

Avaliação do desempenho ambiental de uma estação de tratamento de águas residuais utilizando a metodologia de análise de ciclo de vida

Mark Matheus Yuri Lee Farias

*Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária de Bragança
para obtenção do Grau de Mestre em Tecnologia Ambiental no
âmbito da dupla diplomação com a Universidade Tecnológica
Federal do Paraná*

Orientado por

**Professor Doutor Manuel Joaquim Sabença Feliciano
Professor Doutor Artur de Jesus Gonçalves
Professora Doutora Edilaine Regina Pereira**

Bragança

2020

**Avaliação do desempenho ambiental de uma estação
de tratamento de águas residuais utilizando a
metodologia de análise de ciclo de vida**

Mark Matheus Yuri Lee Farias

Orientado por

**Professor Doutor Manuel Joaquim Sabença Feliciano
Professor Doutor Artur de Jesus Gonçalves
Professora Doutora Edilaine Regina Pereira**

Bragança

2020

Agradecimentos

Agradeço primeiramente a Deus, por sempre me ajudar a superar as adversidades que surgem na vida, guiando meus passos e iluminando minhas escolhas.

Agradeço aos meus incríveis e espetaculares pais, que nunca mediram esforços para me ajudar sempre que precisei e que me passaram todos seus valores dos quais levo e sempre levarei comigo. Dedico esse trabalho também para minhas avós, pessoas de um coração imenso e que sempre levarei comigo em minha memória e sempre terão o meu amor independentemente de onde estiverem. Aos meus tios e tias, e ao meu amor, por me apoiar mesmo que de longe, meu muito obrigado a todos por tudo o que fizeram por mim.

Agradeço imensamente aos meus orientadores Manuel Feliciano, Artur Gonçalves e Edilaine Pereira pela parceria e por dedicarem seus valiosos tempos para me auxiliar durante todo o processo de elaboração deste trabalho.

Agradeço a Estação de Tratamento de Águas Residuais por disponibilizar os dados para realização deste trabalho, em especial ao Engenheiro responsável pela gestão, por auxiliar no entendimento de todo processo da ETAR.

Agradeço a Universidade Tecnológica Federal do Paraná, por todo suporte dado a mim, pelo excelente ensino, pelos valores da instituição e por me fazer chegar cada vez mais alto. Em conjunto agradeço ao Instituto Politécnico de Bragança, por confiar na ponte UTFPR-IPB visando a troca de informações e experiências entre ambas as instituições.

Agradeço a todos meus professores, em especial Kátia Prates, Tatiane Bosco, Aulus Binelli, Edson Fontes, Marcos Rambalducci e Isabela Machado.

Agradeço a todos os meus amigos pela parceria durante essa longa trajetória e por fazerem cada momento que passamos juntos memorável, em especial Victor, Giovanni, Arthur, Vitor, Rodrigo, Júlio, Ellen, Bianca, Gabriela.

*“Por vezes sentimos que aquilo que fazemos não é senão uma gota de água no mar.
Mas o mar seria menor se lhe faltasse uma gota”*
(Madre Teresa de Calcutá)

Resumo

As Estações de Tratamento de Águas Residuais Urbanas (ETARs) têm como função eliminar ou diminuir a carga de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e microrganismos patogénicos. Apesar de contribuírem para reduzir o impacto no corpo hídrico, as ETARs causam outros problemas ambientais, relacionados com a transferência de poluição de um meio para outros. Para quantificar os impactos associados e avaliar o desempenho ambiental de uma infraestrutura desta natureza, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma das metodologias mais usadas. O objetivo principal desta pesquisa foi avaliar a performance ambiental de uma ETAR situada no Norte de Portugal, utilizando a metodologia de ACV (ISO 14040). A implementação da metodologia foi apoiada pelo software GaBi 6.0 Professional database da Thinkstep. A fronteira escolhida para o sistema em estudo abrangeu a delimitação física da ETAR, produção e transporte dos químicos, transporte dos gradados e das lamas. Os cenários criados abrangeram a aplicação direta da lama como adubo, a troca do coagulante e o descarte direto do efluente sem tratamento no corpo hídrico, todos de forma isolada. A metodologia de análise utilizada foi a CML, onde as categorias de impacto foram os potenciais de aquecimento global (PAG), eutrofização (PE), acidificação (PA) e toxicidade (PTH, PET, PEAD). A unidade funcional aplicada foi 1 m³ de afluente. Os resultados obtidos foram PAG com 5,44 kg CO₂-eq., PE com 43,65 g PO₄³⁻-eq., PA com 8,55 g SO₂-eq, PTH, PET e PEAD, estes últimos expressos em g 1,4 DCB-eq, com magnitudes de 601,45, 2,39 e 7,11, respectivamente. A linha líquida apresentou um contributo superior a 95% do impacto global da ETAR. Desse total de impacto, em quase todas as categorias, a atividade que mais se destacou pela negativa foi a produção de químicos, seguida de transporte de materiais de entrada e de saída da ETAR e o uso de energia elétrica. Em relação à categoria PE, a descarga da água tratada assume-se como o principal contribuidor para essa categoria, devido à presença de alguma matéria orgânica que ainda persiste no efluente tratado. Apesar da ETAR em estudo, apresentar uma elevada eficiência de tratamento, contribuindo para redução de impactos como a eutrofização e acidificação, a sua exploração gera impactos de outra natureza. Para se conseguir atingir o melhor tratamento com o mínimo de impacto, é preciso que se procure constantemente tecnologias com baixo impacto direto ou indireto, podendo recorrer-se à ACV para realizar essas avaliações. A utilização de um novo coagulante com alto desempenho e baixo impacto no ambiente foi avaliado e os resultados foram encorajadores.

Palavras-chave: Tratamento águas residuais, Avaliação de Impacte, ACV, GaBi.

Abstract

Urban Wastewater Treatment Plants (WWTPs) have the function of eliminating or reducing the load of organic matter, solids, nutrients and pathogenic microorganisms. Although there is the least impact on the water body, the Wastewater Treatment Plants cause other environmental problems, related to the transfer of pollution from one environment to others. To quantify the associated impacts and to assess environmental performance of such infrastructure, Life Cycle Assessment (LCA) is one of the most widely used methodologies. The main objective of this research was to evaluate the environmental performance of a wastewater treatment plant located in Northern Portugal, using the LCA methodology (ISO 14040). The implementation of the methodology was supported by the GaBi 6.0 Professional database software from Thinkstep. The system boundary was defined by the physical delimitation of the WWTP, including also the production and transport of chemicals, transport of screenings and sludge. The current situation was also compared with future scenarios involving the direct application of the sludge as fertilizer, the exchange of the coagulant and the direct disposal of the effluent without treatment in the water body. The analysis methodology used was the CML, where the impact categories were global warming (PAG), eutrophication (PE), acidification (PA), toxicity (PTH, PET, PEAD) potentials. The functional unit applied was 1 m³ of influent. The results obtained were PAG with 5.44 kg CO₂-eq., PE with 43.65 g PO₄³⁻-eq., PA with 8.55 g SO₂-eq., PTH, PET and HDPE, the latter expressed in g 1.4 DCB-eq, with magnitudes of 601.45, 2.39 and 7.11, respectively. The water treatment line had a contribution of more than 95% of the overall impact of the WWTP. the activity with the most negative impact was the production of chemical products, followed by the transport of materials to and from the WWTP and the use of electricity. Regarding the PE category, the discharge of treated water is the main contributor to this category, due to the presence of some organic matter that still persists in the treated effluent. Although the Wastewater Treatment Plant under study has a high treatment efficiency, contributing to the reduction of impacts such as eutrophication and acidification, its exploitation generates impacts of another nature. In order to increasingly achieve the best treatment with minimal impact, it is necessary to constantly seek technologies with low direct or indirect impact, and LCA can be used to perform these assessments. The use of a new coagulant with high performance and low impact on the environment was evaluated and the results were encouraging.

Keywords: Wastewater treatment, Impact Assessment, LCA, GaBi.

Índice de Figuras

| | |
|--|-----------|
| Figura 1 – Evolução do sistema de recolha e tratamento após a implementação da Diretiva em Portugal no período de 2005 a 2016 | 7 |
| Figura 2 – Percentagem de lamas valorizadas e descartadas em Portugal entre 2010 e 2013. 12 | 12 |
| Figura 3 – Principais entradas e saídas de um ciclo de vida..... | 15 |
| Figura 4 – Etapas da metodologia de Análise de Ciclo de Vida | 16 |
| Figura 5 - Procedimentos simplificados para análise do inventário. | 18 |
| Figura 6 – Categorias de impacte a midpoint e endpoint da ACV..... | 23 |
| Figura 7 – Relação entre a fase de interpretação com as outras fases da ACV | 25 |
| Figura 8 - Vista aérea das ETARs analisadas neste estudo, sendo: a) ETAR I; b) ETAR II .. | 27 |
| Figura 9 – Pormenores do tratamento preliminar das ETARs I e II. Gradagem e tamisagem (em cima) e desarenamento e desengorduramento (em baixo)..... | 28 |
| Figura 10 – Tratamento secundário ETAR I..... | 29 |
| Figura 11 – Tratamento terciário ETAR I..... | 29 |
| Figura 12 – Tratamento secundário ETAR II..... | 30 |
| Figura 13 – Tratamento Terciário ETAR II | 30 |
| Figura 14 – Mesa de espessamento e centrifuga de desidratação..... | 31 |
| Figura 15 - Estabilização química e silo de armazenamento das lamas | 31 |
| Figura 16 – Fronteira do sistema de ETAR I..... | 32 |
| Figura 17 - Fronteira do sistema de ETAR II..... | 32 |
| Figura 18 – Mix energético de Portugal em 2015 | 34 |
| Figura 19 – Contribuição relativa dos vários processos para as diferentes categorias de impacte estudadas para o sistema de tratamento | 43 |
| Figura 20 – Contribuição relativa dos impactes das atividades da ETAR nas categorias abrangidas pelo estudo na linha líquida | 47 |
| Figura 21 - Contribuição relativa dos impactes das atividades da ETAR nas categorias abrangidas pelo estudo na linha sólida | 48 |
| Figura 22 – Comparativo do potencial de eutrofização (kg PO₄³⁻ eq) com e sem tratamento.. | 48 |
| Figura 23 – Contribuição relativa dos impactes do sistema de tratamento com a aplicação direta da lama no solo..... | 49 |
| Figura 24 – Contribuição relativa dos impactes gerados pelas operações/processos do sistema de tratamento no caso de uso do Tanfloc..... | 50 |
| Figura 25 – Variação do pH do afluente da ETAR e a faixa ideal de trabalho do coagulante Tanfloc | 51 |

Índice de Tabelas

| | |
|---|----|
| Tabela 1 - Requisitos para as descargas das estações de tratamento de águas residuais urbanas sujeitas ao disposto nos artigos 5º e 6º e em zonas sensíveis sujeitas a eutrofização.... | 6 |
| Tabela 2 – Fases que constituem a etapa de IRACV | 25 |
| Tabela 3 – Dados da caracterização do efluente de ETAR I..... | 35 |
| Tabela 4 – Dados da caracterização do efluente de ETAR II..... | 35 |
| Tabela 5 – ICV do tratamento secundário da linha líquida | 37 |
| Tabela 6 – ICV dos <i>inputs</i> para realização do tratamento..... | 37 |
| Tabela 7 – ICV da linha sólida | 38 |
| Tabela 8 – Caracterização e classificação das emissões gasosas, líquidas e sólidas | 41 |
| Tabela 9 – Valores relativos às categorias de impacto de toxicidade do sistema de estudo | 45 |
| Tabela 10 – Impactes da estação de tratamento de águas residuais, distribuídos por linha líquida e linha sólida..... | 46 |
| Tabela 11 – Concentrações dos metais pesados nas lamas da ETAR e os valores limite exigido pela legislação portuguesa..... | 50 |
| Tabela 12 – Comparativo da redução teórica do uso do Tanfloc frente aos produtos químicos utilizados na ETAR atualmente | 51 |

Índice de abreviaturas e siglas

| | |
|---------------------|---|
| ACV | Avaliação do Ciclo de Vida |
| AICV | Avaliação de Impactes do Ciclo de Vida |
| CaO | Óxido de Cálcio |
| CBO ₅ | Carência Bioquímica De Oxigénio |
| Cd | Cádmio |
| CH ₄ | Metano |
| CFC | Clorofluorcarboneto |
| CFC-11-eq | Clorofluorcarboneto Equivalente |
| CO | Monóxido de Carbono |
| CO ₂ | Dióxido de Carbono |
| CO ₂ -eq | Dióxido de Carbono Equivalente |
| COVs | Compostos Orgânicos Voláteis |
| CQO | Carência Química de Oxigénio |
| Cr | Crómio |
| Cu | Cobre |
| EPA | <i>Environmental Protection Agency</i> |
| ETAR | Estação de Tratamento de Águas Residuais |
| ETE I | Estação de Tratamento em Estudo 1 |
| ETE II | Estação de Tratamento em Estudo 2 |
| GEE | Gases de Efeito Estufa |
| HAP | Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos |
| Hg | Mercúrio |
| H ₂ S | Sulfureto de Hidrogénio |
| ICV | Análise de Inventário de Ciclo de Vida |
| IPCC | <i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i> |
| IRACV | Interpretação dos Resultados do Ciclo de Vida |
| ISO | <i>International Organization for Standardization</i> |
| LAS | Linear Alquil Benzeno Sulfonato de Sódio |
| MS | Matéria Seca |
| N | Azoto |
| NH ₃ | Amónia |
| Ni | Níquel |
| NO _x | Óxidos de Azoto (NO + NO ₂) |
| NPE | Nonilfenol e Nonilfenol Etoxilados |

| | |
|-----------------------------------|---|
| N ₂ O | Óxido Nitroso |
| O ₂ | Oxigénio |
| O ₃ | Ozono |
| P | Fósforo |
| PA | Potencial de Acidificação |
| PAG | Potencial de Aquecimento Global |
| Pb | Chumbo |
| PCB | Compostos Bifenilos Policlorados |
| PCDD | Dibenzodioxinas Policloradas |
| PCDF | Furanos |
| PE | Potencial de Eutrofização |
| PEAD | Potencial de Ecotoxicidade de Água Doce |
| PET | Potencial de Ecotoxicidade Terrestre |
| PFCO | Potencial de Formação Fotoquímica de Ozono Troposférico |
| pH | Potencial Hidrogeniónico |
| PM _{2,5} | Material Particulado Fino |
| PO ₄ ⁻³ -eq | Fosfato Equivalente |
| PTH | Potencial de Toxicidade Humana |
| SIDVA | Sistema Integrado de Despoluição do Vale do Ave |
| SO ₂ | Dióxido de Enxofre |
| SO ₂ -eq | Dióxido de Enxofre Equivalente |
| SS | Sólidos Solúveis |
| TRATAVE | Tratamento de Águas Residuais do Ave |
| UASB | <i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i> |
| UE | União Europeia |
| UF | Unidade Funcional |
| Zn | Zinco |
| 1,4 DCB -eq | 1,4 Diclorobenzeno Equivalente |

Índice

| | | |
|------------|--|-----------|
| 1 | Introdução | 1 |
| 1.1 | Contextualização | 1 |
| 1.2 | Objetivos | 2 |
| 1.2.1 | <i>Objetivo geral</i> | 2 |
| 1.2.2 | <i>Objetivos específicos</i> | 2 |
| 1.3 | Organização e estrutura do trabalho | 2 |
| 2 | Tratamento de águas residuais urbanas | 5 |
| 2.1 | Estações de tratamento | 5 |
| 2.2 | Etapas para tratamento da água residual urbana | 7 |
| 2.2.1 | <i>Fase líquida</i> | 7 |
| 2.2.2 | <i>Fase sólida</i> | 10 |
| 2.3 | Aspetos ambientais relacionados com a exploração de ETARs | 10 |
| 2.3.1 | <i>Emissões para a atmosfera</i> | 10 |
| 2.3.2 | <i>Emissões para o solo</i> | 11 |
| 2.3.3 | <i>Emissões para a água</i> | 13 |
| 3 | Avaliação de ciclo de vida | 15 |
| 3.1 | Definição da técnica e suas características | 15 |
| 3.2 | Fases da avaliação do ciclo de vida | 16 |
| 3.2.1 | <i>Definição do objetivo e do âmbito do estudo</i> | 17 |
| 3.2.2 | <i>Análise de inventário de ciclo de vida</i> | 17 |
| 3.2.3 | <i>Avaliação de impactes de ciclo de vida</i> | 19 |
| 3.2.4 | <i>Métodos para Avaliação de Impacte da ACV</i> | 22 |
| 3.2.5 | <i>Interpretação dos resultados da ACV</i> | 24 |
| 3.3 | Ferramenta Computacional para Análise do Ciclo de Vida | 26 |
| 4 | Materiais e métodos | 27 |
| 4.1 | Sistema de estudo | 27 |
| 4.2 | Unidade funcional e fronteira do sistema | 31 |
| 4.3 | Inventário do ciclo de vida | 32 |
| 4.3.1 | <i>Processos utilizados pelo software GaBi na elaboração desta AICV</i> | 33 |
| 4.3.2 | <i>Características do desempenho de tratamento das ETAR I e II</i> | 34 |
| 4.4 | Definição de Cenários | 38 |
| 4.4.1 | <i>Descarga da água residual sem tratamento no corpo hídrico</i> | 38 |
| 4.4.2 | <i>Tratamento do efluente e aplicação direta da lama no solo como fertilizante</i> | 39 |
| 4.4.3 | <i>Utilização de Tanfloc como coagulante</i> | 39 |
| 4.5 | Avaliação do Impacte do Ciclo de Vida | 40 |
| 4.6 | Interpretação dos resultados e oportunidades de melhorias | 41 |

| | | |
|------------|---|-----------|
| 5 | Resultados e Discussão | 43 |
| 5.1 | Impacte global do sistema de tratamento..... | 43 |
| 5.2 | Potencial de aquecimento global | 44 |
| 5.3 | Potencial de eutrofização | 44 |
| 5.4 | Potencial de acidificação | 45 |
| 5.5 | Potencial de toxicidade..... | 45 |
| 5.6 | Impactes gerais de cada linha de tratamento..... | 46 |
| 5.7 | Impactes dos cenários estudados..... | 48 |
| 5.7.1 | <i>Sem tratamento da água residual</i> | 48 |
| 5.7.2 | <i>Aplicação direta da lama no solo</i> | 49 |
| 5.7.3 | <i>Utilização de Tanfloc.....</i> | 50 |
| 6 | Conclusão | 53 |
| | Referências | 54 |
| | Anexos..... | 60 |

1 Introdução

1.1 Contextualização

O aumento populacional em centros urbanos faz com que a produção de resíduos se eleve nestes locais, logo surgindo um alerta para as consequências que podem advir caso eles não sejam tratados. Entre os resíduos gerados pelas atividades antrópicas seja para uso próprio ou para fins industriais, estão os efluentes que quando lançados no ambiente têm a capacidade de causar impactes de grandes dimensões, impactando diretamente a qualidade das águas superficiais e subterrâneas, além de causar várias doenças, devido à presença de poluentes químicos e patógenos (e.g., metais pesados, coliformes termotolerantes) (BILOTTA e DANIEL, 2006; CARBALLEIRA *et al.*, 2020; KÖCK-SCHULMEYER *et al.*, 2011; SATO *et al.*, 2013)

O setor público visando melhorar a qualidade das águas, criou diversos decretos e diretivas referentes a este assunto, melhorando assim o combate à descarga de águas poluídas no ambiente. Em Portugal, enquanto membro da União Europeia, cumpre-se ou procura-se cumprir o estabelecido na Diretiva n.º 2000/60/CE, também designada de Diretiva Quadro da Água, sendo o instrumento público para proteger a qualidade das águas, que assegura a minimização dos impactes ambientais e determina que, até o ano de 2015, os corpos hídricos deveriam ter boa qualidade.

Ainda existem outras diretivas que contemplam a preservação da qualidade das águas como a Diretiva n.º 91/271/CEE, que aborda a temática acerca do tratamento de águas residuais urbanas, estabelecendo os requisitos mínimos para serem atendidos sobre os sistemas de drenagem e o tratamento das águas residuais urbanas. Posteriormente ocorreram alterações da Diretiva n.º 91/271/CEE pela Diretiva n.º 98/15/CE e pelo Regulamento (CE) n.º 1882/2003 (COMISSÃO DAS COMUNIDADES EUROPEIAS, 1998; CONSELHO DAS COMUNIDADES EUROPEIAS, 1991; PARLAMENTO EUROPEU E O CONSELHO DA UNIÃO EUROPEIA, 2003).

Um dos meios para assegurar um menor impacte no ambiente pelo lançamento de efluentes em corpos hídricos, é por meio de estações de tratamento de águas residuais urbanas (ETAR). Os efluentes são recolhidos nos domicílios e indústrias, e encaminhados por um sistema de drenagem para as ETARs. A opção para a construção de uma estação de tratamento deve ter por base as diferenças entre os impactes gerados para a situação em que a infraestrutura de tratamento é implementada, nas suas melhores condições de funcionamento, e para a mesma situação quando não implementada, de modo a conseguir-se diminuir os impactes gerados no ambiente (DEBLONDE *et al.*, 2011; VIEIRA e LIJKLEMA, 1989).

Para se conhecer a melhor condição ambiental de tratamento de uma ETAR, é possível a utilização da Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), esta metodologia tem mostrado ser uma das mais importantes para avaliar o desempenho ambiental de uma ETAR. A ACV é normalizada pela ISO 14040:2006 e ISO 14044:2006, sendo normas que se mostram essenciais para auxiliarem nas tomadas de decisões, uma vez que possibilitam a visualização geral dos impactes de um produto ou serviço.

