tradicional para o saneamento ecológico, os coprodutos do tratamento devem ser aproveitados para reduzir os impactos inerentes da operação do sistema. O aproveitamento de lodo e biogás gera créditos de carbono e recupera energia reduzindo significativamente o potencial de aquecimento global dos sistemas de esgotamento sanitário fomentando o saneamento para recuperação de recursos.

## REFERÊNCIAS

- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR ISO 14040: **Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura**. Rio de Janeiro. 2009a.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR ISO 14044: **Avaliação do Ciclo de Vida: Requisitos e Orientações**. Rio de Janeiro: 2009b.
- ANA - Agência Nacional de Águas (Brasil). Atlas esgotos: atualização da base de dados de estações de tratamento de esgotos no Brasil / Agência Nacional de Águas. - Brasília: ANA, 2020
- ANDRADE, José Célio Silveira; MARINHO, Márcia Mara de Oliveira; KIPERSTOK, Asher. Uma política nacional de meio ambiente focada na produção limpa: elementos para discussão. **Bahia Análises & Dados. Salvador**, v. 10, n. 4, p. 326-332, 2001.
- ANDREOLI, C. V. et al. Wastewater sludge management: A Brazilian approach. **Global atlas of excreta, wastewater sludge, and biosolids management: moving forward the sustainable and welcome uses of a global resource. United Nations Human Settlements Programme (UN-HABITAT)**, p. 117-130, 2008.
- BRASIL. LEI Nº 14.026. Marco Legal do Saneamento Básico. Brasília, DF, 2020.
- BRASIL. Lei nº. 11.445. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. Brasília, DF, 2007.
- KIPERSTOK, Asher (organizador). Prata da Casa—Construindo Produção Limpa na Bahia. **Bahia: TECLIM e UFBA**, 2008.
- FOLEY, J.; DE HAAS, D.; YUAN, Z. G.; LANT, P. Nitrous oxide generation in full-scale biological nutrient removal wastewater treatment plants. **Water Research**, 44(3), 831–844, 2010.
- GUTIERREZ, K. Análise e Gerenciamento de Impactos Ambientais no Tratamento de Esgoto Doméstico Mediante Avaliação de Ciclo de Vida. **Universidade Federal de Minas Gerais**, 2014.
- HUNG, Ming-Lung; MA, Hwong-wen. Quantifying system uncertainty of life cycle assessment based on Monte Carlo simulation. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 14, n. 1, p. 19-27, 2009.
- IGOS, Elorri et al. How to treat uncertainties in life cycle assessment studies?. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 24, n. 4, p. 794-807, 2019.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). População do Brasil. Disponível em <https://www.ibge.gov.br/apps/populacao/projecao/>. Acesso em Out/2019
- LEMONS, Diogo et al. Environmental assessment of an urban water system. **Journal of cleaner production**, v. 54, p. 157-165, 2013.
- MAKTABIFARD, Mojtaba; ZABOROWSKA, Ewa; MAKINIA, Jacek. Energy neutrality versus carbon footprint minimization in municipal wastewater treatment plants. **Bioresource technology**, v. 300, p. 122647, 2020.

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. Atlas GCV 2018.

O'NEILL, Daniel W. et al. A good life for all within planetary boundaries. **Nature sustainability**, v. 1, n. 2, p. 88-95, 2018.

ONU (2015). Transformando nosso mundo: A agenda 2030 para o Desenvolvimento sustentável. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/wp-content/uploads/2015/10/agenda2030-pt-br.pdf>. Acesso em Out/2019.

PAULO, P.L. ; QUEIROZ, L. M. ; SOUZA, H. H. S. ; MORAIS, J. C. ; MAGRI, M. E. ; OLIVEIRA, L. O. V. ; LOPES, T. A. S. ; KIPERSTOK, A. *Ferramentas de avaliação de sustentabilidade em sistemas de tratamento de esgotos descentralizados. Caracterização, Tratamento e Gerenciamento de Subprodutos de Correntes de Esgotos Segregadas e Não Segregadas em Empreendimentos Habitacionais*. 1ed.Fortaleza: Imprece, v. 1, p. 754-820, 2019.

RAWORTH, Kate. **A safe and just space for humanity: can we live within the doughnut?** Oxfam, 2012.

REBELLO, Thais Ayres et al. Life cycle assessment of urban wastewater treatment plants: a critical analysis and guideline proposal. **Water Science and Technology**, v. 83, n. 3, p. 501-514, 2021.

RIPPLE, William et al. World scientists' warning of a climate emergency. **BioScience**, 2019.

SIPERT, Samuel; COHIM, Eduardo Borges. A phosphorus flow analysis of Brazil. **Environmental Engineering Science**, v. 37, n. 2, p. 148-163, 2020.

SISTEMA DE ESTIMATIVA DAS EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA – SEEG. *Base de dados*. Disponível em: [http://plataforma.seeg.eco.br/total\\_emission#](http://plataforma.seeg.eco.br/total_emission#). Acesso em 05 Mar 2021.

STEFFEN, W. et al. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, v. 347, n. 6223, 2015.

WANG, Hongtao et al. Comparative analysis of energy intensity and carbon emissions in wastewater treatment in USA, Germany, China and South Africa. **Applied Energy**, v. 184, p. 873-881, 2016.

WANG, X. Systematic Literature Review. *Lecture Notes in Computer Science*, 7–27, 2019. doi:10.1007/978-981-13-5983-5\_2

YOSHIDA, H.; TEN HOEVE, M.; CHRISTENSEN, T. H.; BRUUN, S.; JENSEN, L. S.; SCHEUTZ, C. Life cycle assessment of sewage sludge management options including long-term impacts after land application. *Journal of Cleaner Production*, 174, 538-547, 2018.