Esta metodologia, que avalia os impactes dos processos diretos e indiretos relacionados com a exploração de uma dada ETAR, no fim da sua aplicação, permite identificar os pontos críticos, que podem e devem ser melhorados, contribuindo para se obter um sistemas de tratamento mais eficiente e com menor impactes para o Homem e o Ambiente (PIERAGOSTINI *et al.*, 2012; ZOCHE e FRANCISCO, 2013).

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo geral

O objetivo principal desta dissertação é avaliar o desempenho ambiental da fase de exploração de uma estação de tratamento de águas residuais (ETAR), situada no Norte de Portugal, utilizando a metodologia de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) (ISO 14040:2006 e ISO 14044:2006). Além dos impactes diretos causados pela exploração da estação de tratamento, o estudo abrange a quantificação de impactes indiretos da infraestrutura (e.g., produção de energia elétrica e de insumos mássicos, transporte de materiais, entre outros). Finalmente, ainda são avaliados um conjunto de cenários para auxiliar a gestão da ETAR, propondo alternativas para a mitigação dos impactes identificados.

1.2.2 Objetivos específicos

Os principais objetivos específicos são:

- Compreender os processos de tratamento de águas residuais;
- Identificar e compreender as etapas a montante e a jusante da ETAR;
- Compreender a metodologia de Avaliação de Ciclo de Vida;
- Aprender a criar o modelo de ACV com recurso ao software específico para avaliação (GaBi).

1.3 Organização e estrutura do trabalho

A dissertação está organizada em seis capítulos. O primeiro capítulo apresenta uma breve contextualização sobre as estações de tratamento de águas residuais em conjunto com

sua legislação, avaliação de ciclo de vida e os principais objetivos que se procurou atingir. O capítulo dois apresenta os conceitos relacionados com o tratamento de águas residuais, descrevendo as etapas que são percorridas pela água residual e os problemas que são evitados e/ou induzidos no ambiente. No terceiro capítulo encontra-se a descrição da metodologia de ACV e, todas as etapas para sua elaboração. No capítulo quatro destaca-se a metodologia utilizada na pesquisa, descrevendo as características da ETAR, os dados primários obtidos no inventário, cálculos a partir de modelos matemáticos de emissões e aqueles pré-estabelecidos na base de dados do *software* e, descrição dos cenários estudados. No quinto capítulo apresentam-se os resultados obtidos, assim como a discussão do atual funcionamento e desempenho ambiental da ETAR, discriminado por linha de tratamento. Ainda são apresentados e discutidos os resultados dos cenários. No capítulo seis estão as principais conclusões do presente trabalho e as sugestões de melhoria.

2 Tratamento de águas residuais urbanas

Neste capítulo serão apresentados os conceitos relacionados com águas residuais, estrutura e funções gerais de uma estação de tratamento de águas residuais, legislação aplicada em Portugal e, ainda, uma breve descrição da situação do país em relação a esta problemática. Ainda são abordados, alguns impactes ambientais que resultam do tratamento dos efluentes líquidos.

2.1 Estações de tratamento

As estações de tratamento de águas residuais urbanas (ETAR) recebem o efluente proveniente do setor doméstico ou da combinação deste com o do setor industrial. Segundo o Decreto-Lei n.º152/97, de 19 de Junho, o efluente doméstico consiste em qualquer água utilizada e descartada após o uso humano e/ou em atividades domésticas, já a água residual industrial é toda água que não pode ser enquadrada no setor doméstico, e que não seja água pluvial (MINISTÉRIO DO AMBIENTE, 1997).

O tratamento de águas residuais urbanas existe para que ocorra a redução/eliminação de impurezas físicas, químicas e biológicas, principalmente os organismos patogénicos, evitando, deste modo, a destruição do equilíbrio dos meios hídricos. As etapas de tratamento são agrupadas em níveis de acordo com o tipo de impurezas retiradas e do seu grau de remoção, sendo eles os níveis preliminar, primário, secundário e terciário (MINISTÉRIO DO AMBIENTE, 1997; KÖCK-SCHULMEYER *et al.*, 2011; NIERO *et al.*, 2014).

Para se conceber um projeto de uma ETAR é necessário conhecer as características da fonte de águas residuais como os caudais mínimos, médios e máximos que são emitidos, variações ao longo do tempo, os tipos de poluentes e suas concentrações, localização de implantação, os custos de operação e outros. Em conjunto com essas variáveis, é importante ter conhecimento e cumprir os limites de descarga estabelecidos para os parâmetros de qualidade, destacando-se os sólidos suspensos totais (SST), a carência bioquímica de oxigénio (CBO₅), os nutrientes do efluente, mas também conhecer as operações e processos unitários necessários para tratar a massa de água que chega à estação, ter conhecimento da quantidade e qualidade do efluente que pode ser lançado no corpo hídrico, além de possuir as licenças prévias de instalação e operação (DAIRI *et al.*, 2019).

A legislação que aborda a temática de Águas Residuais Urbanas na União Europeia, é a Diretiva n.º 91/271/CEE. A transposição destas Diretiva para a legislação de Portugal, ocorreu através do Decreto-Lei n.º152/97 e Decreto-Lei n.º348/98 (APA, 2019). Os dados estão apresentados pela Tabela 1.

Tabela 1 - Requisitos para as descargas das estações de tratamento de águas residuais urbanas sujeitas ao disposto nos artigos 5º e 6º e em zonas sensíveis sujeitas a eutrofização

| Parâmetros | Concentração | Percentagem mínima de redução | Método de referência de medição |
|--|---|---|--|
| Carência bioquímica de oxigénio (CBO ₅ a 20°C) sem nitrificação | 25 mg.L ⁻¹ O ₂ ¹ | 70-90 40 nos casos previstos no nº 2 do artigo 4º | Amostra homogeneizada, não filtrada e não decantada. Determinação do oxigénio dissolvido antes e depois da incubação de cinco dias a 20°C±1°C, na total ausência de luz. Adição de um inibidor da nitrificação. |
| Carência química de oxigénio (CQO) | 125 mg.L ⁻¹ O ₂ ¹ | 75 | Amostra homogeneizada, não filtrada, não decantada. Dicromato de potássio. |
| Total de partículas sólidas em suspensão | 35 35 nos casos previstos no nº 3 do artigo 5º (e. p. superior a 10 000). 60 nos casos previstos no nº 3 do artigo 5º (e. p. de 2000 a 10 000). | 90 90 nos casos previstos no nº 3 do artigo 5º (e. p. superior a 10 000). 70 nos casos previstos no nº 3 do artigo 5º (e. p. de 2000 a 10 000). | Filtração de uma amostra representativa através de um filtro de membrana de 0,45 mm. Secagem a 105°C e pesagem. Centrifugação de uma amostra representativa (durante pelo menos cinco minutos a uma aceleração média de 2800 g a 3200 g). Secagem a 105°C e pesagem. |
| Fósforo total | 2 mg.L ⁻¹ P (10 000-100 000 e. p.) 1 mg.L ⁻¹ P (mais de 100 000 e. p.) | 80 | Espectrofotometria de absorção molecular |
| Azoto total | 15 mg.L ⁻¹ N (10 000-100 000 e. p.) 10 mg.L ⁻¹ N (mais de 100 000 e. p.) | 70-80 | Espectrofotometria de absorção molecular. |

(1) Gás oxigénio

Fonte: Diretiva n.º 91/271/CEE; Diretiva n.º 98/15/CE; Decreto-Lei n.º152/97; Decreto-Lei n.º348/98

Um dos objetivos do Decreto-Lei n.º 152/97 e Decreto-Lei n.º 348/98 é que haja um progresso nas questões que envolvem o ciclo da água desde a captação à descarga das águas residuais. Na Figura 1, é possível visualizar a situação de Portugal desde 2005 até 2016 para aglomerações que geram uma carga de efluente superior a um equivalente populacional de 2000 habitantes.

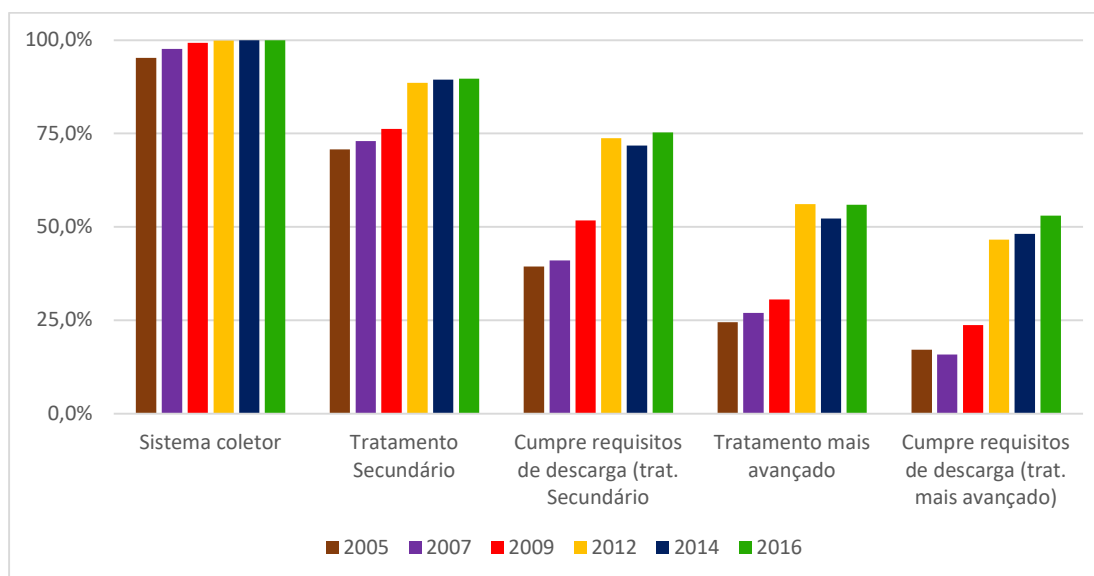


Figura 1 – Evolução do sistema de recolha e tratamento após a implementação da Diretiva em Portugal no período de 2005 a 2016
Fonte: APA (2019)

É possível visualizar uma melhoria no sistema recolha de águas residuais, tendendo para o 100% no país. No relativo ao tratamento secundário, há o cumprimento de tratar a descarga correspondente ao atendimento de 85% das aglomerações e de 75% da carga gerada, sendo que o objetivo da Diretiva é de 92% no tratamento desta carga (APA, 2019).

2.2 Etapas para tratamento da água residual urbana

2.2.1 Fase líquida

Tratamento preliminar

O tratamento consiste na remoção de sólidos grosseiros e areia do afluente que chega à ETAR, funcionando como meio físico na contenção destes materiais, evitando assim o desgaste antecipado dos equipamentos e assoreamento das condutas. As operações nesta etapa de tratamento são: a gradagem, a tamisagem, o desarenamento e o desengorduramento.

- *Gradagem/tamisagem:* Durante estas operações ocorre a retenção dos sólidos mais grosseiros, ocorrendo através da passagem do efluente por grades, as quais são constituídas por barras de ferro ou aço posicionadas em paralelo e com dada inclinação, sendo necessário que elas permitam o escoamento sem que haja grandes perdas de cargas. Dependendo do efluente que a ETAR recebe, o seu sistema de limpeza pode acontecer manualmente ou de forma mecanizada, variando essa escolha a partir da quantidade de resíduo gerado, e após a sua recolha é encaminhado para aterros sanitários. Este sistema pode ou não trabalhar em conjunto com tamisadores, equipamento no qual tem por função filtrar

o efluente, barrando os gradados mais finos que não ficaram retidos na gradagem. O funcionamento dos tamisadores consiste na elevação dos gradados até a região de descarte, dentro do próprio equipamento, o tamisador conta ainda com escovas, que auxiliam na limpeza dos orifícios de filtração.

- Desarenamento/desengorduramento: O desarenador recebe o efluente e tem por objetivo remover areia sedimentando a mesma, sem que ocorra a remoção de sólidos orgânicos, sendo necessário determinar a velocidade de escoamento na qual irá ocorrer a sedimentação, a partir do conhecimento da massa específica da partícula e do diâmetro efetivo. Havendo necessidade de que haja mais de uma unidade de sedimentação, visto que, conforme se faz necessário, é preciso que ocorra a limpeza da unidade sem que prejudique o correto funcionamento da ETAR. Estas unidades podem operar em conjunto com o desengordurador, auxiliando na remoção de óleos e gorduras. O resíduo recolhido nesses equipamentos pode ter como destino final um aterro sanitário ou ser objeto de processos de valorização transformando-os num subproduto .

- Medição de caudal: Para a ETAR é de extrema importância a medição do caudal tanto à entrada, quanto à saída, isso porque se procura o correto tratamento do efluente, aplicando as quantidades certas de químicos nas fases posteriores de tratamento, de acordo com caudal de entrada. Desta forma, economizando coagulantes, floculantes e havendo controle dos valores de recebidos e descartados. Para isso, pode recorrer-se a sistemas mais clássicos como um canal Parshall, ou a medidores ultrassônicos de caudal, este último tendendo a ser mais preciso.

Tratamento Primário

No tratamento primário o principal objetivo é remover os sólidos sedimentáveis e gorduras que não foram retiradas no tratamento preliminar, diminuindo assim a carga de sólidos suspensos (SS) e de CBO_5 . Sendo preciso que se tenha condições de escoamento lento para que a assim haja tempo para que ocorra a sedimentação, na ETAR comumente se utiliza de produtos químicos visando auxiliar nos processos de coagulação e flotação, além de corrigir o pH para etapas seguintes que envolvem microrganismos, que vivem numa faixa específica de pH.

O processo de coagulação permite a desestabilizando a dispersão hidrófoba que existe entre as partículas suspensas, favorecendo os movimentos Brownianos que auxiliam na aglomeração das partículas (SILVA, 2010b). Com isso, a densidade destas partículas maiores formadas é suficiente para sedimentarem, para que esse processo ocorra faz-se uso

de certos produtos químicos que ajudam na realização desta etapa.

Outro método que visa a retirada de material suspenso no efluente é o método de flotação que se utiliza de pequenas bolhas de ar injetado no efluente em conjunto com adição de produtos químicos que farão a partícula se tornar hidrofóbica, ajudando com que os materiais dispersos no efluente sejam levados para a camada mais superficial e assim retirados por mecanismos físicos (HOSEINIAN *et al.*, 2019).

Ambos os órgãos devem ser projetados para atenderem aos critérios exigidos pela legislação, e simultaneamente podendo serem instalados no espaço da ETAR. Os decantadores nestas etapas podem ter a configuração retangular ou circular, além de que a forma de retirada do material sobrenadante (flotação) ou decantado (sedimentação) pode ocorrer por meios mecânicos com auxílio de pás ou com a ajuda da carga hidrostática no fundo do tanque, este último habitualmente usados para decantadores primários pequenos e com efluente com grande quantidade de material sedimentável.

Tratamento Secundário

O tratamento secundário tem por objetivo principal remover a matéria orgânica dissolvida que ainda persistem no efluente primário, portanto, diminuindo a CBO₅, nesta etapa, o maior atuante são os microrganismos presentes no próprio efluente ou aqueles já presentes nas lamas utilizadas.

A escolha do melhor sistema para o tratamento secundário inclui espaço físico, clima local e recursos financeiros, logo se faz necessário o estudo dessas variáveis para se encontrar o método ideal. Os sistemas podem funcionar de quatro maneiras principais sendo: métodos aeróbios, anaeróbios, facultativos e anóxicos. Nos processos que tem a presença e maior quantidade de oxigênio ficam incluídos as: lamas ativadas, lagoas e filtros aeróbios; os principais processos com pouco ou nenhuma presença de oxigênio são: reatores UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), lagoas e filtros anaeróbios. Vale salientar que dependendo da escolha do método a ser utilizado pode existir modificações das etapas anteriores, por exemplo quando são usadas lagoas no tratamento.

Tratamento Terciário ou pós-tratamento

No tratamento terciário encontram-se uma ou mais etapas com objetivo de remover poluentes ainda não removidos em quantidades suficientes nos níveis anteriores, como nutrientes (e.g. azoto e fósforo), sólidos difíceis de decantar e microrganismos patogênicos. O tratamento terciário é muitas vezes designado pela fase de polimento do efluente.

O azoto e fósforo podem ser retirados por métodos biológicos (comumente

utilizados na atualidade) ou por métodos químicos, sendo que para o azoto se pode usar o stripping dá amónia e para o fósforo é comumente utilizado a precipitação química.

Nesta etapa também pode ocorrer a desinfecção visando inativar os microrganismos patogénicos por meio da utilização de agentes químicos como ozono e compostos de cloro, e de agentes físicos como a radiação ultravioleta. Para escolher o melhor método é preciso realizar um estudo do efluente e uma análise do custo-benefício.

2.2.2 Fase sólida

Um dos resíduos gerados pelo tratamento de águas residuais são as lamas provenientes das etapas primárias, secundárias e terciárias, quando existentes. Para o tratamento destas lamas e posterior encaminhamento para o destino final, é comum passarem por três tipos de etapas: espessamento, estabilização e desidratação.

No espessamento o objetivo é diminuir o volume das lamas com propósito de reduzir os custos de tratamento, ainda permitindo que ocorra a homogeneização para que assim não se interfira de forma intensa na eficiência dos processos biológicos na etapa de digestão e na desidratação. Pode utilizar-se para realização desse procedimento o método gravítico, por flotação com ar e por equipamento mecânico (e.g. mesas de espessamento e centrífugas). A água retirada das lamas nestas operações é transportada para as etapas iniciais da fase líquida.

Na estabilização o objetivo é remover microrganismos patogénicos e maus odores. A estabilização pode ser conduzida de diferentes formas, como a digestão aeróbia e anaeróbia, por adição de cal, com fonte de calor e utilizando técnicas de compostagem.

A desidratação tem por objetivo alcançar uma maior concentração das lamas, uma vez que retirando a maior quantidade de água possível, menor será o volume de armazenamento caso necessário, além de reduzir o custo pago pelo transporte no momento conduzir as lamas até ao destino final.

2.3 Aspectos ambientais relacionados com a exploração de ETARs

Uma estação de tratamento de águas residuais urbanas apesar de ter o papel de remover a carga orgânica e os microrganismos patogénicos que chegam em conjunto com a água afluente à ETAR, evitando ao máximo que ocorra a poluição do meio hídrico recetor, acaba por criar prejuízos ambientais, que não devem ser menosprezados. Esses prejuízos estão associados à transferência de poluição do efluente para o ar, solo e água.

2.3.1 Emissões para a atmosfera

O lançamento dos gases do efeito estufa (GEE) para atmosfera é uma das principais

preocupações na etapa de exploração de uma ETAR, podendo ser um dos principais problemas, como o metano (CH₄), principalmente em ETARs que fazem uso de tratamentos anaeróbios, conducentes a uma elevada produção deste gás através da degradação biológica da matéria orgânica. O metano é um dos gases mais nocivos o aquecimento global, em conjunto com o dióxido de carbono (CO₂) e o óxido nitroso (N₂O) (IPCC, 2007; VIEIRA *et al.*, 2019).

Além da emissão dos GEE referidos, as ETAR são igualmente fontes de poluentes atmosféricos. Entre eles, temos o sulfureto de hidrogénio (H₂S), amónia (NH₃), compostos orgânicos voláteis (COVs), monóxido de carbono (CO) e óxidos de azoto (NO_x) (BRAGA, 2005; GRASEL, 2014).

Tais gases acarretam diversos problemas para o ambiente e para a saúde humana. Alguns deles apresentam odores desagradáveis, outros causam alterações químicas da atmosfera e dos ecossistemas, pela contribuição que podem ter na formação do ozono troposférico, e no aumento das cargas ácidas e de nutrientes nos ecossistemas aquáticos e terrestres, e ainda os que atacam o sistema respiratório humano. Outro fator que eleva esta preocupação é a possibilidade de poder ocorrer a bioacumulação, situação da qual tende a causar danos no sistema nervoso do indivíduo e dependendo da concentração do poluente, pode conduzir ao óbito do indivíduo (BELLI *et al.*, 2001; RODRIGUES, 2011).

O impacto gerado pela emissão dos gases é contabilizado tanto diretamente quanto indiretamente, visto que é necessário o estudo de todas as variáveis que envolve o processo, desde a emissão no sítio de estudo até à emissão por fontes que não participam diretamente no processo de tratamento. Um exemplo claro da participação indireta é a emissão de gases pelos meios de transportes que levam as lamas para os aterros sanitários e por camiões que trazem os materiais utilizados na ETAR. Um exemplo de emissão direta é a que resulta dos processos biológicos de degradação e nos processos de oxidação da matéria (DAELMAN *et al.*, 2012).

2.3.2 Emissões para o solo

O solo é ou pode ser diretamente influenciado pela disposição de parte ou da globalidade dos resíduos gerados na ETAR, em particular as lamas primárias e secundárias (ZHANG *et al.*, 2007).

As lamas podem ser aplicadas no solo visando a melhoria da capacidade de retenção de água, evitando processos de erosão e até para o fornecimento de nutrientes para as plantas. Para se aplicar é necessário que haja o estudo da lama, uma vez que a sua qualidade dependerá diretamente do efluente e da eficiência de tratamento. A análise da lama busca

encontrar possíveis poluentes como metais pesados e microrganismos patogénicos, além de se conhecer os aspetos físico-químicos para que assim se encontre o solo correto para a sua utilização ou para seu descarte correto.

Para se conseguir tratar as lamas pode-se recorrer a métodos de tratamento como a compostagem. Sendo uma técnica que consiste na união uma fonte carbonácea (e.g. madeira, palha e outros), e outra fonte nitrogenada (e.g. sobras de alimento, lama de ETAR e outros). A partir disso, fazem uso de microrganismos heterotróficos aeróbios, presente no meio ou com a inserção destes com auxílio de outros mecanismos. Com a finalidade de se obter num curto espaço de tempo um composto estável e ricos em nutrientes, e com baixo risco de contaminação do ambiente.

Atualmente em Portugal, a lei que estabelece a utilização das lamas no solo agrícola é o Decreto-Lei n.º 276/2009. Esta lei regulamenta os valores limites de metais pesados, compostos orgânicos e microrganismos (*Escherichia coli* e *Salmonella spp*), permitidos na composição das lamas, para que não se torne nociva após a sua utilização. Logo, é possível ver que a lama tem capacidade de valorização, podendo tornar-se num produto comercial, passando de problema ambiental para solução em certos casos, onde há necessidade de correção das características do solo.

Segundo a Agência Portuguesa do Ambiente no período compreendido entre 2010 e 2013 houve uma elevada valorização das lamas, embora sem identificar os destinos das mesmas. A Figura 2 demonstra o paralelo das percentagens valorizadas e descartadas, a qual mostra a maturidade de tratamento e a comercialização realizada pelas ETARs, com os valores de valorização a tenderem para os 100%.

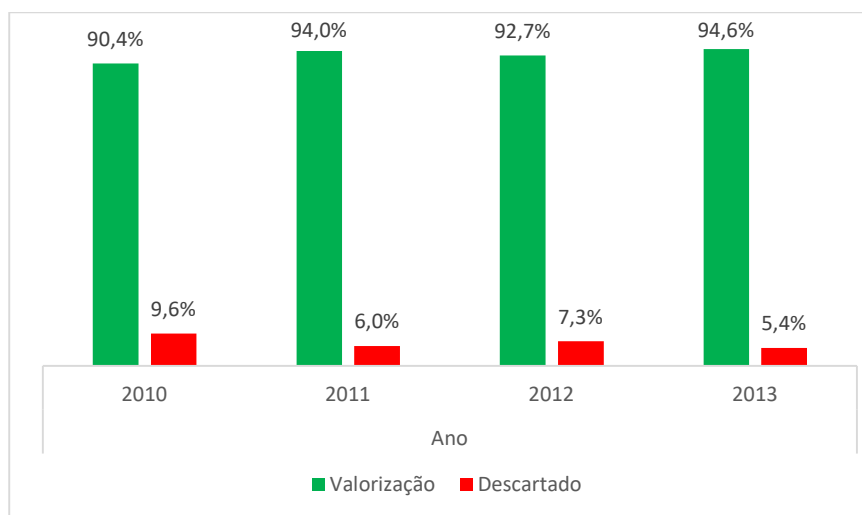


Figura 2 – Percentagem de lamas valorizadas e descartadas em Portugal entre 2010 e 2013.
Fonte: Adaptado APA (2013)

2.3.3 Emissões para a água

Apesar da ETAR cumprir um papel importante na diminuição do impacto ambiental no corpo hídrico recetor, o recurso hídrico superficial e subterrâneo não está totalmente protegido, primeiro porque o efluente tratado continua a ter níveis de poluição nem sempre desprezáveis, segundo porque alguns poluentes podem atingir os corpos aquáticos, quer através da atmosfera quer através da deposição de resíduos sólidos nos mais variados locais, podendo contribuir de forma indelével para o transporte de metais pesados e de outras substâncias.

Em termos de legislação é necessário adequações, visando uma cobrança cada vez maior sobre a qualidade das descargas, visto que o efluente tratado despejado no meio hídrico deve ter a melhor qualidade possível. Contudo, na atualidade não existem limites de descarte adequados para todos poluentes presentes no efluente e nas lamas (e.g. COVs, estes deveriam ter concentrações menores a $10 \mu\text{g.L}^{-1}$).

3 Avaliação de ciclo de vida

Neste capítulo serão apresentados os conceitos relativos à Avaliação do Ciclo de Vida, descrevendo as principais etapas que constituem esta metodologia de avaliação de impactes ambientais. Neste contexto, também é feita uma breve referência às ferramentas informáticas, com destaque para a utilizada nestes estudos, as quais facilitam a aplicação da metodologia.

3.1 Definição da técnica e suas características

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma técnica que consiste na identificação, quantificação e análise dos impactes gerados por um processo, serviço ou pela produção de um produto. Esta avaliação assume uma abordagem integrada, desde a obtenção da matéria-prima, transporte, utilização do produto, descarte e tratamento dos resíduos. Com isso, auxilia na compreensão de um sistema complexo subjacente a um dado produto, serviço ou processo, possibilitando a otimização e diminuição dos impactes ambientais cumulativos das diferentes etapas envolvidas.

Para se obterem resultados confiáveis, é preciso padronizar o método de utilização desta técnica e normalizar os parâmetros que se visa estudar, para isso se utiliza as normas ISO em especial na União Europeia (UE) se faz o uso da EN ISO 14040 e EN ISO 14044 que trata da ACV. A Figura 3 apresenta um breve resumo das entradas e saídas que se estudam sobre a produção e descarte de um produto, mostrando os estágios do ciclo de vida do mesmo (PIEKARSKI, 2013).

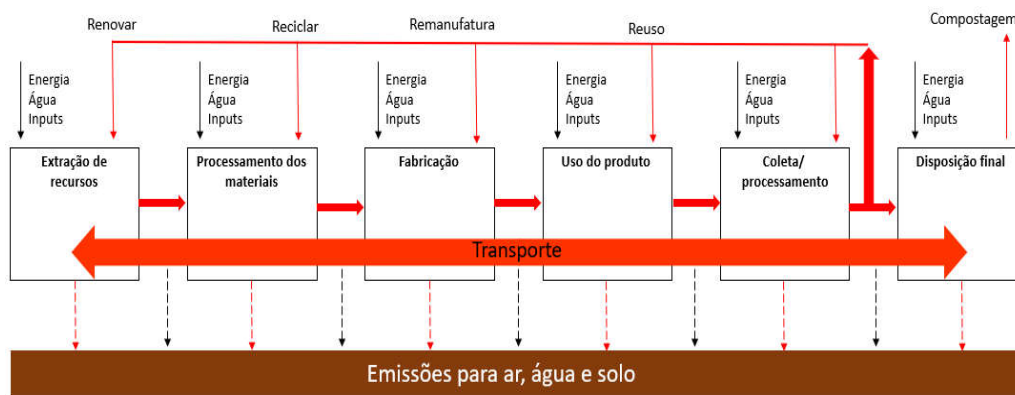


Figura 3 – Principais entradas e saídas de um ciclo de vida
Fonte: EPA (2009)

Como se pode notar, a ACV abrange cada passo necessário para a produção de um produto ou serviço, levando em consideração todo o ciclo desde o insumo principal (extração de recursos), até os insumos para transformação do produto desejado, além de considerar a recirculação de fluxos dentro do próprio sistema. Desta forma, a ACV pode ser aplicada no

setor ambiental e em outros, tornando-se um valioso método para se obter uma resposta concreta sobre sistemas e, simplificando a identificação dos pontos críticos a serem melhorados, tornando os produtos mais sustentáveis.

A utilização da ACV para se analisar a estação de tratamento de águas residuais é uma das metodologias comumente usadas, auxiliando no estudo dos diferentes cenários de tratamento e de práticas de operação e, conseqüentemente, contribuindo para um tratamento cada vez mais sustentável, ajudando no desenvolvimento de tecnologias emergentes para o tratamento de águas residuais urbanas, pois auxilia na comparação com as tecnologias que já se utilizam (COROMINAS *et al.*, 2013; LOPES *et al.*, 2020; MORERA *et al.*, 2017).

A ACV se destaca por poder avaliar uma ETAR, além do compromisso entre eficiência do processo e qualidade final do efluente, porque leva em consideração o consumo de recursos e energia, as emissões atmosféricas e a geração de resíduos (FOLEY *et al.*, 2010). A ACV pode ajudar na seleção dos processos de tratamento de águas residuais e apoiar a tomada de decisões em relação aos impactos ambientais, avaliando todo o ciclo de vida de uma ETAR e não apenas o efeito da descarga de efluentes nos corpos d'água.

3.2 Fases da avaliação do ciclo de vida

A ACV é um método iterativo e dinâmico, isto é, as etapas podem ser avaliadas diversas vezes, de modos diferentes. A Figura 4 ilustra esse mecanismo apresentando as quatro etapas que envolve a utilização da ACV, sendo elas: definição do objetivo e do âmbito do trabalho; análise do inventário; avaliação de impacto e interpretação dos resultados. Ainda é apresentado uma breve alternativa de aplicação.

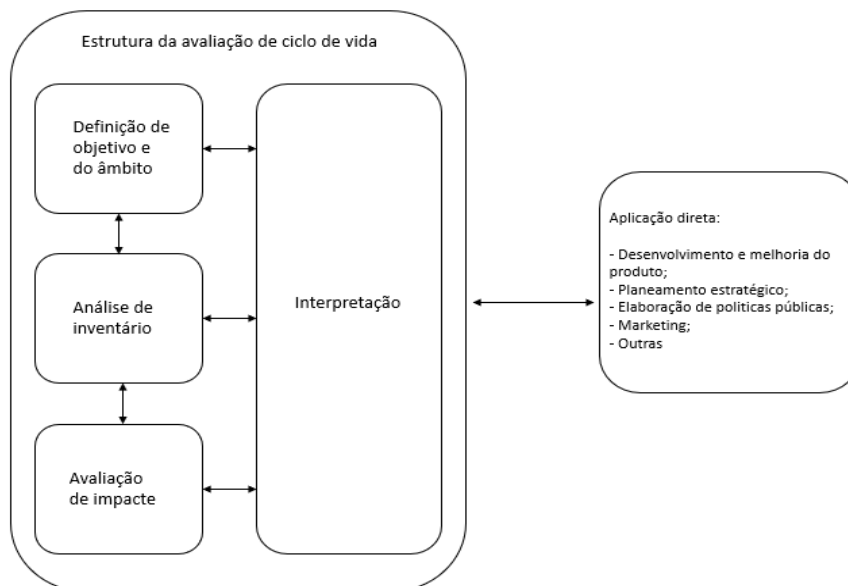


Figura 4 – Etapas da metodologia de Análise de Ciclo de Vida
Fonte: ISO 14040:2006

3.2.1 Definição do objetivo e do âmbito do estudo

O processo de elaboração de uma ACV surge a partir de uma necessidade de melhoria de processos ou para se conhecer os impactos gerados por cada escolha tomada na gestão de tais processos. É preciso que no início da ACV haja definição dos objetivos e do âmbito do estudo.

O objetivo deve deixar claro a aplicação que será utilizada e para quem será comunicado os resultados obtidos, demonstrando a importância de se estudar e otimizar os processos acerca de tal atividade em foco.

Segundo a norma ISO 14040:2006, o âmbito define a abrangência do estudo e os parâmetros necessários para as etapas, entre elas: as funções do sistema de produto, unidade funcional, fronteiras do sistema, procedimentos de alocação, os tipos de impacto e sua metodologia de avaliação em conjunto com a interpretação, os requisitos dos dados, suposições e limitações, a qualidade dos dados primários.

A unidade funcional (UF) tem por função servir de referência para o estudo das entradas e saídas, permitindo que haja compatibilidade das unidades dos dados inseridos e dos resultados obtidos. Ajuda a fornecer resultados que possam ser comparados com outros trabalhos que também se utilizaram de ACV, para realizar tal comparação ao fim desta fase é preciso definir qual unidade funcional irá conseguir permitir uma representatividade do sistema, já que um sistema pode vir a ter diversas UF. Para se escolher aquela que melhor se adequa ao estudo é necessário antes observar os objetivos e o âmbito, pois são a partir deles que se encontra uma unidade funcional que seja mensurável e bem definida (TEIXEIRA *et al.*, 2012).

A fronteira é estabelecida no início da ACV, porém as delimitações finais da fronteira ocorrem só após a obtenção dos dados e verificando se eles atendem à necessidade planejada, caso não atendam é preciso adaptação da fronteira. Os limites devem ser definidos em função da qualidade dos dados referente ao sistema de estudo, sendo, para isso, necessário estabelecer critérios como o início e o fim do sistema, delimitação da área e o período de análise. Desta forma, procedendo a uma análise da origem dos dados recolhidos e das incertezas que os mesmos possuem é possível garantir credibilidade dos mesmos (COLTRO, 2007).

3.2.2 Análise de inventário de ciclo de vida

Nesta etapa da ACV ocorre a obtenção dos dados necessários, planejamento dos cálculos, mensuração das entradas e das saídas individuais que compõem o sistema, tendo como foco cumprir os objetivos estipulados na etapa anterior (GUINÉE *et al.*, 2011; JIJAKLI

et al., 2012). Os dados que se procuram coletar no inventário de ciclo de vida (ICV) são de natureza variada como os relacionados com a produção e utilização da energia para o funcionamento do sistema, obtenção de matérias-primas para a produção do produto, o transporte em geral dos materiais e do produto, fluxos de poluentes para a água, ar, solo, e resíduos (SHERWANI *et al.*, 2010).

Para se ter um resultado representativo, elucidando quais aspetos podem ser melhorados e qual a magnitude dos impactes gerados, é necessário que se seja criterioso com os dados fornecidos e coletados, pois os mesmos podem ter sofrido alterações. Esta situação pode ocorrer por diversos motivos, desde falha técnica relacionada com os intervenientes no processo até ao comportamento voluntário pouco colaborativo por parte das empresas, pelo receio disponibilizarem os seus dados e poderem sofrerem sanções por incumprimento legal, implicando, por isso, que haja uma análise criteriosa que garanta a melhor qualidade possível dos dados (WILLERS, 2014).

A ACV por abordar sistemas complexos em grande parte dos estudos, trabalhando assim com inúmeros dados, é necessário o desenvolvimento de métodos, para que se tenha uma melhor gestão dos dados, tendo-se, para isso agrupado os mesmos, através da utilização de fatores de equivalência, isso é, correlacionando a unidade do dado coletado com a UF escolhida no estudo. Um método que auxilia esse processo, permitindo evitar erros é o fluxograma que a ISO 14044:2006 dispõe a respeito da análise do ICV, como exemplificado pela Figura 5.

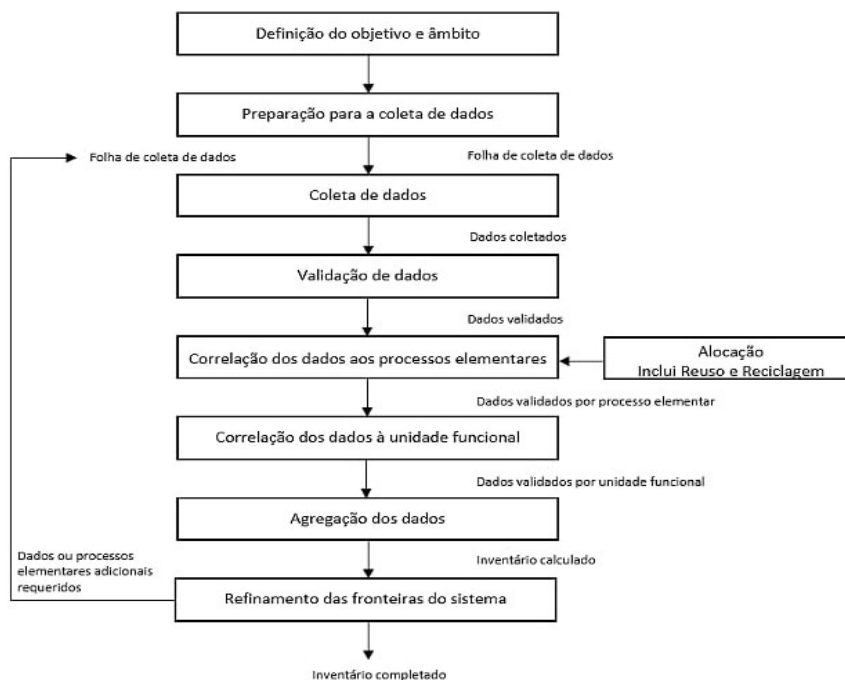


Figura 5 - Procedimentos simplificados para análise do inventário.
 Fonte: ISO 14044:2006

Ainda existe a alocação de produtos e processos durante esta etapa, ela ocorre quando um processo/produto interage entre fronteiras diferentes, isso é, quando o resíduo de uma fronteira impacta outra. Com isso, a ACV cria métodos de possibilitar o compartilhamento de responsabilidade deste impacto gerado, sendo que o output de um processo será o input de outro, contudo a ISO 14044:2006, diz que preferencialmente a alocação deve ser evitada, para isso deve englobar-se ambas as fronteiras como uma única.

Na ICV ainda é preciso a realização da validação dos dados, tal processo deve ocorrer constantemente, utilizando-se cálculos dos fluxos de entradas e saídas dos processos. Com isso, os dados que não estiverem de acordo com os balanços de massa e energético, podem ser considerados nulos ou então fazer-se uso daqueles dados disponíveis na literatura.

3.2.3 Avaliação de impactos de ciclo de vida

Segundo a ISO 14040:2006, é necessário que ocorra durante o processo de AICV, a interligação dessa etapa com as anteriores, visando assim a redução da possibilidade de haver incertezas ou falta de dados essenciais para realização da ACV. Portanto, para se medir a qualidade é preciso que se verifiquem as seguintes características:

- Se os dados e os resultados da ICV cumprem de forma satisfatória o objetivo e o âmbito para realização da AICV;
- Se os dados da fronteira do sistema e as decisões sobre corte de certos dados sofreram revisões para que elas sejam suficientemente seguras, de forma a atender à disponibilidade dos resultados de ICV utilizado para a determinação dos resultados dos indicadores da AICV.

A etapa de AICV abrange a obtenção de dados acerca dos indicadores podendo ser eles elementos obrigatórios (seleção das categorias de impacto, indicadores de categoria e modelos de caracterização) e elementos opcionais (normalização, agrupamento, ponderação e análise adicional da qualidade dos dados).

Segundo a ISO 14044:2006, após categorizar, é preciso caracterizar os dados de forma numérica, por meio de coeficientes de impactos gerados pela multiplicação dos dados do ICV, com os fatores pré-estabelecidos para cada categoria, e, além disso, devem ser somados todos os coeficientes obtidos para cada categoria de impacto (COLTRO, 2007). A seguir, encontra-se a definição de cada um dos elementos e suas características.

Elementos obrigatórios

As categorias de impacto ambiental são definidas de acordo com o tema em estudo

e costumam ser selecionadas na primeira etapa da ACV, visando atender ao objetivo e ao âmbito escolhido previamente. A seguir estão descritas as principais categorias selecionadas para o tratamento de águas residuais do presente trabalho, de acordo com CML 01 (GUINÉE, 2001):

- **Aquecimento global:** ocorre em resultado de atividades antrópicas que causam emissões de gases do Efeito Estufa (GEE). Quando emitidos tendem a acumular-se na atmosfera, levando ao aumento das concentrações na atmosfera, contribuindo para a retenção de uma fração da radiação infravermelha emitida pela superfície da Terra, ocasionando no aumento das temperaturas do globo (IPCC, 2007).

Os principais gases que afetam esta categoria são o metano, dióxido de carbono e óxido nítrico. Para se poder medir esse impacto é utilizado os valores em relação kg CO₂ equivalente (kg CO₂-eq. kg⁻¹), conforme Equação 1. Os fatores de impacto de cada poluente para o horizonte de impacto de 100 anos, encontram-se no Anexo I.

$$PAG = \sum GWP_{a,i} * m_i \quad (1)$$

Onde:

GWP_{a,i} – fator de impacto para o poluente integrado durante um ano de emissão (kg CO₂-eq. kg⁻¹);

m_i – quantidade de poluente emitida (kg).

- **Eutrofização:** definida como a acumulação de nutrientes como azoto (N) e fósforo (P) em corpos hídricos e/ou no solo, por meio de descargas líquidas e emissões gasosas que possuem tais elementos (VALIELA *et al.*, 2016). O excesso de nutrientes causa impactos rápidos, principalmente em meio hídrico, pela elevação das atividades microbianas que acabam consumindo uma quantidade elevada de oxigénio (O₂), e em conjunto com a proliferação desenfreada de algas que formam uma barreira física principalmente no estrato mais superficial do nível da água. Com isso, a turvação aumenta e a passagem da luz através do meio hídrico é drasticamente reduzida (HU e REN, 2019).

Para o cálculo do potencial de eutrofização se utiliza a unidade de medida kg de fósforo equivalente (kg PO₄³⁻-eq. kg⁻¹), sendo levado em conta para esse impacto diversos elementos (e.g. amónia, azoto, fósforo, dentre outros), a Equação 2 elucida o cálculo desta categoria. Os fatores de impacto de cada poluente, encontram-se no Anexo I.

$$PE = \sum PE_{a,i} * m_i \quad (2)$$

Onde:

PE_{a,i} – fator de impacto para o poluente integrado durante um ano de emissão (kg PO₄³⁻-eq. kg⁻¹);

m_i – quantidade de poluente emitida (kg).

• *Acidificação*: ocorre quando há uma elevação da quantidade de substâncias, como amônia (NH₃), dióxido de enxofre (SO₂) e óxidos de azoto (NO_x), que quando em contato com a humidade presente na atmosfera, reage formando substâncias de natureza ácida, posteriormente quando há precipitações, esses ácidos impactam o solo, águas subterrâneas e superficiais, organismos biológicos e ecossistemas. Além desse veículo de transporte de poluente, a acidificação também pode se dar por descargas de efluentes líquidos impactando os mesmos ecossistemas.

Calcula-se o potencial de acidificação em relação ao dióxido de enxofre equivalente (kg SO₂-eq. kg⁻¹), como ilustrado pela Equação 3. Os fatores de impacto de cada poluente, encontram-se no Anexo I.

$$PE = \sum PE_{a,i} * m_i \quad (3)$$

Onde:

$PE_{a,i}$ – fator de impacto para o poluente integrado durante um ano de emissão (kg SO₂-eq. kg⁻¹);
 m_i – quantidade de poluente emitida (kg).

• *Toxicidade*: advém da descarga de rejeitos tóxicos no ambiente, como metais pesados e compostos aromáticos. Essa característica pode acometer o ambiente, recebendo o nome de ecotoxicidade terrestre (PTH), ecotoxicidade da água doce (PEAD), entre outros. Pode igualmente acometer o ser humano, sendo denominada por toxicidade humana (PTH), esta última tem entre seus principais fatores, o aumento do nível de impacto interligado com o tempo de contato e, a concentração que foi exposto.

O potencial de toxicidade é estimado em relação ao 1,4 Diclorobenzeno equivalente (kg 1,4 DCB-eq. kg⁻¹), como ilustrado pela Equação 4 para PTH, Equação 5 para PET e Equação 6 para PEAD. Os fatores de impacto de cada poluente, encontram-se no Anexo I.

$$PTH = \sum PTH_{a,i} * m_i \quad (4)$$

$$PET = \sum PET_{a,i} * m_i \quad (5)$$

$$PEAD = \sum PEAD_{a,i} * m_i \quad (6)$$

Onde:

$PTH_{a,i}$ – fator de impacto para o poluente integrado durante um ano de emissão (kg 1,4 DCB-eq. kg⁻¹);
 $PET_{a,i}$ – fator de impacto para o poluente integrado durante um ano de emissão (kg 1,4 DCB-eq. kg⁻¹);
 $PEAD_{a,i}$ – fator de impacto para o poluente integrado durante um ano de emissão (kg 1,4 DCB-eq. kg⁻¹);
 m_i – quantidade de poluente emitida (kg).

Como pode ser visto existem diferentes categorias de impacto, logo, é preciso que na etapa de AICV ocorra a escolha adequada destas categorias para que ACV contemple toda problemática relativa ao produto, serviço ou processo em estudo. Para isso, é necessário que as entradas e saídas obtidas na ICV sejam categorizadas de acordo com os problemas gerados, caso tais dados gerem mais de um problema o mesmo deve ser enquadrado em quantas categorias atingirem.

Elementos opcionais

A ISO 14044 (2006) estabelece que dependendo do objetivo e do âmbito da ACV, pode fazer-se uso de elementos opcionais e informações, sendo eles:

- *Normalização*: fase na qual há o cálculo da magnitude dos resultados dos indicadores de categoria em relação a informação de referência existente;
- *Agrupamento*: reunião das categorias de impacto e possibilitando a hierarquização das mesmas;
- *Ponderação*: conversão dos indicadores entre as diferentes categorias de impacto fazendo uso de coeficientes baseados em escolha de valores, existindo a possibilidade da união de categorias. É conveniente que os dados antes de serem ponderados permaneçam disponíveis para consulta e utilização;
- *Análise da qualidade dos dados*: estudo da confiabilidade dos resultados dos indicadores que se possui, tendo assim o perfil da AICV.

3.2.4 Métodos para Avaliação de Impacte da ACV

Os métodos para Avaliação de Impactes da ACV podem ser diversos, uma vez que não existe um único método correto para se utilizar (RIBEIRO, 2009). A metodologia tem a possibilidade de ser abordada de duas formas, sendo diferenciadas pelo nível de agregação dos dados e pelo modo de interpretação, sendo elas:

- *Midpoint*: nesta abordagem ocorre uma modelação quantitativa de todos elementos da ICV, categorizando de acordo com os impactes, considerando apenas os estágios de geração e efeito ocorrido, permitindo refletir sobre a importância relativa às emissões e extrações de recursos (BARE, 2000);
- *Endpoint*: nesta abordagem é considerado tanto as etapas iniciais como ocorre no midpoint, porém direcionando às consequências finais. Uma vantagem ao utilizar endpoint é

melhorar a tomada de decisão, pois acabam tendo maior relevância por se tratar de danos diretos ao ser humano, mas uma das desvantagens que caracteriza esta abordagem são as incertezas que os dados possuem.

A Figura 6 ilustra as categorias de impactes no nível de *midpoint* e *endpoint* (JOLLIET *et al.*, 2004).

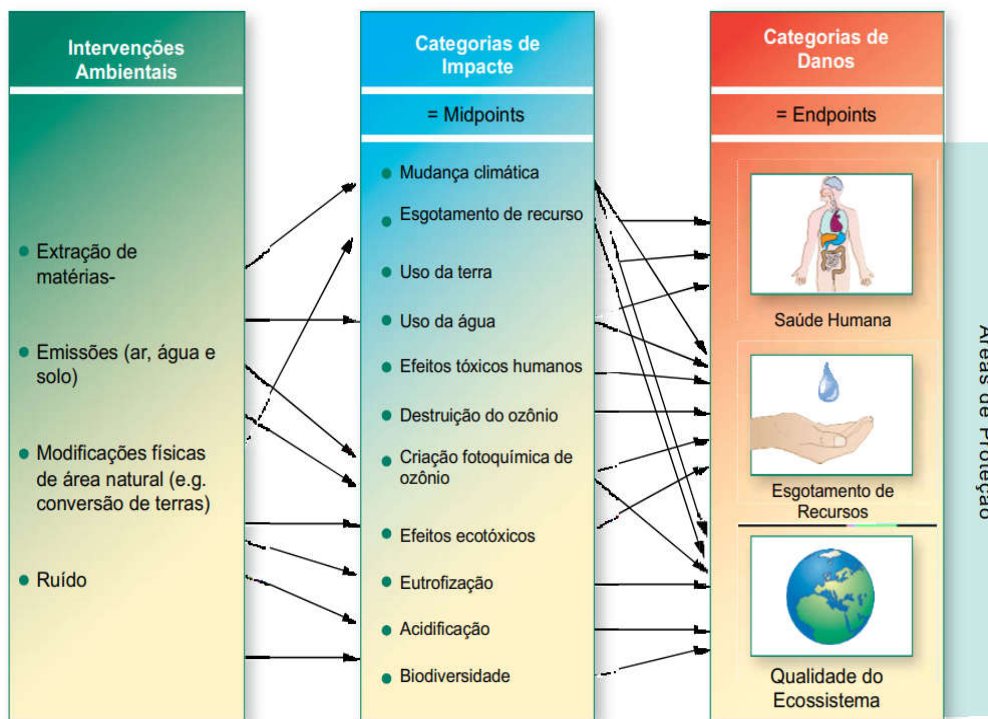


Figura 6 – Categorias de impacte a midpoint e endpoint da ACV
Fonte: United Nations Environment Programme (2011)

Existem diversas metodologias utilizadas para o estudo da AICV, entre elas o método CML 2001 (ou CML 01). O método foi criado por investigadores ligados ao Centro de Ciências Ambientais da Universidade de Leiden, Holanda. A equipa publicou o guia para as normas ISO, com o título Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards, tendo por objetivo orientar acerca de como conduzir um estudo de ACV detalhadamente. O CML 2001 foi o primeiro método de AICV, sendo o mais usado nas pesquisas de ACV que abordam as categorias de impacte de midpoint (GUINÉE, 2001; MENDES *et al.*, 2015).

A metodologia CML 2001 foi produzida com diversas categorias de impactes orientados ao *midpoint* (PIEKARSKI, 2013). O método CML 2001 oferece ainda uma lista de categorias AICV, podendo ser distribuídas por três grupos distintos, sendo eles (TAKEDA, 2008):

- *Obrigatórios de impacte*: É o grupo que possui indicadores usados amplamente em outros estudos de ACV;

- *Impactes adicionais*: É o grupo que possui indicadores operacionais, mas de forma contrária não é utilizado amplamente em estudos de ACV;

- *Outras categorias de impacte*: É o grupo que não possui disponibilidade de indicadores operacionais, logo impossibilitando que haja a quantificação do impacte, desta forma, sendo inserido na ACV apenas de forma qualitativa.

A metodologia possui coeficientes de classificação de impacte previamente definidos individualmente para cada *midpoint* (ou categoria de impacte). Portanto, as emissões identificadas na etapa do ICV são traduzidas nestes coeficientes de impacte através do valor obtido entre o coeficiente de magnitude de impacte e a quantidade que é gerada no início do impacte.

As categorias de impacte abrangidas pelo CML também são utilizadas noutras metodologias de AICV, permitindo assim que haja comparações dos resultados deste método com os outros (ALVARENGA, 2010).

3.2.5 *Interpretação dos resultados da ACV*

Na quarta etapa, é a fase em que os resultados da ACV são reunidos, apresentados e interpretados. O IRACV visa atender o objetivo e o âmbito estabelecidos na fase inicial, considerando a sensibilidade das entradas e saídas do sistema, bem como a metodologia utilizada para se alcançar tais objetivos, desta forma, compreendendo melhor as incertezas subjacentes (SILVA, 2010b).

Os produtos gerados pelo ICV e pelo AICV permitem chegar à conclusão, demonstrando as limitações que impedem de alcançar os objetivos iniciais, contribuindo para melhorar e transpor as dificuldades a quem desejar realizar futuros estudos para a mesma fronteira definida. A Figura 7 ilustra a interação das etapas da ACV com a etapa de interpretação.

A interpretação de uma ACV passa por três fases, sendo elas: Identificação de questões significativas; Avaliação através de verificação da plenitude da informação relevante, sensibilidade, consistência e outras verificações; Conclusões, limitações e recomendações. A Tabela 2 elucida cada fase da IRACV.

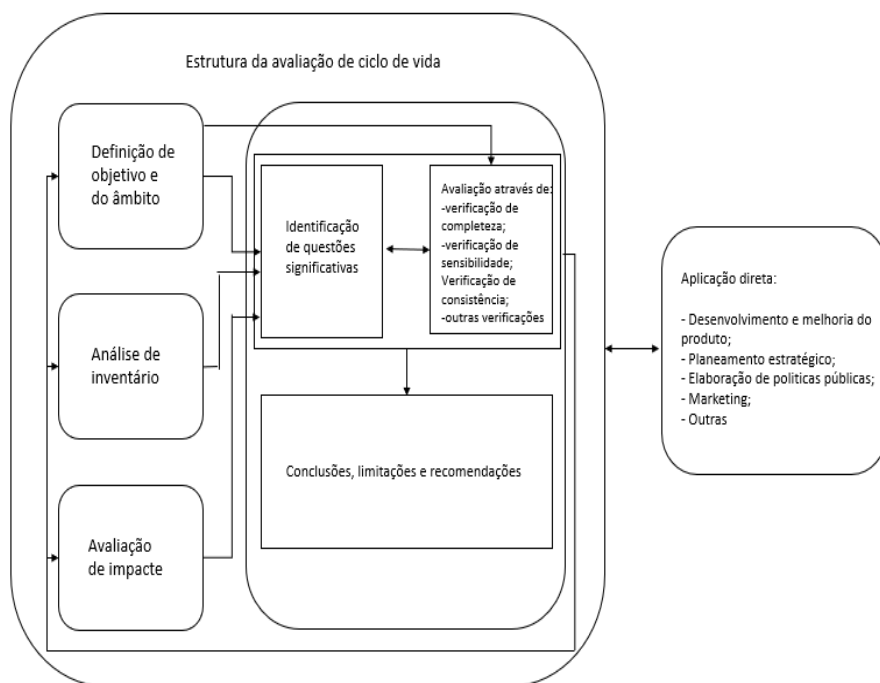


Figura 7 – Relação entre a fase de interpretação com as outras fases da ACV
Fonte: ISO 14044:2006

Tabela 2 – Fases que constituem a etapa de IRACV

| ETAPAS | | OBJETIVOS |
|--|-----------------------------------|--|
| Identificação de questões significativas | | Estruturar os resultados do ICV e/ou AICV, visando auxiliar a identificar as questões significativas, obedecendo ao que foi previamente definido no objetivo e âmbito, e, conseqüentemente, para o objeto de estudo. Deve abranger-se ainda as regras de alocação, decisões de corte, seleção de categorias de impacto, indicadores de categoria e modelos. |
| Avaliação através de verificação de: | Plenitude da informação relevante | Assegurar que todas as informações relevantes e necessárias para a interpretação estejam disponíveis e completas. Se qualquer informação relevante estiver ausente ou incompleta, convém que as etapas de ICV, AICV sejam revistas ou que a definição do objetivo e do âmbito sejam reajustados. Caso as informações que faltarem sejam vistas como desnecessárias, convém que os motivos estejam registrados. |
| | Sensibilidade | Avaliar a confiabilidade dos resultados finais e conclusões, determinando de que forma são afetados por incertezas, dos métodos de alocação ou cálculo dos resultados dos indicadores de categoria. Os resultados de sensibilidade e de incerteza devem ser incluídos, caso tenham sido feitas nas etapas de ICV e AICV. |
| | Consistência | Determinar se os pressupostos, métodos e dados são consistentes com o objetivo e o âmbito, gerando assim certo grau de confiança para os resultados. |
| Conclusões, limitações e recomendações | | Chegar a conclusões, encontrar as limitações e realizar as recomendações para o público-alvo, convém que isso seja feito de forma iterativa com as fases anteriores da interpretação do ciclo de vida. Caso as limitações encontradas sejam difíceis de serem transpostas, os objetivos iniciais acabam ficando impraticáveis, logo devem ser revistos em próximos estudos. |

Fonte: ISO 14044:2006

Como se pode notar, a ACV é um estudo complexo que abrange inúmeros dados e variáveis, logo é necessário que se trabalhe com auxílio de softwares, visando diminuir erros humanos na manipulação e análise dos dados. A secção que se segue descreve uma das diversas ferramentas para avaliar a ACV.

3.3 Ferramenta Computacional para Análise do Ciclo de Vida

Como se pode perceber pelas etapas da análise de ciclo de vida é muito importante que não haja erros ou que os mesmos sejam minimizados. Por se trabalhar com uma quantidade significativa de dados na etapa de ICV, recorrem-se a *softwares* para gerir e agilizar cálculos, além de auxiliar na visualização de todo o sistema, conseguindo uma melhor confiabilidade dos relatórios gerados pelos trabalhos de ACV.

Há uma dificuldade nos estudos de ACV já que um inventário de dados irá abranger um conjunto de outros inventários, elevando assim cada vez mais o volume de dados e o tempo de coleta (ZOLDAN, 2008). Porém, como os softwares já possuem bases de dados, atualizados com regularidade, fazendo com que não só essa problemática seja superada, como contribuindo para que os trabalhos futuros sigam as evoluções da ACV (RIBEIRO, 2009).

Entre os diversos *softwares* disponíveis no mercado, sejam eles gratuitos ou pagos, existe o *software GaBi*, desenvolvido pela empresa alemã Thinkstep. Possuindo uma base de dados de abrangência mundial, a versão profissional possui mais de 1200 processos no seu inventário pertencente a 15 bases de dados, já as versões *demo* e educacional são gratuitas, porém possuem uma base de dados mais restrita. Diversas empresas e indústrias no ramo de extração de petróleo, automotiva, entre outros fazem o uso deste *software*.

O *software GaBi* contempla recursos essenciais para criação de uma ACV, como a geração e distribuição de energia elétrica, combustíveis, transporte, disposição final de resíduos, entre outros aspetos (SILVA, 2012).

4 Materiais e métodos

Neste capítulo encontra-se a descrição das características do local em estudo, do tipo de tratamento realizado pela estação analisada com suas particularidades e da água residual recebida e tratada no sistema de estudo. Ainda são descritos, os parâmetros utilizados para elaboração da ACV, bem como descritos os cenários criados para uma análise comparativa.

4.1 Sistema de estudo

O sistema de estudo é constituído por duas Estações de Tratamento de Águas Residuais Urbanas ambas situadas no Norte de Portugal, designadas doravante por ETAR I e ETAR II. A Figura 8 ilustra a vista superior de ambos os sistemas de tratamento.



Figura 8 - Vista aérea das ETARs analisadas neste estudo, sendo: a) ETAR I; b) ETAR II
Fonte: Google Earth (2019)

O sistema em estudo está projetado para atender o equivalente de 361.096 habitantes no seu horizonte de projeto. Na atualidade são atendidos o equivalente populacional (E.P.) de 100.800 habitantes pela ETAR I, e E.P. 170.513 habitantes por ETAR II, a água tratada é lançada respectivamente nos rios Selho e Ave. Está ainda previsto a construção da ETAR III que terá uma capacidade para atender mais 89.783 habitantes equivalentes, não estando ainda definido qual será o rio que receberá a água tratada.

Em ambas ETARs existem as linhas de tratamento líquida e sólida, não contando com a linha gasosa, que são em seguida descritas com mais detalhe, mas como possuem tanques abertos para atmosfera acaba havendo libertação de gases, porém como conta com

tratamentos aeróbios com zonas anóxicas na etapa secundária, essa emissão acaba sendo menor, já as lamas são desidratadas e ocorre o devido destino.

I. Linha líquida

O início da linha líquida é a mesma para ambas as ETARs, integrando uma caixa de chegada, seguido de uma estação elevatória constituída por 2 parafusos de Arquimedes, que usualmente funcionam em paralelo e um terceiro de reserva. Em seguida a água segue para o tratamento preliminar (Figura 9) que consiste numa gradagem e tamisagem de tambor rotativo de malha 5 mm e num tanque de desarenamento/desengorduramento de 316 m³. Após essas operações, ocorre a repartição dos caudais para cada ETAR proporcionalmente à sua capacidade de tratamento.

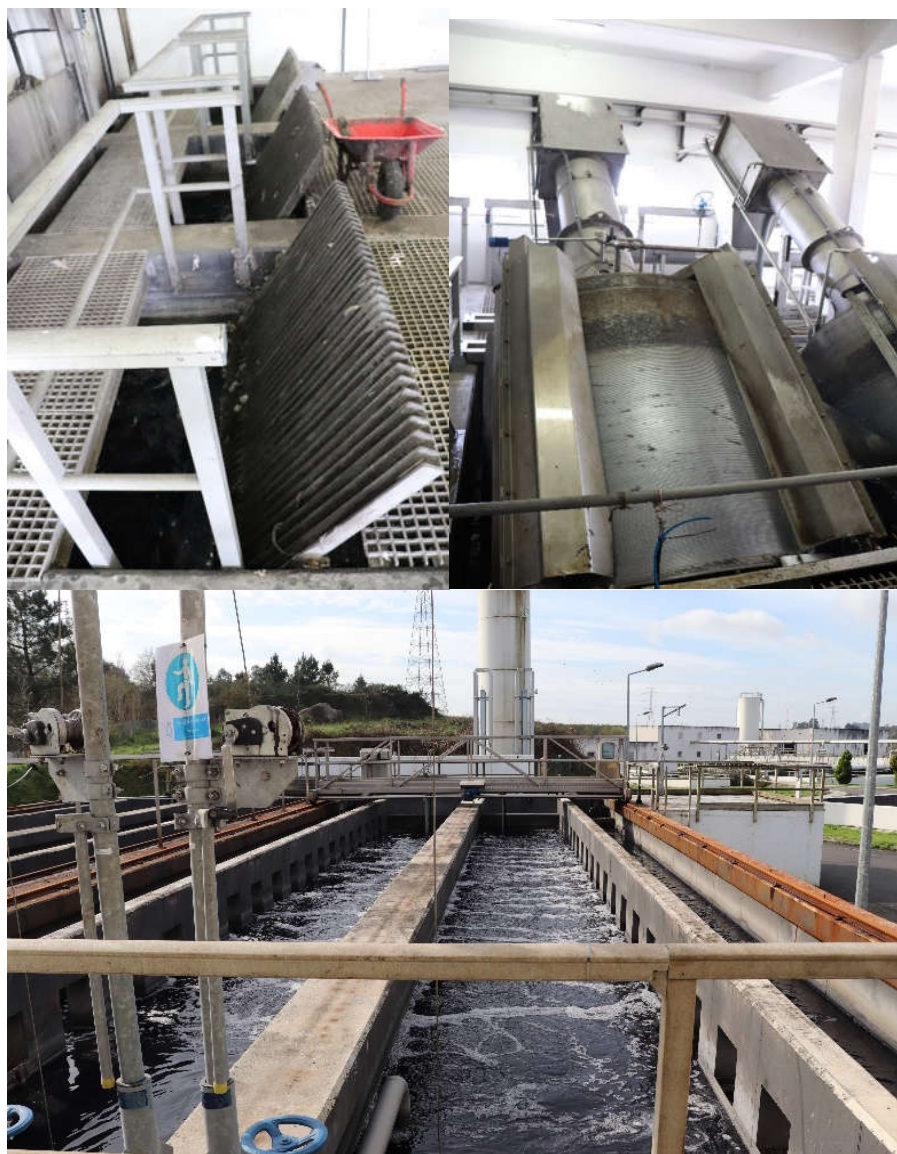


Figura 9 – Pormenores do tratamento preliminar das ETARs I e II. Gradagem e tamisagem (em cima) e desarenamento e desengorduramento (em baixo)

Na fase pós-repartição de caudal, a água residual segue dois tipos distintos de tratamento. Na ETAR I, a água segue para um tanque de neutralização, no qual se recorre à injeção CO_2 e de um agente químico para remoção de cor num tanque de 57 m^3 , seguindo para a etapa de tratamento biológico por lamas ativadas, que envolve um reator biológico de 3.876 m^3 e um decantador secundário de 1.100 m^3 , sendo válido salientar que no reator dessa etapa, por haver zonas anóxicas, há a remoção de azoto pelo tratamento biológico, como ilustrado pela Figura 10.

Após essa etapa, a água ainda passa por uma afinação (tratamento terciário) que consiste num processo físico-químico, com adição de reagente de remoção de cor e polieletrólito, e por um filtro de areia. Todavia, como o efluente secundário tem a qualidade para ser encaminhado para o corpo hídrico, na etapa terciária apenas está ativa a filtração. As principais etapas podem ser vistas respectivamente na Figura 11.



Figura 10 – Tratamento secundário ETAR I



Figura 11 – Tratamento terciário ETAR I

Na ETAR II, o tratamento primário também envolve a correção do pH por meio do uso de CO_2 , o processo ocorre através de grelhas difusoras no tanque de neutralização com volume de 398 m^3 , diferentemente da ETAR I, a adição do agente de remoção de cor não ocorre nesta etapa, sendo injetado a entrada do tratamento biológico. O tratamento

secundário é conduzido por um sistema de reator tipo carrossel que possui zonas com arejamento e zonas sem arejamento com capacidade de 15.120 m³ e com decantadores secundários circulares tendo com volume total de 2.138 m³ (Figura 12). O tratamento terciário ocorre por meio de coagulação/floculação, havendo uma câmara de mistura rápida e quatro câmaras de floculação, seguido de decantadores retangulares, Figura 13. Como na ETAR anterior, o efluente secundário tem igualmente qualidade para ser encaminhado para o corpo hídrico diretamente, contudo o efluente ainda passa pelo filtro de areia do tratamento terciário.



Figura 12 – Tratamento secundário ETAR II



Figura 13 – Tratamento Terciário ETAR II

II. Linha sólida

Nas ETARs I e II, as lamas que são extraídas dos decantadores secundários são sujeitas a processos de desidratação, envolvendo numa primeira etapa de espessamento efetuado em mesas de espessamento (Figura 14), numa segunda etapa uma centrifugação

com recurso a centrífugas de elevado desempenho. Finalmente, as lamas são submetidas a um processo de estabilização química por meio de adição de cal (Figura 15) e assim são destinadas para armazenamento em dois silos de 150 m³ (Figura 15) e, posteriormente, encaminhadas para processo de compostagem noutra cidade.



Figura 14 – Mesa de espessamento e centrífuga de desidratação



Figura 15 - Estabilização química e silo de armazenamento das lamas

4.2 Unidade funcional e fronteira do sistema

A unidade funcional escolhida e utilizada no presente trabalho foi 1 m³ de água residual que entra no sistema completo da ETAR (ETAR I e II) por dia como utilizado noutros trabalhos já realizados sobre este tema (GARRIDO-BASERBA *et al.*, 2014; PASQUALINO *et al.*, 2009), possibilitando, desta forma, uma comparação dos resultados com outros estudos.

A escolha da fronteira do sistema para as ETARs foi determinada com base nos dados recolhidos levando em conta o objetivo estabelecido na primeira fase da ACV, logo foram excluídas as características da etapa de construção, recolha e transporte da água residual. A fronteira do sistema inclui a etapa de chegada do efluente na ETAR até à fase de descarga da água residual tratada no corpo hídrico recetor. No intervalo destes processos, integrou-se outras atividades complementares para o cálculo dos impactes, abrangendo energia elétrica, produção e transporte de químicos, emissões para o ar, água e solo durante os tratamentos, geração e transporte das lamas.

Para uma melhor análise dos impactes causados pelas ETARs, foi decidido realizar

análises da linha líquida e sólida de forma separada, possibilitando quantificar separadamente qual das linhas de tratamento apresenta maior impacto. A Figura 16 mostra ambas as linhas da ETAR I e a Figura 17 as linhas da ETAR II.

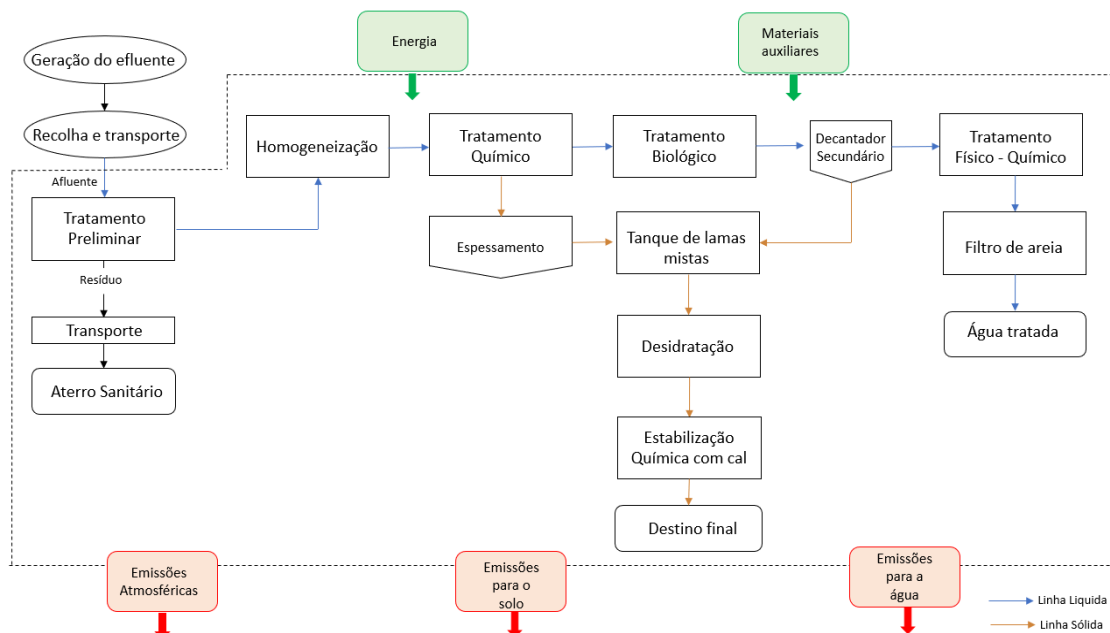


Figura 16 – Fronteira do sistema de ETAR I
Fonte: Adaptado de Tratave (2012)

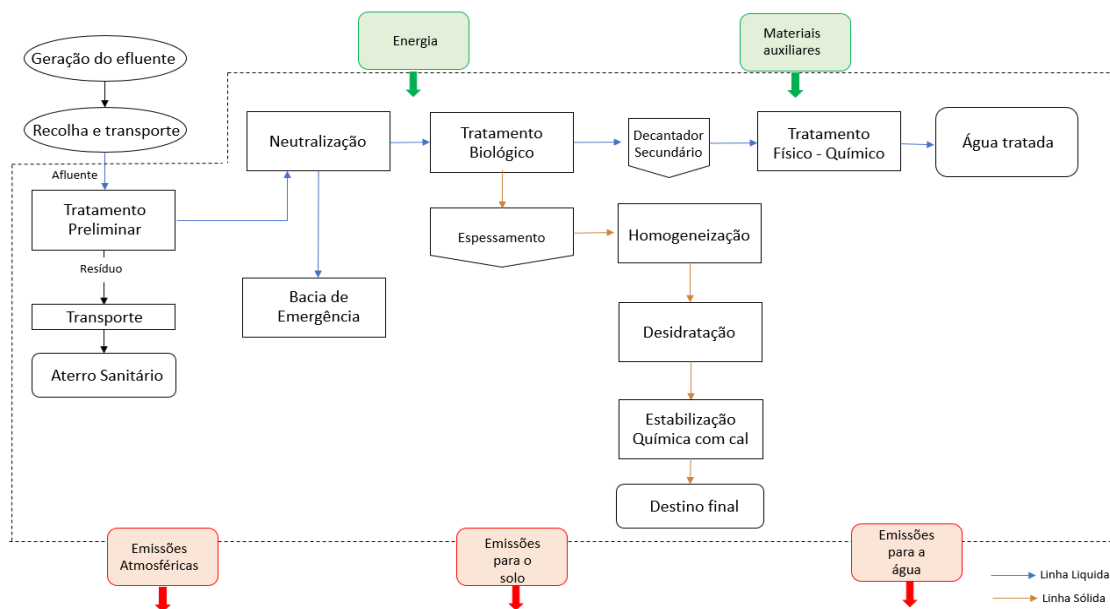


Figura 17 - Fronteira do sistema de ETAR II
Fonte: Adaptado de Tratave (2012)

4.3 Inventário do ciclo de vida

A recolha de dados/informação foi realizada através da elaboração prévia de fichas de inventário (em formato Excel) para recolha de informação primária, consulta de base de

dados e de literatura para recolha de dados secundários e ainda através da audição de especialistas. A construção do modelo de análise de ciclo de vida, em conjunto com os cálculos de impactes, foram inseridos no software GaBi 6.0 Professional. Certas emissões pertencentes a ETAR em estudo, não foram medidas diretamente no local, pela sua elevada complexidade de medição (e.g. emissões gasosas nos tanques abertos). Para suprir estas lacunas recorreu-se a modelos de emissões gasosas para tratamento biológico de efluente de ETAR, encontrados na literatura para a situação em estudo, onde não é possível a medição das emissões gasosas geradas nos tanques de tratamento, possibilitando apenas a mensuração, de entre os modelos que se pode utilizar, foi usado o da EPA (2010).

4.3.1 Processos utilizados pelo software GaBi na elaboração desta AICV

Neste tópico há a descrição de alguns processos já pré-estabelecidos da base de dados do software GaBi utilizados para modelar a presente ACV, em conjunto com a explicação das informações utilizadas dentro de cada processo.

Utilização de químicos

Por se tratar de um efluente com grande contribuição de caudal da indústria têxtil, ele traz consigo uma elevada taxa de sólidos e diversos outros rejeitos. Para se obter um efluente final com elevada qualidade é necessário aplicar tecnologias que permitam a remoção desse material. Ambas as ETARs fazem uso de coagulante químico na linha líquida, sendo eles: na ETAR I, cloreto de polidialildimetilamónio na concentração de 10-50% em conjunto com cloreto de alumínio com 17,5%; na ETAR II, utiliza-se cloreto de polidialildimetilamónio na concentração de 25-75%. Contudo, como o afluente chega com um pH elevado, não sendo o ideal para remoção de matéria orgânica, há a injeção de CO₂ visando a diminuição do pH.

O produto químico utilizado na linha sólida é a poliacrilamida catiónico, composto químico com capacidade de absorver água, sendo assim aplicado nas lammas, visando diminuir a humidade delas. Durante a elaboração do trabalho houve dificuldades para inserção desse químico na ACV, visto que a base de dados não abrangia o mesmo, contudo recorreu-se ao composto acrilonitrila, visto que este composto tem elevada participação na composição da poliacrilamida (HOSPIDO *et al.*, 2005).

Energia Elétrica

Para realização do balanço energético do sistema, foram utilizados os dados fornecidos pela empresa de tratamento, onde se encontrava os consumos exigidos pelos equipamentos. Visando uma melhor avaliação de impactes ambientais associados à produção

de energia elétrica foi utilizado o mix energético disponível no próprio software GaBi 6.0 Professional, onde foi selecionado o fluxo do mix energético de Portugal para o ano de 2015. A Figura 18 descreve o contributo relativo das diferentes fontes para produção de energia elétrica em Portugal, no ano em questão, sendo gerado tal energia a partir da queima de combustíveis fósseis, biogás, biomassa e energia eólica, fotovoltaica e hídrica. Deste valor total produzido, há 14% proveniente de outros países.

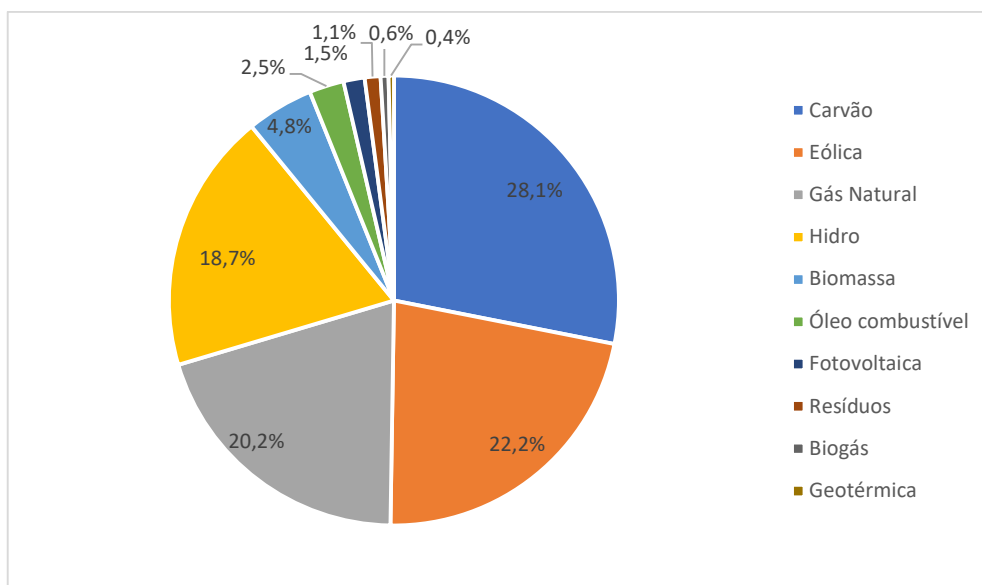


Figura 18 – Mix energético de Portugal em 2015
Fonte: Base de dados do Software Gabi

Transporte

Os dados disponibilizados dos transportes tanto dos químicos, quanto das lamas, foram utilizados considerando uma frota de camiões com carga útil de 5 toneladas para os resíduos da etapa preliminar, 22 toneladas para o CO₂ e 24,7 toneladas para os químicos e lamas. Ambos os transportes utilizam como combustível o diesel, processo no qual o GaBi contempla todos os dados da cadeia de processo dele, os dados tinham como denominação “EU-28: Diesel mix at refinery ts”.

4.3.2 Características do desempenho de tratamento das ETAR I e II

As informações utilizadas a seguir, são médias diárias dos anos de 2017 e 2018.

Linha líquida

A ETAR como um todo recebe um caudal médio de 30.670 m³/dia, havendo análises na entrada e na saída da água residual, a Tabela 3 apresenta os dados resumidos da situação em estudo de ETAR I e a Tabela 4 apresenta os dados de ETAR II.

Tabela 3 – Dados da caracterização do efluente de ETAR I

| Parâmetro | Concentração (g.m ⁻³) | | Eficiência de tratamento (%) |
|--|-----------------------------------|-------|------------------------------|
| | Entrada | Saída | |
| pH | 8,6 | 8,18 | - |
| CQO (mg O ₂ .L ⁻¹) | 953,66 | 71,67 | 92% |
| CBO5 (mg O ₂ .L ⁻¹) | 333,63 | 10,02 | 97% |
| SST (mg.L ⁻¹) | 331,53 | 17,42 | 95% |
| Azoto (mg.L ⁻¹) | 59,30 | 7,722 | 87% |
| Fósforo (mg.L ⁻¹) | 7,68 | 2,405 | 69% |
| Cor (Varrim) | 23,95 | 9,228 | 61% |

Fonte: Adaptado de Tratave (2019)

Tabela 4 – Dados da caracterização do efluente de ETAR II

| Parâmetro | Concentração (g.m ⁻³) | | Eficiência de tratamento (%) |
|--|-----------------------------------|-------|------------------------------|
| | Entrada | Saída | |
| pH | 8,6 | 8,18 | - |
| CQO (mg O ₂ .L ⁻¹) | 953,66 | 79,09 | 92% |
| CBO5 (mg O ₂ .L ⁻¹) | 333,63 | 10,26 | 97% |
| SST (mg.L ⁻¹) | 331,53 | 17,45 | 95% |
| Azoto (mg.L ⁻¹) | 59,31 | 6,42 | 89% |
| Fósforo (mg.L ⁻¹) | 7,68 | 2,5 | 67% |
| Cor (Varrim) | 23,95 | 8,74 | 64% |

Fonte: Adaptado de Tratave (2019)

Na etapa preliminar, há remoção dos sólidos grosseiros pela gradagem e tamisagem, além da remoção de areias e gorduras no desarenador/desengordurador. Todo esse resíduo gerado é levado para aterros sanitários, sendo contabilizado o impacto pelo destino final deste resíduo. Nessa etapa, há apenas inputs do efluente e energia elétrica, o output é a saída do efluente a partir da repartição do caudal proporcional para cada ETAR.

Para o controle do pH do efluente para uma faixa adequada de degradação da matéria orgânica pelos microrganismos do tratamento secundário, ambas ETARs em estudo procedem à adição de CO₂ líquido. Como o CO₂ tem uma boa interação com o efluente, não havendo borbulhamento do mesmo, pode desprezar-se a contribuição da emissão de dióxido de carbono para o ar neste processo. A partir desta etapa já ocorre pequenas diferenciações entre as ETARs, destacando-se a adição do agente de remoção de cor (cloreto de polidialildimetilamônio) em momentos distintos, na ETAR I é adicionado na água residual, logo após adição de CO₂ (etapa de neutralização), enquanto na ETAR II há adição na entrada do reator biológico (tratamento secundário).

No tratamento secundário, a diferença ocorre no tipo de reator biológico. A ETAR I, é constituída por reator de lamelas ativadas do tipo CSTR com agitação mecânica, contendo zonas anóxicas. A ETAR II integra igualmente um sistema de lamelas ativadas, porém o reator

biológico consiste num reator tipo carrossel, tendo zonas arejadas por difusores e outras zonas do mesmo reator sem arejamento. Nessa etapa é onde ocorre maior atividade de decomposição da matéria orgânica, sendo assim um ponto importante para se estudar, já que os tanques são abertos para atmosfera, portanto há quantidade significativas de emissões gasosas, que devem ser contabilizadas na ACV.

Como há dificuldades para se mensurar diretamente essas emissões, é preciso recorrer a modelos matemáticos disponíveis na literatura, com o modelo de produção e libertação biogénica da EPA (2010) para os gases CO₂, CH₄ e N₂O no tratamento biológico, portanto, foram considerados somente tais gases para elaboração dos cálculos. Outro motivo para o uso desse modelo foi a sua baixa complexidade, uma vez que as variáveis exigidas são conhecidas, facilitando assim sua quantificação indireta, tais equações são:

| | |
|--|-----|
| $\text{CO}_2 = 10^{-6} \times Q_{\text{ww}} \times \text{COD} \times \text{Eff}_{\text{OD}} \times \text{CF}_{\text{CO}_2} \times [(1 - \text{MCF}_s \times \text{BG}_{\text{CH}_4}) (1 - \lambda)]$ | (7) |
| $\text{CH}_4 = 10^{-6} \times Q_{\text{ww}} \times \text{COD} \times \text{Eff}_{\text{OD}} \times \text{CF}_{\text{CH}_4} \times [(1 - \text{MCF}_s \times \text{BG}_{\text{CH}_4}) (1 - \lambda)]$ | (8) |
| $\text{N}_2\text{O} = Q_{\text{ww}} \times \text{Nt} \times \text{EF}_{\text{N}_2\text{O}} \times \frac{44}{28} \times 10^{-6}$ | (9) |

Onde:

CO₂ = Emissões de CO₂ (Mg CO₂.h⁻¹);

CH₄ = Emissões de CH₄ (Mg CH₄.h⁻¹);

N₂O = Emissões de N₂O (Mg CH₄.h⁻¹);

10⁻⁶ = fator de conversão de unidades (Mg.g⁻¹);

Q_{ww} = Caudal das águas residuais (m³.h⁻¹);

CBO₅ = Carência de oxigénio de águas residuais influentes para a unidade de tratamento biológico determinado como CBO₅ ou CQO (mg.L⁻¹ = g.m⁻³);

Eff_{OD} = Eficiência de remoção da carência de oxigénio da unidade de tratamento biológico;

CF_{CO₂} = Fator de conversão para geração máxima de CO₂ por unidade de carência de oxigénio = $\frac{44}{32} = 1,375$ g de CO₂.g⁻¹ de carência de oxigénio;

CF_{CH₄} = fator de conversão da geração máxima de CH₄ por unidade de carência de oxigénio $\frac{16}{32} = 0,5$ g CH₄.g⁻¹ carência por oxigénio;

MCF_s = fator de correção do metano para a unidade de tratamento biológico. Representa a fração da carência de oxigénio afluente convertida de forma anaeróbia (0,35 - adotado);

BG_{CH₄} = Fração de carbono como CH₄ no biogás gerado (o padrão é 0,65);

Nt = Quantidade de azoto total na água residual de entrada;

EF_{N₂O} = Fator de emissão de N₂O (g N emitido como N₂O por g Nt em influente) = 0,0050 g de N emitido como N₂O / g Nt (Chandran, 2010);

$\frac{44}{28}$ = Conversão de peso molecular, g N₂O / g N emitido como N₂O;

λ = Rendimento de biomassa (g C a biomassa / g C consumido no tratamento de águas residuais processo).

Na Tabela 5 estão apresentados os *inputs* do sistema para o tratamento secundário, levando em conta o caudal de entrada e os *outputs* (emissões dos gases) produzidos pelos microrganismos presentes nos reatores.

Tabela 5 – ICV do tratamento secundário da linha líquida

| ETAR I | | | ETAR II | | |
|---|-----------------------------------|----------|---|-----------------------------------|----------|
| Input do tratamento secundário | | | Input do tratamento secundário | | |
| Variável | Unidade | Valor | Variável | Unidade | Valor |
| Q _{ww} | m ³ .dia ⁻¹ | 0,34 | Q _{ww} | m ³ .dia ⁻¹ | 0,66 |
| CBO ₅ | mg.L ⁻¹ | 333,63 | CBO ₅ | mg.L ⁻¹ | 333,63 |
| Eff _{OD} | % | 97,00 | Eff _{OD} | % | 97,00 |
| N _t | kg.m ³ | 59,31 | N _t | kg.m ³ | 59,31 |
| Output dos gases do tratamento secundário | | | Output dos gases do tratamento secundário | | |
| Variável | Emissão gasosa | | Variável | Emissão gasosa | |
| | Unidade | Valor | | Unidade | Valor |
| CO ₂ biogénico | kg.dia ⁻¹ | 5,36 | CO ₂ biogénico | kg.dia ⁻¹ | 10,22 |
| CH ₄ biogénico | | 1,95 | CH ₄ biogénico | | 3,72 |
| N ₂ O | | 1,60E-04 | N ₂ O | | 3,06E-04 |

Na Tabela 6 estão apresentados os *inputs* do sistema para o seu funcionamento, levando em conta os produtos químicos e os transporte tanto dos insumos, quanto dos rejeitos de ambas ETARs, considerando o trajeto de ida e volta dos camiões, além da quantidade de energia elétrica exigida em cada etapa.

Tabela 6 – ICV dos *inputs* para realização do tratamento

| | Variável | Unidade | ETAR I | ETAR II |
|------------------------------|----------------------------|--------------------|----------|----------|
| | | | Valor | |
| Tratamento Preliminar | Energia elétrica | MJ.m ⁻³ | 2,55E-02 | |
| | Rejeitos | kg.m ⁻³ | 1,22E-01 | |
| | Transporte | km | 74,00 | |
| Tratamento Primário | Energia elétrica | MJ.m ⁻³ | 8,92E-02 | 4,03E-06 |
| | CO ₂ | kg.m ⁻³ | 201,00 | 384,00 |
| | Transporte CO ₂ | km | 84,00 | 84,00 |
| | Reagente de remoção de cor | kg.m ⁻³ | 7,78E-03 | - |
| | Transporte de reagente | km | 80,00 | - |
| Tratamento Secundário | Energia elétrica | MJ.m ⁻³ | 7,48E-01 | 2,77E-01 |
| | Reagente de remoção de cor | kg.m ⁻³ | - | 1,53E-02 |
| | Transporte de reagente | km | - | 40,00 |

Fonte: Adaptado de Tratave (2019)

Linha sólida

A ETAR I gera um volume médio diário de lamas mistas de 17.981 kg proveniente da linha líquida, enquanto a ETAR II produz uma quantidade maior, cerca de 34.331 kg.dia⁻¹.

Para a realização do tratamento das lamas faz-se uso de óxido de cálcio (CaO) para neutralizar o pH e do polímero de desidratação poliacrilamida catiônica. Estes processos são adotados em ambas ETARs. Na Tabela 7 são apresentados os dados obtidos para o ICV da linha sólida, onde ocorre o armazenamento temporário e posterior destino final das lamas tratadas para compostagem, contudo tais impactos desta atividade não foram contabilizados.

Tabela 7 – ICV da linha sólida

| Variável | Unidade | ETAR I | ETAR II |
|--|---------------------|----------|----------|
| | | Valor | |
| Energia elétrica | MJ.kg ⁻¹ | 9,69E-02 | 1,53E-02 |
| Óxido de cálcio (CaO) | kg | 241,40 | 458,30 |
| Transporte de CaO | km | 526,00 | 526,00 |
| Poliacrilamida catiônica | kg | 43,30 | 82,96 |
| Transporte de poliacrilamida catiônica | km | 80,00 | 80,00 |
| Lamas tratadas | kg | 52312 | |
| Transporte das lamas tratadas | km | 660 | |

Fonte: Adaptado de Tratave (2019)

As ETAR I e II contam ainda com análises das lamas pós-tratamento, já que é preciso conhecer a sua composição, para assim se definir o melhor destino final possível, minimizando os impactos negativos da sua aplicação no terreno. O Anexo II detalha as características das lamas.

4.4 Definição de Cenários

Neste trabalho foram estimados impactos gerados em diferentes cenários para as ETARs em estudo, procurando contrastar diferentes opções na gestão da estação de tratamento. Esta avaliação de cenários é útil para futuras melhorias e manutenções da ETAR, fazendo com que se consiga alinhar ganhos, tanto ambientais como de eficiência de tratamento, e, ainda, abrindo a possibilidade de procura de tecnologias emergentes com custos inferiores, normalmente técnicas poucas vezes estudadas ou poucas vezes utilizadas, mas com potencial elevado de trazer diminuições dos impactos ambientais das ETARs.

4.4.1 Descarga da água residual sem tratamento no corpo hídrico

Visando obter um comparativo entre as vantagens e as desvantagens que uma estação de tratamento de águas residuais pode vir a trazer para o ambiente, foi escolhido assumir a descarga direta do efluente no corpo hídrico recetor. Este cenário exclui da equação os impactos relacionados com a produção e transporte de produtos químicos e lamas, além do consumo elétrico da ETAR, entre outros fatores.

Com isso, é possível ilustrar as consequências geradas para o meio hídrico recetor

quando não tratado o efluente, esses dados de impactes ambientais se mostrariam úteis para locais onde não se tem um tratamento, pois com eles se tem o potencial de demonstrar os problemas causados pela falta de saneamento (GRAHAM e POLIZZOTTO, 2013; MCGRANAHAN, 2015; VÁSQUEZ e ALICEA-PLANAS, 2018).

4.4.2 Tratamento do efluente e aplicação direta da lama no solo como fertilizante

Outro cenário que se mostra importante a ser estudado é o destino das lamas que pode ter diversos fins, como: queima para produção de energia, compostagem, adubo para agricultura e deposição em aterros (KELESSIDIS e STASINAKIS, 2012; PANEPINTO *et al.*, 2016; TARPANI e AZAPAGIC, 2018). Atualmente, a lama das duas ETARs é transportada para uma central de compostagem para posterior utilização na agricultura.

Para elaboração deste cenário foi utilizado apenas o destino direto para aplicação no solo, excluindo a etapa de compostagem. Contudo, há o tratamento com auxílio da calagem dentro da própria ETAR, sendo esse processo contabilizado nos cálculos dos impactes. O propósito de avaliar este cenário foi criar a possibilidade de se abranger a aplicação das lamas como fertilizantes, pois os metais pesados tendem a acumular-se nas lamas, fazendo com que impacte diretamente o ambiente quando usada no solo (TARPANI e AZAPAGIC, 2018).

4.4.3 Utilização de Tanfloc como coagulante

Outro cenário que se mostra necessário estudar são os impactes ligados aos produtos químicos utilizados nas ETARs. As estações de tratamento em estudo recorrem a produtos químicos com elevada carga de impacte ambiental negativo, contudo a utilização dos mesmos é necessária devido a fatores relacionados com as características do efluente, custos e eficiência de tratamento.

O Tanfloc é um polímero orgânico, de origem vegetal de fácil decomposição, que atua como coagulante e também floculante (NICOLAU *et al.*, 2018; MANGRICH *et al.*, 2014; PEDROSO *et al.*, 2012).

Para descrever a características deste cenário é importante ressaltar as condições utilizadas no estudo. O Tanfloc por ser um coagulante quase que na sua globalidade de origem vegetal e renovável a etapa da extração da matéria-prima e do beneficiamento para a criação do produto foi excluída da análise realizada.

Segundo a empresa fabricante TANAC, o Tanfloc possui a capacidade de agir neutralizando as cargas das partículas coloidais e contribuir para a formação de pontes entre as partículas que as levam a sedimentar. Além disso, o coagulante não muda o pH do efluente, já que não consome a alcalinidade do meio onde é aplicado, tendo o seu intervalo de trabalho

ideal para o pH de 4,5 a 8,0. Outra característica destacada pela empresa é o custo do produto que é maior do que o de outros coagulantes do mercado comumente usados, contudo a mesma salienta que o produto se destaca pelo seu poder de floculação e por não precisar de corretores de pH para a sua boa eficiência, sendo assim a ETAR não necessitará fazer uso de outros produtos químicos.

Em trabalhos disponíveis na literatura, o Tanfloc foi utilizado como agente coagulante para tratamento de efluentes de diversas origens com o objetivo de remover a cor e turbidez. No estudo realizado por Lima Vaz *et al.* (2010), para o efluente de galvanoplastia, encontrou-se no tempo de sedimentação de 50 minutos a eficiência de remoção de cor em 96,77% e de turbidez 99,38%, quando usado o Tanfloc na concentração de 400 ppm. No trabalho de Cruz (2004), foi aplicado o Tanfloc em águas residuais de lavanderias, o resultado encontrado em 2 horas de sedimentação foi de 95,80% de remoção de cor para uma concentração de 166 ppm, porém foi preciso a correção inicial do pH, por conta das características fora do intervalo ideal de trabalho do coagulante, sendo assim um caso especial para o tratamento utilizando o composto.

Para elaboração deste cenário, foi excluído o transporte do Tanfloc da origem da empresa que se encontra no estado do Rio Grande do Sul – Brasil. Portanto, o cenário parte do princípio de o produto pode ser obtido em território português, mais especificamente na região industrial atual onde se comercializa os produtos químicos já utilizados na estação atual. O transporte utilizado nesta situação seria o mesmo dos produtos atuais usados pela ETAR, visto que se trata de uma matéria-prima extraída de uma árvore, da qual poderia ter capacidade de crescer no clima do mediterrâneo.

Além desta variável estipulada, seria preciso o estudo da eficiência de remoção dos poluentes do efluentes, normalmente realizado com ajuda da metodologia de *jar-test*, caso se mostrasse eficiente e eficaz, a ETAR poderia realizar a troca do coagulante atual DEEDMAC em conjunto com a aplicação de CO₂, pelo uso somente do Tanfloc ou retirada completa de DEEDMAC e diminuição da injeção de CO₂ na água residual.

4.5 Avaliação do Impacte do Ciclo de Vida

Neste tópico estão dispostas as categorias de impactes estudadas para o tratamento de águas residuais interligando o ICV com essas categorias. Para o estudo deste sistema de estudo selecionaram-se os potenciais de aquecimento global, eutrofização, acidificação e toxicidade (humana e ecotoxicidade).

O método escolhido de análise de impactes foi o CML 01. A explicação desta metodologia está descrita no Capítulo 3.2.3. A Tabela 8 ilustra os fluxos que impactam cada

categoria, pelos quais é possível a mensuração dos impactos gerados pelas atividades da ETAR, energia elétrica, produção e transporte dos químicos, e transporte das lamas e dos rejeitos.

Tabela 8 – Caracterização e classificação das emissões gasosas, líquidas e sólidas

| Categoria de impacto | | Classificação | Emissão |
|----------------------|---|---|---------|
| PAG | Potencial de Aquecimento Global | CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O | Ar |
| PE | Potencial de Eutrofização | N, P, CQO | Água |
| | | N, P | Solo |
| | | N ₂ O, NO _x , NH ₃ | Ar |
| PA | Potencial de Acidificação | N ₂ O, NO _x , NH ₃ , H ₂ S | Ar |
| PTH | Potencial de Toxicidade Humana | NO _x , SO ₂ , HAP, PM _{2,5} , NH ₃ , H ₂ S | Ar |
| | | Cr, Hg, Cu, Cd, Pb, Zn, Ni | Solo |
| PET | Potencial de Ecotoxicidade Terrestre | HAP | Ar |
| | | Cr, Hg, Cu, Cd, Pb, Zn, Ni | Solo |
| PEAD | Potencial de Ecotoxicidade de Água Doce | HAP | Ar |
| | | Cr, Hg, Cu, Cd, Pb, Zn, Ni | Solo |

Os fatores de impacto ambiental de cada poluente para cada uma das categorias, encontram-se disponíveis no Anexo I.

4.6 Interpretação dos resultados e oportunidades de melhorias

Na última fase da ACV, foram avaliados os dados obtidos e comparados com outros trabalhos semelhantes para que assim fosse possível analisar criticamente os resultados. Paralelamente, foi possível simular alguns cenários. De forma geral, a IRCV permitiu identificar os principais *hotspots* e sugerir recomendações para futuros trabalhos. Apesar de não ter sido feito um inventário que abrangesse aspetos económicos da ETAR, logo impossibilitando a realização de uma análise dessa área em específico, ainda assim foi possível acrescentar posteriormente esta análise para o enriquecimento do estudo.

5 Resultados e Discussão

Neste capítulo são apresentados os principais resultados da realização da ACV aplicada às duas ETARs, referentes às categorias de potencial de aquecimento global (PAG), potencial de eutrofização (PE), potencial de acidificação (PA), potencial de toxicidade humana (PTH), ecotoxicidade terrestre (PET) e ecotoxicidade água doce (PEAD).

5.1 Impacte global do sistema de tratamento

A Figura 19 apresenta a contribuição relativa aos vários processos para as diferentes categorias de impacte estudadas, tendo por base o sistema completo de tratamento, isto é, ETAR I e ETAR II.

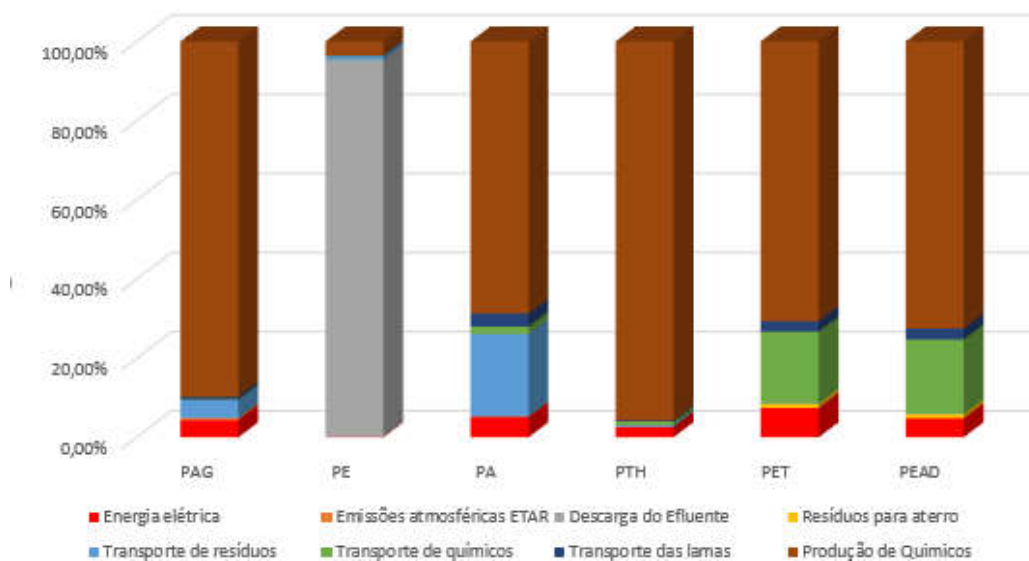


Figura 19 – Contribuição relativa dos vários processos para as diferentes categorias de impacte estudadas para o sistema de tratamento

Os resultados encontrados permitem mostrar que a produção de químicos é a etapa que globalmente mais impacta o ambiente com uma contribuição de 89,7%, 68,7%, 95,8%, 70,6% e 72,5%, nas categorias de PAG, PA, PET e PEAD, respetivamente. Para a categoria PE, a descarga de água tratada assume-se como o fluxo mais relevante, com uma contribuição superior a 95%.

Como pode ser visto, há uma elevada contribuição da produção de químicos em praticamente todas as categorias estudadas, sendo um fator de difícil mudança nesta ETAR atualmente, uma vez que o tratamento adotado assenta no uso de produtos químicos, sendo necessário realizar estudos que envolvam tecnologias e/ou produtos diferentes, alternativos, que causem menores impactes, sem que afete de forma negativa, a qualidade do tratamento do sistema.

5.2 Potencial de aquecimento global

Para esta categoria de impacto ambiental foi encontrado o valor de 1,87 kg CO₂ eq. para ETAR I e 3,56 kg CO₂ eq. para ETAR II, sendo o principal gerador dessas emissões de GEE a etapa de produção dos químicos.

Além da contribuição da produção dos químicos, ressalta-se ainda o impacto gerado pela produção de energia elétrica utilizada pelas ETARs, com uma magnitude de 0,2351 kg CO₂ eq., e representando uma contribuição relativa de 4,33% para o PAG. Esta contribuição é similar em ambas as ETARs, estando associada emissão de 0,0808 kg CO₂ eq. na ETAR I e 0,1543 kg CO₂ eq. na ETAR II.

Outro contribuidor para esta categoria surge associado ao destino final das lamas, pois dependendo do destino escolhido para as mesmas, o impacto pode ser mais ou menos significativo, como visto por outros estudos disponíveis na literatura (MARGUTI *et al.*, 2018; SHIU *et al.*, 2017). Para o presente trabalho não foi contabilizado os valores de impactos para compostagem com aplicação posterior como adubo, já que este processo foi excluído da ACV.

Em trabalhos dos quais realizaram o estudo da ACV para ETARs similares às estudadas neste trabalho foram obtidos valores 1,5 vezes inferiores, devido principalmente às características do efluente tratado, uma vez que as condições do efluente de saída apresentarem valores superiores em comparação ao realizado pela ETAR em estudo. Fazendo com que se necessitasse de menos recursos, logo impactando menos. Contudo, é visto que a ETAR I e II, ainda assim realizam um tratamento melhor e com valores próximos com outras estações (LOPES *et al.*, 2020).

5.3 Potencial de eutrofização

A eutrofização resulta essencialmente da descarga da água residual tratada no corpo hídrico receptor, pois, apesar do tratamento, a presença de fósforo e azoto na água residual tratada pode vir a contribuir para uma possível degradação do meio hídrico.

Após a aplicação do método de ACV, foi visto que o sistema possui um PE de 0,015 kg PO₄³⁻ eq. na ETAR I e 0,029 kg PO₄³⁻ eq na ETAR II. Somando o impacto de ambas as ETARs, temos valores ligeiramente inferiores aos reportados por outros autores para sistemas de tratamento que fizeram uso de diferentes mecanismos de tratamento secundário como: lagoa de estabilização (0,046 kg PO₄³⁻ eq) e UASB, seguido de uma lagoa de estabilização (0,051 kg PO₄³⁻ eq). Todavia, apesar de os números serem menores é importante ressaltar que a ETAR I em conjunto com a II terão um impacto maior se a fronteira do sistema abranger a fase de compostagem das lamas (CORNEJO *et al.*, 2013; LOPES *et al.*, 2020). Desse impacto total, 95% está ligado ao destino das águas residuais e 3,51% à produção de químicos.

5.4 Potencial de acidificação

O potencial de acidificação encontrado para o sistema de tratamento foi de 0,00294 kg SO₂-eq na ETAR I e 0,00561 kg SO₂-eq na ETAR II, o resultado encontrado foi muito inferior aos encontrados noutros trabalhos, como o de Bai *et al.* (2019), que se utilizam a metodologia de CML para uma ETAR semelhante a esta.

Na literatura que contempla a compostagem, a contribuição para esta atividade nessa categoria representou 48,46% do total emitido pela ETAR, logo é importante a preocupação com as emissões causadas pelo tratamento das lamas, quando a fronteira do sistema abranger esse processo (PITUCO, 2017).

5.5 Potencial de toxicidade

Esta categoria de impacte abrange tanto a toxicidade humana como a ecotoxicidade (terrestre e de água doce). Na ecotoxicidade um dos fatores que contribui com maior grau é a produção de químicos, assumindo uma percentagem de 71,6% do impacte global da categoria.

Outro agente principal que contribui para tal impacte são os metais pesados presentes no efluente, e que se tendem a acumular nas lamas, persistindo ainda assim após o tratamento. Desta forma, estes metais ao permanecerem em grande parte nas lamas, caso estas sejam usadas no solo, podem ser lixiviados para os corpos hídricos ou ser capturados por plantas ocorrendo a bioacumulação. Contudo, o presente cenário não foi contemplado. A Tabela 9 ilustra os impactes relativos às categorias de impacte relacionadas com a toxicidade para ETAR I e II.

Tabela 9 – Valores relativos às categorias de impacte de toxicidade do sistema de estudo

| | ETAR I | ETAR II | Total |
|------|---------|---------|---------------|
| | | | kg 1,4 DCB-eq |
| PTH | 0,20690 | 0,39455 | 0,60146 |
| PET | 0,00082 | 0,00157 | 0,00239 |
| PEAD | 0,00245 | 0,00466 | 0,00711 |

No trabalho de Bai *et al.* (2019), o resultado obtido foi de 0,41 kg 1,4 DCB-eq. na categoria PTH, contudo o mesmo abrangeu a utilização das lamas, logo o resultado encontrado no presente trabalho seria muito superior se englobasse o mesmo fim para as lamas, destacando mais uma vez o potencial de poluição dos agentes químicos. Em relação ao PET, o resultado encontrado foi semelhante ao encontrado por AWAD *et al.*, (2019). Já para a categoria de PEAD, García-Sánchez e Guereca (2019) estimaram valores 10 vezes superiores aos encontrados neste trabalho, contudo, o mix energético utilizado e a libertação de metais

pesados na etapa de produção de combustível, faz com ocorra essa discrepância do trabalho destes autores para este estudo.

5.6 Impactes gerais de cada linha de tratamento

Neste tópico foi calculado o impacte para as categorias de cada uma das linhas de tratamento (líquida e sólida), de modo a permitir comparar o grau de impacte gerado por cada uma delas, Tabela 10. Vale ressaltar que os resultados tendem a ser equivalentes entre as ETARs em estudo, já que o tratamento é semelhante entre ambas, o ponto no qual se diferenciam é o tipo de coagulante de remoção de cor e a fase em que é adicionado na água residual, contudo a composição química dos coagulantes é semelhante e a fase de produção não foi diferenciada na base de dados da ACV.

Tabela 10 – Impactes da estação de tratamento de águas residuais, distribuídos por linha líquida e linha sólida

| Categoria de impacte | PAG | PE | PA | PTH | PET | PEAD |
|----------------------|--------------------------|---------------------------------------|-------------------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| | kg CO ₂ - eq. | kg PO ₄ ⁻³ - eq | kg SO ₂ - eq | kg 1,4 DCB - eq | kg 1,4 DCB - eq | kg 1,4 DCB - eq |
| Linha Líquida | 5,33E+00 | 4,36E-02 | 8,16E-03 | 5,99E-01 | 2,33E-03 | 6,89E-03 |
| Linha Sólida | 1,02E-01 | 8,71E-05 | 3,98E-04 | 2,08E-03 | 6,92E-05 | 2,22E-04 |
| TOTAL | 5,44E+00 | 4,37E-02 | 8,56E-03 | 6,01E-01 | 2,39E-03 | 7,11E-03 |

O impacte de maior magnitude é o potencial de aquecimento global da linha líquida, representando o total de 5,33 kg CO₂ eq. por cada 1 m³ tratado. Na linha sólida a categoria com impacte de maior magnitude também é a PAG com 0,102 kg CO₂ eq. Outra categoria com elevado impacte é o potencial de toxicidade humana referente à linha líquida pelo uso dos produtos químicos que visam a correção de pH e a remoção de cor, do total 0,599 kg 1,4 DCB-eq, 96% são da responsabilidade desses produtos. Na linha sólida, um dos impactes mais significativos é também o PTH, contudo o fator de maior contribuição para esta categoria é o transporte das lamas, impactando 66,4% da categoria.

- Linha líquida

O impacte gerado pela linha líquida é, em praticamente todas as categorias estudadas, motivado pela utilização de químicos, sendo que apenas na categoria PE, os produtos químicos têm um impacte inferior, como ilustrado na Figura 20.

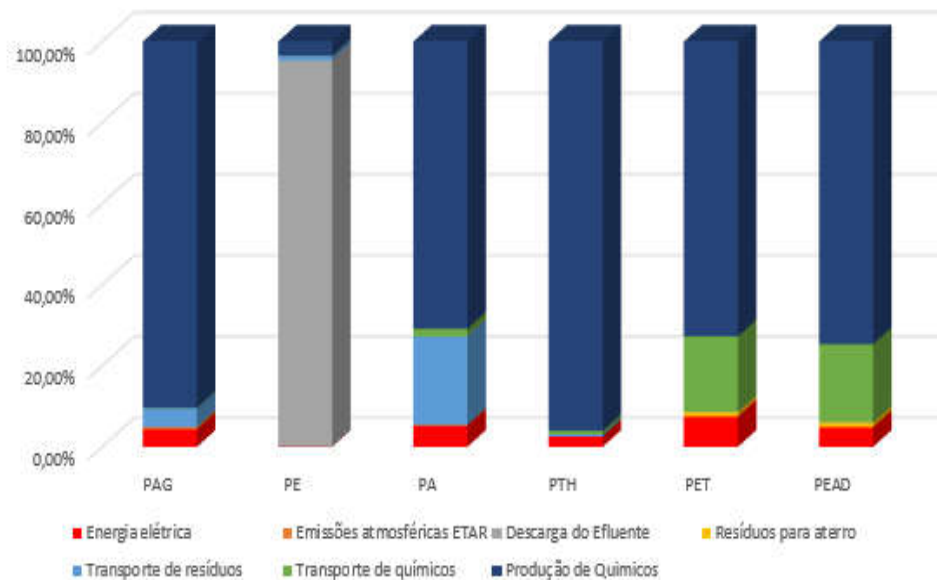


Figura 20 – Contribuição relativa dos impactes das atividades da ETAR nas categorias abrangidas pelo estudo na linha líquida

Este padrão de impacte, onde o PE não sofre elevada influência dos produtos químicos, deve-se ao facto do coagulante decantar na linha líquida e ser destinado para a linha sólida na etapa de tratamento secundário. Esta situação faz com que o impacte no corpo hídrico recetor seja ínfimo em comparação com as variáveis de impacte CBO₅, CQO, azoto e fósforo, que fazem com que o meio recetor seja amplamente impactado pela descarga de efluente.

Na literatura é possível encontrar trabalhos nos quais a produção dos químicos não tem um impacte elevado ou não é utilizado na ACV, possibilitando atentar a outras variáveis como a energia elétrica e emissões dos gases do efeito estufa, que tem um valor significativo sobre as categorias de impacte (BAI *et al.*, 2019; PITUCO, 2017).

- Linha Sólida

O impacte ambiental gerado pela linha sólida resulta essencialmente do transporte das lamas, como é possível visualizar pela Figura 21. Outros impactes significativos, são a produção dos químicos utilizados nesta etapa, porém em menores percentagens em comparação com a linha líquida. Como segundo processo determinante, temos a produção da energia elétrica impactando, principalmente na categoria do potencial de toxicidade humana e ecotoxicidade.

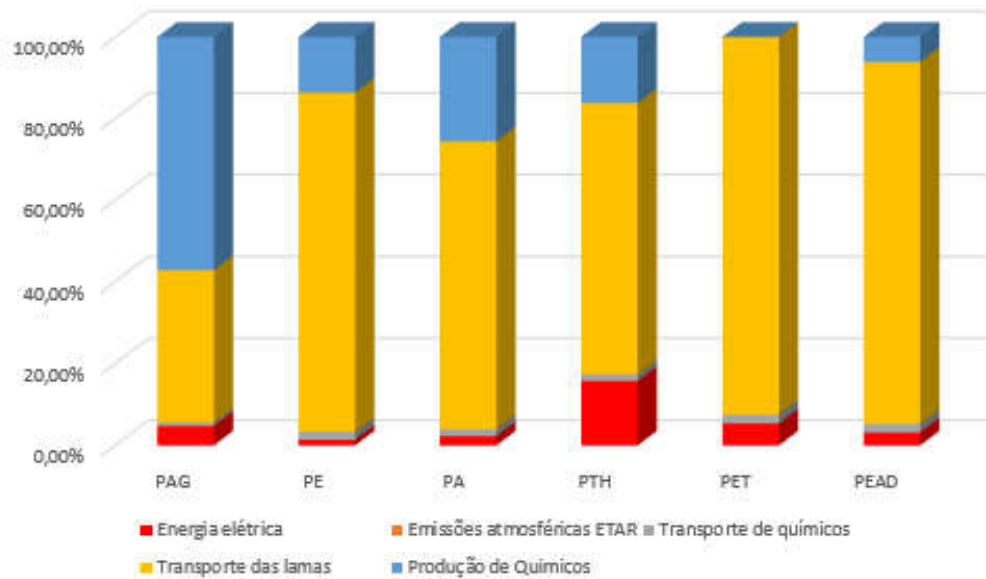


Figura 21 - Contribuição relativa dos impactos das atividades da ETAR nas categorias abrangidas pelo estudo na linha sólida

5.7 Impactes dos cenários estudados

5.7.1 Sem tratamento da água residual

A Figura 22 ilustra a situação com e sem a existência de sistema de tratamento, de modo a verificarmos os impactes resultantes da inexistência de tratamento de águas residuais.

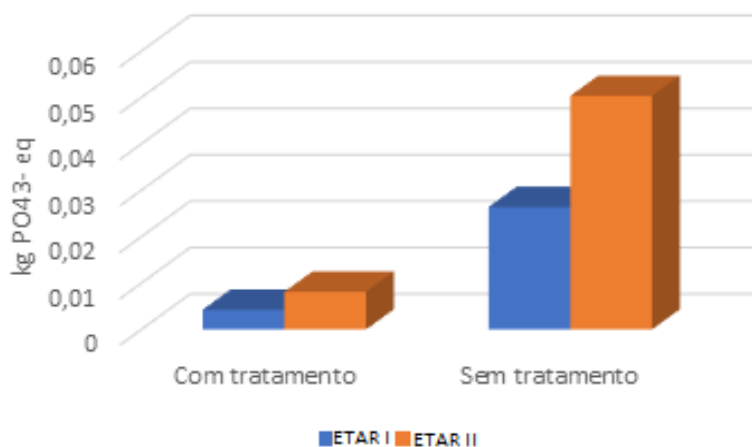


Figura 22 – Comparativo do potencial de eutrofização (kg PO₄³⁻-eq) com e sem tratamento

Como pode ser observado na Figura 22, o potencial de eutrofização do efluente recebido é de 0,0767 kg PO₄³⁻-eq.m⁻³ quando não tratado, o que se traduz num aumento de 83,87% do PE sobre o corpo hídrico em relação à atual situação. Esta situação poderia ser agravada em certos períodos do ano, quando o caudal é baixo no troço de descarga do efluente, podendo provocar a morte dos seres vivos no corpo de água e impactando diretamente no ecossistema aquático e terrestre.

5.7.2 Aplicação direta da lama no solo

Este cenário é o que mais se aproxima da realidade encontrada no sistema de tratamento, onde já ocorre a aplicação da lama no solo, possibilitando assim quantificar o impacto gerado pela produção de efluente e demonstrando a eficiência de tratamento da estação.

A Figura 23 demonstra como os dados se comportam perante essa mudança de abordagem da situação estudada, tomando a liberdade de desenhar o cenário no qual a lama já sai do processo de tratamento da linha sólida, encaminhada para um local de cultura agrícola, sendo aplicada diretamente no solo, sem um propósito pré-estabelecido.

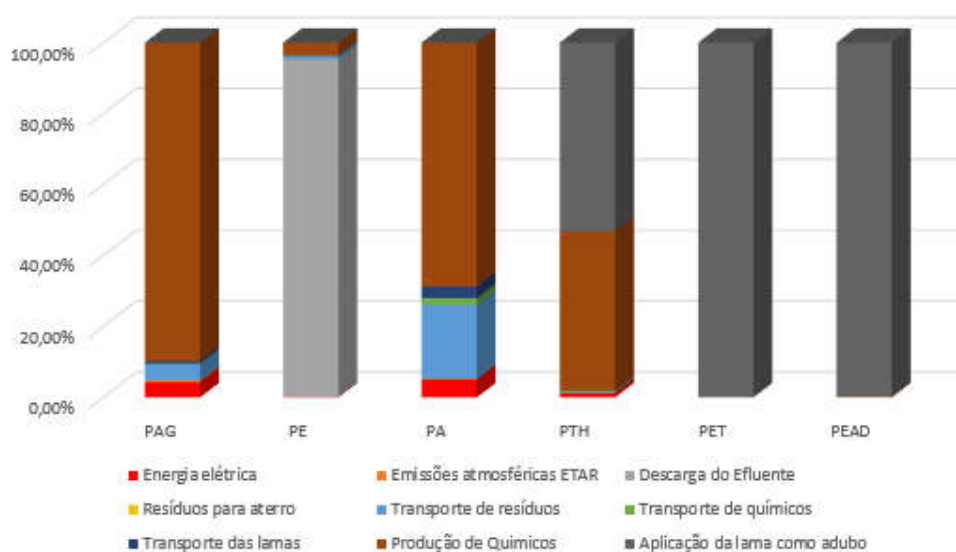


Figura 23 – Contribuição relativa dos impactos do sistema de tratamento com a aplicação direta da lama no solo

Como se pode visualizar pela Figura 23, é possível ver uma mudança drástica até certo ponto em relação às contribuições de cada processo para cada categoria.

Apesar de ter havido reduções percentuais nos impactos, em termos absolutos a produção de químicos surge como o mais impactante, tendo passado de 0,1981 kg 1,4 DCB-eq para 0,5760 kg 1,4 DCB-eq de 0,0006 para 0,0017 kg 1,4 DCB-eq e de 0,0018 para 0,0052 kg 1,4 DCB-eq em relação às categorias em PTH, PET e PEAD, respectivamente. O aumento deve-se ao impacto resultante da aplicação das lamas no solo. Os percentuais de impacto diminuiram, porque neste cenário os metais pesados possuem um fator de impacto superior às atividades ligadas à produção de químicos. Contudo, é válido ressaltar que em situações reais a legislação impõe valores de concentrações destes poluentes de forma a não exercer impactos mensuráveis no ambiente.

Tabela 11 mostra os valores limites exigidos em conjuntos com as concentrações dos metais pesados nas lamas desidratadas.

Tabela 11 – Concentrações dos metais pesados nas lamas da ETAR e os valores limite exigido pela legislação portuguesa

| Metais pesados | Valor limite | Concentração |
|----------------------|--------------|--------------|
| | (mg/kg MS)* | |
| Cádmio (mgCd/kgMS) | 20 | 0,54 |
| Cobre (mgCu/kgMS) | 1 000 | 236,50 |
| Níquel (mgNi/kgMS) | 300 | 35,63 |
| Chumbo (mgPb/kgMS) | 750 | 12,00 |
| Zinco (mgZn/kgMS) | 2 500 | 1040,13 |
| Mercúrio (mgHg/kgMS) | 16 | 0,23 |
| Crómio (mgCr/kgMS) | 1 000 | 218,50 |

*D. L. 276/2009 de uso de lamas em solo agrícola

5.7.3 Utilização de Tanfloc

Um cenário que se mostra favorável ao estudo, é o de troca de coagulante, visto que o sistema de tratamento conta com um elevado grau de dependência de produtos químicos para a realização do seu tratamento. Um coagulante que pode constituir uma boa alternativa, é o Tanfloc, os dados de seus impactes e do sistema, estão ilustrados pela Figura 24.

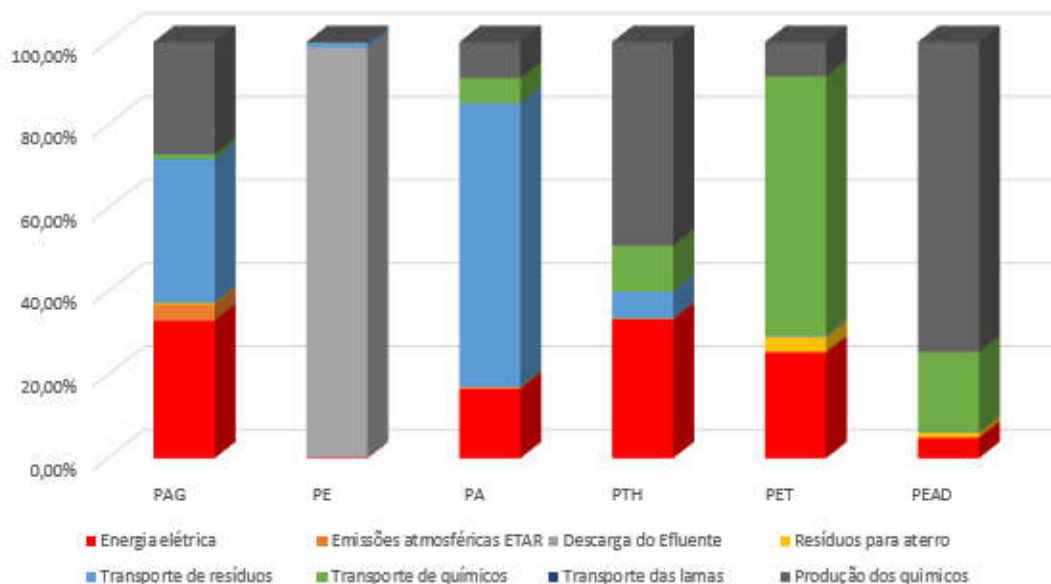


Figura 24 – Contribuição relativa dos impactes gerados pelas operações/processos do sistema de tratamento no caso de uso do Tanfloc

Como já descrito na metodologia, o coagulante Tanfloc possui uma faixa de atuação bem ampla, sendo que, em certos casos, onde o pH se encontra na faixa de 4,5 a 8,0 dispensa utilização de produtos corretores de pH. A faixa de pH do efluente que chega na ETAR pode ser vista pela Figura 25 onde está demonstrado o pH diário.

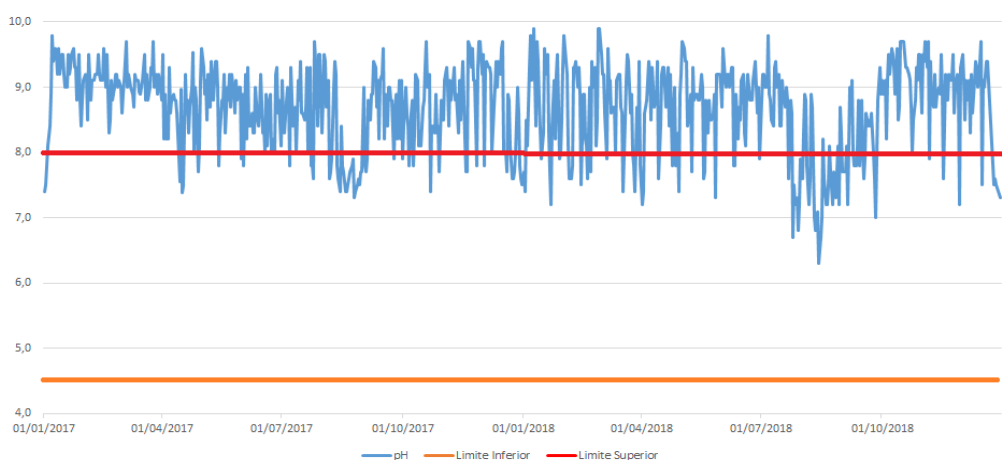


Figura 25 – Variação do pH do afluentes da ETAR e a faixa ideal de trabalho do coagulante Tanfloc
Fonte: Adaptado de Tratave (2019)

Como pode ser visto, no histórico de pH (Figura 25) nos anos de 2017 e 2018, grande parte do tempo o pH do efluente seria superior aquele ideal para o coagulante, sendo preciso, nesses momentos, recorrer métodos de redução de pH, para se poder reduzir os custos poderiam fazer o uso do atual sistema de injeção de CO₂, do qual já está dimensionado para reduzir o pH para uma faixa ideal de atuação do polidialildimetilamônio (pH 2 a 5). Essa redução tem potencial de suprir os custos maiores do Tanfloc, ao mesmo tempo que se reduz os impactes no ambiente.

Se analisarmos de uma forma mais ampla a situação, é possível supor que haverá dias nos quais não necessitarão de utilização do dióxido de carbono, já que o pH estará dentro da faixa de atuação ideal do coagulante.

Comparando o resultado do cenário estudado com o cenário atual realizado pelo sistema de tratamento, podemos ver que a aplicação de Tanfloc diminuiu significativamente os impactes, relacionados com produção de produtos químicos, nas diversas categorias estudadas. Sendo essa redução disposta na Tabela 12.

Tabela 12 – Comparativo da redução teórica do uso do Tanfloc frente aos produtos químicos utilizados na ETAR atualmente

| Categoria | Sem uso do Tanfloc | Com uso do Tanfloc | Redução (%) |
|------------------|---------------------------|---------------------------|--------------------|
| PAG | 5,436055221 | 0,7113 | 86,9% |
| PE | 0,043664026 | 0,0421 | 3,5% |
| PA | 0,008556876 | 0,0026 | 69,4% |
| PTH | 0,601455509 | 0,0471 | 92,2% |
| PET | 0,002394638 | 0,0007 | 70,9% |
| PEAD | 0,007111245 | 0,0069 | 3,3% |

6 Conclusão

A elaboração desta ACV para o tratamento de águas residuais, permitiu quantificar e avaliar os impactes gerados por um sistema de tratamento, constituído por duas ETARs ligeiramente distintas, e avaliar a situação para alguns cenários definidos. Neste estudo, foi possível mostrar as dificuldades que uma ETAR enfrenta para minimizar os impactes ambientais, e, simultaneamente, demonstrar que é possível alcançar o objetivo principal de um sistema de tratamento de forma mais favorável ou desfavorável para o ambiente.

Apesar de ambas as ETARs cumprirem os requisitos de descarga, a ETAR I apresenta eficiência de tratamento ligeiramente superior à ETAR II. Porém, tendo em conta os resultados da ACV obtidos para ambas as ETARs, constata-se que a ETAR II é a que tem um melhor desempenho ambiental, dado que a ETAR I requer mais energia elétrica e quantidade de coagulante por metro cúbico de água tratada.

Como demonstram os resultados deste estudo, o sistema de tratamento apresenta uma forte dependência no uso de coagulantes químicos e corretores químicos de pH, levando a um impacto muito superior se comparado com outras ETARs que recorrem a outras tecnologias. O PAG, por exemplo, que tende normalmente a apresentar valores inferiores a 1 kg CO₂ eq., neste sistema estimaram-se valores cinco vezes superiores, sendo o principal motivo dessa discrepância a emissão de GEE associada à produção dos químicos utilizados. Contudo, é visto que os resultados da estação referente ao PE, se encontram dentro do esperado, demonstrando a boa eficiência de tratamento da ETAR. A linha de lamas apresentou um impacto relevante também, por conta do uso de produtos químicos. Como o sistema de estudo recorre à terciarização de serviços para a recolha, transporte e destino final das lamas produzidas, esta etapa a jusante foi excluída da análise.

Para futuros trabalhos é aconselhável, para efeitos de representatividade, a elaboração em conjunto da análise de ciclo de vida da central de compostagem, do aterro sanitário ou de outro qualquer processo/destino final das lamas.

Para uma tomada de decisão rigorosa em termos de sustentabilidade, seria importante avaliar outras possibilidades de tratamento do ponto de vista económico, ambiental e social. Integra-se nesta avaliação de curto-médio prazo a utilização de futuras metodologias de tratamento e futuros coagulantes. De qualquer das formas, importante salientar que a ACV realizada apresenta algumas lacunas, pelo que seria de todo conveniente incluir outras etapas a montante e a jusante e procurar descrever o sistema de tratamento de uma forma mais completa.

Referências

ALVARENGA, R. A. F. **Avaliação de Métodos de AICV: Um estudo de caso de quatro cenários de ração para frangos de corte**. 2010. 158 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2010.

APA. **Relatório do Estado Ambiente**. 2019. Disponível em: <https://rea.apambiente.pt/content/aguas-residuais-urbanas>. Acesso em: 20 de abr. de 2019.

AWAD, H.; ALALM, M. G.; EL-ETRIBY, H. K. Environmental and cost life cycle assessment of different alternatives for improvement of wastewater treatment plants in developing countries. **Science of the Total Environment**, v. 660, p. 57–68, 10 abr. 2019. DOI 10.1016/j.scitotenv.2018.12.386.

BAI, S.; ZHANG, X.; XIANG, Y.; WANG, X.; ZHAO, X.; REN, N. HIT.WATER scheme: An integrated LCA-based decision-support platform for evaluation of wastewater discharge limits. **Science of the Total Environment**, v. 655, p. 1427–1438, 10 mar. 2019b. DOI 10.1016/j.scitotenv.2018.11.209.

BELLI, P. F.; WOLFF, D. B.; CABRAL, F. A. S.; CARVALHO, C.M.; CHIARANDA, H. S.; COSTA, R. H. R. Controle e tratamento de odores de um reator anaeróbio com biofiltração. **PROSAB. Pós-Tratamento de fluentes de reatores anaeróbios. Coletânea de trabalhos técnicos**, vol. 2, 2001, p. 241-252.

BILOTTA, P.; DANIEL, L. A. Ozônio E Radiação Uv Na Inativação De Indicadores Patogênicos Em Esgoto Sanitário: Análise Comparativa. **Minerva**, v. 3, n. 2, p. 199–207, 2006.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; MIERZWA, J. C.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S.. Introdução à engenharia ambiental. São Paulo: **Prentice Hall** - 2ª ed. 2005, 336p.

CARBALLEIRA, C.; VILLARES, R.; MATA-RIVAS, B.; CARBALLEIRA, A. The cotton-strip assay as an environmental surveillance tool for ecological integrity assessment of rivers affected by WWTP effluents. **Water Research**, v. 169, p. 115247, 1 fev. 2020. DOI 10.1016/j.watres.2019.115247.

COLTRO, L. **Avaliação do Ciclo de Vida como Instrumento de Gestão**. Campinas: CETEA/ITAL, 2007.

COMISSÃO DAS COMUNIDADES EUROPEIAS. **Directiva 98/15/CE de 27 de Fevereiro de (1998)**. Jornal Oficial das Comunidades Europeias

CONSELHO DAS COMUNIDADES EUROPEIAS. **Directiva n.º 91/271/CEE de 21 de Maio de (1991)**. Jornal Oficial das Comunidades Europeias

CORNEJO, P. K.; ZHANG, Q.; MIHELICIC, J. R. Quantifying benefits of resource recovery from sanitation provision in a developing world setting. **Journal of Environmental Management**, v. 131, p. 7–15, 15 dez. 2013. DOI 10.1016/j.jenvman.2013.09.043.

COROMINAS, L.; FOLEY, J.; GUEST, J. S.; HOSPIDO, A.; LARSEN, H. F.; MORERA, S.; SHAW, A. Life cycle assessment applied to wastewater treatment: State of the art. **Water Research**, v. 47, n. 15, p. 5480–5492, 2013. DOI 10.1016/j.watres.2013.06.049. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2013.06.049>.

CRUZ, J. G. H. **Alternativas para a aplicação de coagulante vegetal à base de tanino no**

tratamento do efluente de uma lavanderia industrial. 2004.76 f. Dissertação (Mestrado Profissionalizante em Engenharia Ambiental e Tecnologias Limpas).Universidade Federal do Rio Grande Do Sul. Porto Alegre, 2004.

DAELMAN, M. R. J.; VOORTHUIZEN, E. M.; DONGEN, U. G. J. M.; VOLCKE E. I. P.; LOOSDRECHT, M. C. M. Methane emission during municipal wastewater treatment. **Water Research**, v. 46, n. 11, p. 3657–3670, 2012. DOI 10.1016/j.watres.2012.04.024. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2012.04.024>.

DAIRI, A.; CHENG, T.; HARROU, F.; SUN, Y.; LEIKNES, T. Deep learning approach for sustainable WWTP operation: A case study on data-driven influent conditions monitoring. **Sustainable Cities and Society**, v. 50, p. 101670, 1 out. 2019. DOI 10.1016/j.scs.2019.101670.

DE LIMA VAZ, L. G.; KLEN, M. R. F.; VEIT, M. T.; SILVA, E. A.; BARBIERO, T. A.; BERGAMASCO, R. Avaliação da eficiência de diferentes agentes coagulantes na remoção de cor e turbidez em efluente de galvanoplastia. **Ecletica Química**, v. 35, n. 4, p. 45–54, 2010. DOI 10.1590/S0100-46702010000400006.

DEBLONDE, T.; COSSU-LEGUILLE, C.; HARTEMANN, P. Emerging pollutants in wastewater: A review of the literature. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 214, n. 6, p. 442–448, nov. 2011. DOI 10.1016/j.ijheh.2011.08.002.

EPA. Greenhouse Gas Emissions Estimation Methodologies for Biogenic Emissions from Selected Source Categories: Solid Waste Disposal Wastewater Treatment Ethanol Fermentation - DRAFT. 2010.

GARCÍA-SÁNCHEZ, M.; GÜERECA, L. P. Environmental and social life cycle assessment of urban water systems: The case of Mexico City. **Science of the Total Environment**, v. 693, p. 133464, 25 nov. 2019. DOI 10.1016/j.scitotenv.2019.07.270.

GRAHAM, J. P.; POLIZZOTTO, M. L. Pit latrines and their impacts on groundwater quality: A systematic review. **Environmental Health Perspectives**, v. 121, n. 5, p. 521–530, maio 2013. DOI 10.1289/ehp.1206028.

GRASEL, A. M. **Determinação de Sulfeto de Hidrogênio nas Proximidades de Estações de Tratamento de Esgoto em Curitiba-PR, Brasil.** 2014. 86 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Paraná, 2014.

GUINÉE, J.B.; GORRÉE, M.; HEIJUNGS, R.; HUPPES, G.; KLEIJN, R.; OERS, L.; WEGENER SLEESWIJK, A.; SUH, S.; HAES, H. A.; BRUIJN, H.; VAN DUIN, R.; HUIJBREGTS, M. **Life cycle assessment: An operational guide to the ISO standards - Characterisation and Normalisation Factors.** Holanda: Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (VROM) and Centre of Environmental Science (CML): [s.n.], 2001.

GUINÉE, J. B.; HEIJUNGS, R.; HUPPES, G.; ZAMAGNI, A.; MASONI, P.; BUONAMICI, R.; EKVALL, T.; RYDBERG, T. Life Cycle Assessment: Past, Present, and Future.. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 1, p. 74–77, 2011. DOI 10.1016/B978-0-12-386454-3.00627-8.

NICOLAU, R. H. G.; FURUYA, D. E. G.; SILVA, L. M.; JUNIOR, G. J. Utilização Do Tanfloc SG Como Auxiliar de Coagulação do Policloreto de Alumínio no Tratamento de Água Bruta do Rio Santo Anastácio. **Colloquium Exactarum**, v. 10, n. 4, p. 77–83, 2018. DOI 10.5747/ce.2018.v10.n4.e259.

HOSEINIAN, F. S.; REZAI, B.; SAFARI, M.; DEGLON, D.; KOWSARI, E. Effect of hydrodynamic parameters on nickel removal rate from wastewater by ion flotation. **Journal of Environmental Management**, v. 244, p. 408–414, 15 ago. 2019. DOI 10.1016/j.jenvman.2019.05.067.

HOSPIDO, A.; MOREIRA, T.; MARTIN, M.; RIGOLA, M.; FEIJOO, G. Environmental evaluation of different treatment processes for sludge from urban wastewater treatments: Anaerobic digestion versus thermal processes. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 10, n. 5, p. 336–345, 2005. DOI 10.1065/lca2005.05.210.

HU, H.; REN, H. Removal of bioavailable dissolved organic nitrogen in wastewater by membrane bioreactors as posttreatment: Implications for eutrophication control. **Bioresource Technology**, v. 271, p. 496–499, 1 jan. 2019. DOI 10.1016/j.biortech.2018.09.009.

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

ISO 14040. **Environmental Management: Life Cycle Assessment**; Principles and framework (2006). International Organization for Standardization.

ISO 14044. **Environmental Management: Life Cycle Assessment**; Requirements and Guidelines (2006). International Organization for Standardization.

JIJAKLI, K.; ARAFAT, H.; KENNEDY, S.; MANDE, P.; THEEYATTUPARAMPIL, V. How green solar desalination really is? Environmental assessment using life-cycle analysis (LCA) approach. **Desalination**, v. 287, p. 123–131, 2012. DOI 10.1016/j.desal.2011.09.038. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2011.09.038>.

JOLLIET, O; MÜLLER-WENK, R.; BARE, J.; BRENT, A.; GOEDKOOP, M.; HEIJUNGS, R.; ITSUBO, N.; PEÑA, C.; PENNINGTON, D. W.; POTTING, J.; REBITZER, G.; STEWART. M.; UDO DE HAES, H.; WEIDEMA, B. P. The LCIA Midpoint-damage Framework of the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative. **The International Journal of Life Cycle Assessment**. n. May 2014, 2004. DOI 10.1007/BF02979083. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/BF02979083>.

KELESSIDIS, A.; STASINAKIS, A. S. Comparative study of the methods used for treatment and final disposal of sewage sludge in European countries. **Waste Management**, v. 32, n. 6, p. 1186–1195, jun. 2012. DOI 10.1016/j.wasman.2012.01.012.

KÖCK-SCHULMEYER, M.; GINIBREDA, A.; POSTIGO, C.; LOPEZ-SERNA, R.; PEREZ, S.; BRIX, R.; LLORCA, M.; ALDA, M.; PETROVIC, M.; MUNNE, A.; TIRAPU, L.; BARCELO, D. Wastewater reuse in Mediterranean semi-arid areas: The impact of discharges of tertiary treated sewage on the load of polar micro pollutants in the Llobregat river (NE Spain). **Chemosphere**, v. 82, n. 5, p. 670–678, jan. 2011. DOI 10.1016/j.chemosphere.2010.11.005. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0045653510012749>. Acesso em: 4 mar. 2020.

LOPES, T. A. S.; QUEIROZ, L. M.; TORRES, E. A.; KIPERSTOK, A. Low complexity wastewater treatment process in developing countries: A LCA approach to evaluate environmental gains. **Science of The Total Environment**, p. 137593, fev. 2020a. DOI 10.1016/j.scitotenv.2020.137593. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969720311049>. Acesso em: 26 fev. 2020.

MANGRICH, A.; DOUMER, M.; MALLMANN, A.; WOLF, C. Green chemistry in water treatment: Use of coagulant derived from acacia mearnsii tannin extracts. **Revista Virtual de Quimica**, v. 6, n. 1, p. 2–15, 2014. DOI 10.5935/1984-6835.20140002.

MARGUTI, A. L.; SIDNEY SECKLER, F. F.; PASSOS, P. R. Full-scale effects of addition of sludge from water treatment stations into processes of sewage treatment by conventional activated sludge. **Journal of Environmental Management**, v. 215, p. 283–293, 1 jun. 2018. DOI 10.1016/j.jenvman.2018.03.072.

- MCGRANAHAN, G. Realizing the Right to Sanitation in Deprived Urban Communities: Meeting the Challenges of Collective Action, Coproduction, Affordability, and Housing Tenure. **World Development**, v. 68, p. 242–253, 1 abr. 2015. DOI 10.1016/j.worlddev.2014.12.008.
- MENDES, N. C.; BUENO, C.; OMETTO, A. R. Life Cycle Impact Assessment: A review of the main methods. **Producao**, v. 26, n. 1, p. 160–175, 2015. DOI 10.1590/0103-6513.153213. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/0103-6513.153213>. Acesso em: 20 fev. 2020.
- MINISTÉRIO DO AMBIENTE. **Decreto-Lei n.º 152/97, de 19 de Junho (1997)**. Diário da República.
- MINISTÉRIO DO AMBIENTE. **Decreto-Lei n.º 348/98, de 09 de Novembro (1998)**. Diário da República.
- MINISTÉRIO DO AMBIENTE. **Decreto-Lei n.º 276/09, de 2 de Outubro (2009)**. Diário da República.
- MORERA, S.; COROMINAS, L.; RIGOLA, M.; POCH, M.; COMAS, J. Using a detailed inventory of a large wastewater treatment plant to estimate the relative importance of construction to the overall environmental impacts. **Water Research**, v. 122, p. 614–623, 2017. DOI 10.1016/j.watres.2017.05.069.
- NIERO, M.; PIZZOL, M.; BRUUN, H. G.; THOMSEN, M. Comparative life cycle assessment of wastewater treatment in Denmark including sensitivity and uncertainty analysis. **Journal of Cleaner Production**, 2014. DOI 10.1016/j.jclepro.2013.12.051.
- PANEPINTO, D.; FIORE, S.; GENON, G.; ACRI, A. Thermal valorization of sewer sludge: Perspectives for large wastewater treatment plants. **Journal of Cleaner Production**, v. 137, p. 1323–1329, 20 nov. 2016. DOI 10.1016/j.jclepro.2016.08.014.
- PARLAMENTO EUROPEU E O CONSELHO DA UNIÃO EUROPEIA. **Directiva 2000/60/CE de 23 de Outubro de (2000)**. Jornal Oficial da União Europeia.
- PARLAMENTO EUROPEU E O CONSELHO DA UNIÃO EUROPEIA. **Regulamento (CE) n.º 1882/2003 de 29 de Setembro de (2003)**. Jornal Oficial da União Europeia.
- PEDROSO, K.; TAVARES, C.; JANEIRO, V.; SILVA, T.; DIAS, P. Avaliação do Tratamento do Lixiviado do Aterro Sanitário de Maringá, Paraná, por Processo de Coagulação/Floculação com Tanfloc SG®. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, v. 4, n. 2, p. 87–98, 2012.
- PIEKARSKI, C. M. **Proposta de melhoria do desempenho ambiental associado ao ciclo de vida da produção do painel de madeira MDF**. 2013. 147 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2013.
- PIERAGOSTINI, C.; MUSSATI, M. C.; AGUIRRE, P. On process optimization considering LCA methodology. **Journal of Environmental Management**, v. 96, n. 1, p. 43–54, 2012. DOI 10.1016/j.jenvman.2011.10.014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.10.014>.
- PITUCO, M. **Sustentabilidade Ambiental de um Sistema de Tratamento de Águas Residuais Urbanas: Uma Avaliação do Ciclo de Vida**. 2017. 115 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) - Escola Superior Agrária. Instituto Politécnico de Bragança. 2017.
- RIBEIRO, P. H. **Contribuição Ao Banco De Dados Brasileiro Para Apoio À Avaliação Do Ciclo De Vida: Fertilizantes Nitrogenados**. 2009. 341 p. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Departamento de Engenharia Química. Universidade de São Paulo, 2009.
- RODRIGUES, A. C. **Estimativa da taxa de emissão de sulfeto de hidrogênio em lagoa anaeróbia no tratamento de esgotos domésticos**. 2011. 80 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia

Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, 2011.

SATO, T.; QADIR, M.; YAMAMOTO, S.; ENDO, T.; ZAHOOR, A. Global, Regional, And Country Level Need For Data On Wastewater Generation, Treatment, And Use. **Agricultural Water Management**, v. 130, p. 1–13, dez. 2013. DOI 10.1016/j.agwat.2013.08.007.

SHERWANI, A. F.; USMANI, J. A.; VARUN. Life cycle assessment of solar PV based electricity generation systems: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 14, n. 1, p. 540–544, 2010. DOI 10.1016/j.rser.2009.08.003.

SHIU, H. Y.; LEE, M.; CHIUEH, P. T. Water reclamation and sludge recycling scenarios for sustainable resource management in a wastewater treatment plant in Kinmen islands, Taiwan. **Journal of Cleaner Production**, v. 152, p. 369–378, 20 maio 2017. DOI 10.1016/j.jclepro.2017.03.110.

SILVA, A. L. R. T. **Desenvolvimento de fatores de normalização de impactos ambientais regionais para avaliação do ciclo de vida de produtos no Estado de São Paulo**. 2010. 168 p. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, 2010.

SILVA, D. A. L. **Avaliação do ciclo de vida da produção do painel de madeira MDP no Brasil**. 2012. 207p. Dissertação (Mestrado em Ciência e Engenharia de Materiais) - Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, 2012.

SILVA, M. M. **Ensaio de coagulação floculação da água residual afluenta à ETAR de Avis**. 2010. 148 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) - Faculdade de Ciências e Tecnologia. Universidade Nova de Lisboa. 2010.

TAKEDA, A. **Levantamento de métodos de avaliação de impacto de ciclo de vida (AICV) e análise comparativa dos métodos mais utilizados**. 2008. 387 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Ambiental). Universidade de São Paulo, 2008.

TARPANI, R. R. Z.; AZAPAGIC, A. Life cycle costs of advanced treatment techniques for wastewater reuse and resource recovery from sewage sludge. **Journal of Cleaner Production**, v. 204, p. 832–847, 10 dez. 2018. DOI 10.1016/j.jclepro.2018.08.300.

TEIXEIRA, C. E.; CUNHA, A. C. L.; ARDUIN, R. H.; RUIZ, M. S. Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) Aplicada a Remediação de Áreas Contaminadas. **Revista de Gestão Social e Ambiental**, v. 6, n. 2, p. 3–18, 2012. DOI 10.24857/rgsa.v6i2.565.

VALIELA, I.; OWENS, C.; ELMSTROM, E.; LLORET, J. Eutrophication of Cape Cod estuaries: Effect of decadal changes in global-driven atmospheric and local-scale wastewater nutrient loads. **Marine Pollution Bulletin**, v. 110, n. 1, p. 309–315, 15 set. 2016. DOI 10.1016/j.marpolbul.2016.06.047.

VÁSQUEZ, W. F.; ALICEA-PLANAS, J. Unbundling household preferences for improved sanitation: A choice experiment from an urban settlement in Nicaragua. **Journal of Environmental Management**, v. 218, p. 477–485, 15 jul. 2018. DOI 10.1016/j.jenvman.2018.04.085.

VIEIRA, A.; GALINHA, C. F.; OEHMEN, A.; CARVALHO, G. The link between nitrous oxide emissions, microbial community profile and function from three full-scale WWTPs. **Science of the Total Environment**, v. 651, p. 2460–2472, 15 fev. 2019. DOI 10.1016/j.scitotenv.2018.10.132.

VIEIRA, J. M. P.; LIJKLEMA, L. Development and application of a model for regional water quality management. **Water Research**, v. 23, n. 6, p. 767–777, 1989. DOI 10.1016/0043-1354(89)90212-1.

WILLERS, C D. **Avaliação dos impactos ambientais da pecuária de corte semi-intensiva**. 2014. 86 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Ambientais) - Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia. Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia. 2014.

ZHANG, P.; ZHANG, G.; WANG, W. Ultrasonic treatment of biological sludge: Floc disintegration, cell lysis and inactivation. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 1, p. 207–210, jan. 2007. DOI 10.1016/j.biortech.2005.12.002.

ZOCHE, L.; FRANCISCO, A. C. Diagnóstico do cenário da ACV no Brasil. In: **ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO**, 33., 2013, Salvador.

ZOLDAN, M. A. **Análise dos requisitos organizacionais para a avaliação do ciclo de vida (ACV) de produtos madeireiros**. 2008. 127 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia da Produção) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2008.

Anexos

Anexo I – Fatores de impacto ambiental dos poluentes analisados na ACV com uso da metodologia de CML.

| Categoria | Poluente | Fator | Unidade |
|------------------|-------------------|--------------|-------------------------------------|
| PAG | CO ₂ | 1 | kg CO ₂ eq |
| | CH ₄ | 21 | |
| | N ₂ O | 310 | |
| PE | N | 0,42 | kg PO ₄ ³⁻ eq |
| | P | 1 | |
| | CQO | 0,022 | |
| | N ₂ O | 0,13 | |
| | NO _x | 0,13 | |
| | NH ₃ | 0,35 | |
| PA | N ₂ O | 0,5 | kg SO ₂ -eq |
| | NO _x | 0,5 | |
| | NH ₃ | 1,6 | |
| | H ₂ S | 1,2 | |
| PET | Cr | 6,30E+03 | kg 1,4 DCB-eq |
| | Hg | 5,50E+04 | |
| | Cu | 1,40E+01 | |
| | Cd | 1,70E+02 | |
| | Pb | 3,30E+01 | |
| | Zn | 1,60E+01 | |
| | Ni | 2,40E+02 | |
| | HAP | - | |
| PEAD | Cr | 1,80E+01 | |
| | Hg | 4,40E+03 | |
| | Cu | 2,90E+03 | |
| | Cd | 3,90E+03 | |
| | Pb | 2,50E+01 | |
| | Zn | 2,40E+02 | |
| | Ni | 8,30E+03 | |
| | HAP | - | |
| PTH | NO _x | - | |
| | SO ₂ | - | |
| | PM _{2,5} | - | |
| | NH ₃ | - | |
| | H ₂ S | - | |
| | Cr | 5,10E+03 | |
| | Hg | 5,90E+03 | |
| | Cu | 9,40E+01 | |
| | Cd | 2,00E+04 | |
| | Pb | 3,30E+03 | |
| | Zn | 6,40E+01 | |
| | Ni | 2,70E+03 | |
| HAP | - | | |

Fonte: CML (2016)

Anexo II - Características das lamas pós-tratamento

| Parâmetros | Unidade | Valor |
|--|------------------|--------------|
| Parâmetros agronômicos: | | |
| Matéria seca | % | 18,4 |
| Matéria orgânica | % | 68,9 |
| pH | - | 10,6 |
| Azoto total | mgN/kgMS | 63250 |
| Azoto amoniacal | mgN-NH4/kgMS | 12665 |
| Azoto nítrico | mgN nítrico/kgMS | 4,3 |
| Fósforo total | mgP/kgMS | 14250 |
| Potássio total | mgK/kgMS | 6127,5 |
| Magnésio total | mgMg/kgMS | 4292,5 |
| Cálcio total | mgCa/kgMS | 81110 |
| Metais pesados: | | |
| Cádmio | mgCd/kgMS | 0,5 |
| Cobre | mgCu/kgMS | 236,5 |
| Níquel | mgNi/kgMS | 35,6 |
| Chumbo | mgPb/kgMS | 12 |
| Zinco | mgZn/kgMS | 1040,1 |
| Mercúrio | mgHg/kgMS | 0,2 |
| Crômio | mgCr/kgMS | 218,5 |
| Microrganismos patogênicos: | | |
| Salmonella spp. | - | Negativo |
| Escherichia coli | - | < 10 |
| Compostos orgânicos: | | |
| LAS (Linear Alquil Benzeno Sulfonato de Sódio) | mg/kg | 20,0 |
| NPE (nonilfenóis e nonilfenóis etoxilados) | mg/kg | 2,7 |
| HAP (hidrocarbonetos policíclicos aromáticos) | mg/kg | 0,8 |
| PCB (compostos bifenilos policlorados) | mg/kg | 0,0 |
| PCDD (policlorodibenzodioxinas) e PCDF (furanos) | ng TEQ/kg | 2,9 |