



**Sustentabilidade Ambiental de um Sistema de Tratamento de Águas Residuais Urbanas:
Uma Avaliação do Ciclo de Vida**

Mateus Mestriner Pituco

*Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária de Bragança para obtenção do Grau de
Mestre em Tecnologia Ambiental*

Orientado por

Professor Doutor Manuel Feliciano (IPB)

Professor Doutor Artur Gonçalves (IPB)

Professor Doutor Eduardo Eyng (UTFPR/MEDIANEIRA)

Bragança

2017

Mateus Mestriner Pituco

**Sustentabilidade Ambiental de um Sistema de Tratamento de Águas Residuais Urbanas:
Uma Avaliação do Ciclo de Vida**

Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária de Bragança para obtenção de grau de Mestre em Tecnologia Ambiental no âmbito do programa de Dupla Diplomação com a Universidade Tecnológica Federal do Paraná, campus Medianeira (Brasil).

Orientador (es):

Prof. Dr. Manuel Feliciano (IPB)

Prof. Dr. Artur Gonçalves (IPB)

Prof. Dr. Eduardo Eyng (UTFPR/Medianeira)

Bragança

2017

*À minha família,
meu amor maior.*

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus que me sustentou e me deu forças para a conclusão deste trabalho e por seu infinito amor.

Certamente estes parágrafos não irão atender a todas as pessoas que fizeram parte dessa importante fase de minha vida. Portanto, desde já, peço desculpas àquelas que não estão presentes entre essas palavras, mas podendo estar certas que fazem parte do meu pensamento e de minha gratidão.

Reverencio o Professor Dr. Manuel Feliciano pela oportunidade, incansável dedicação, confiança e zelo na orientação deste trabalho e aos Professores Dr. Artur Gonçalves e Dr. Eduardo Eyng que pela atenção, auxílio e comprometimento se fizeram presentes. Por meio deles, eu me reporto a toda comunidade do Instituto Politécnico de Bragança (Portugal) e a Universidade Tecnológica Federal do Paraná (Brasil) pelo apoio incondicional prestado no âmbito do programa de Dupla Diplomação.

Agradeço de forma especial à empresa Águas do Norte, s.a, através da Coordenadora de Exploração, Engenheira Isabel Lopes, e equipa técnica da ETAR em estudo, pela informação primária disponibilizada e por todos os esclarecimentos prestados.

Aos amigos e colegas de trabalho, gostaria de externar minha satisfação de poder conviver com eles durante minha jornada. Em especial ao Leonardo Campestrini Furst pela prontidão em auxiliar-me nas dificuldades encontradas durante o percurso deste trabalho e principalmente pela alegria de compartilhar sua amizade.

Agradeço aos pesquisadores e professores da banca examinadora pela atenção e contribuição dedicadas a este estudo.

Gostaria de deixar registrado também, o reconhecimento à minha família, em especial aos meus Pais Victor Antônio Pituco e Lucinéia Mestriner, e ao meu irmão Victor Antonio Pituco Junior, que não mediram esforços para que este sonho se tornasse realidade, além da educação, confiança e amor que gravaram em meu coração a inspiração em concluir esta etapa, sou eternamente grato. A minha futura esposa, Samara Cristina da Silva, por sua mentoria, incentivo e equilíbrio que sempre me transmite nos momentos mais decisivos.

Por fim, a todos os Mestres Professores das duas instituições, que ao longo de toda a jornada académica, trouxeram não somente ensinamentos para a carreira profissional, como também aprendizados e lições para toda a vida.

Minha maior gratidão.

RESUMO

A principal função de Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETARs) é proporcionar uma redução da carga de contaminante presente nas águas, devendo ter por referência indicadores de sustentabilidade ambiental.

A avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma metodologia para quantificar o impacto ambiental associado a um produto, processo ou serviço sob a perspectiva do “berço ao túmulo”, pelo que na procura de uma gestão sustentável de Estações de Tratamento de Águas Residuais, a ACV torna-se uma ferramenta valiosa na avaliação dos impactos ambientais.

O objetivo deste estudo consistiu em investigar os potenciais impactos ambientais associados a uma típica ETAR urbana em Portugal, através da aplicação da metodologia da ACV.

Inicialmente, estruturou-se um inventário de ciclo de vida (ICV) da fase de exploração do sistema de tratamento, considerando a divisão da ETAR em três linhas: a líquida, a sólida e a gasosa. Juntamente com a avaliação dos potenciais impactos ambientais diretos e indiretos ligado ao sistema de tratamento, incluiu-se no estudo a análise dos impactos associados à gestão dos principais subprodutos da ETAR – as lamas desidratadas e o biogás, de modo a identificar as melhores opções.

De entre os principais resultados que compõem o atual desempenho da ETAR, os impactos ambientais mais significativos estão associados diretamente à linha líquida, devido às emissões de gases para a atmosfera no tratamento biológico e ao consumo de energia elétrica, e pelo destino das lamas desidratadas para a unidade de compostagem.

Relativamente ao modelo de gestão dos subprodutos, o uso do biogás para a produção de energia térmica/elétrica mostrou-se mais atrativa, tendo-se constatado que a geração de eletricidade foi capaz de suprir 4% da necessidade energética, além de diminuir os potenciais impactos da ETAR. A transformação das lamas em biofertilizante para aplicação no solo resultou em impactos menos significativos no desempenho global da ETAR. A opção da compostagem apresenta impactos mais relevantes quando comparada com a biofertilização, mas, mais viável por permitir obter um melhor produto final para uso no solo, refletindo-se em maiores benefícios ambientais, em particular contribuindo para a redução do potencial de eutrofização. Contudo, a presença de metais pesados nas lamas pode ser um fator limitante nestas duas opções de gestão.

O potencial de eutrofização mostrou-se como um dos principais indicadores para avaliação de impacto da ETAR, face à elevada poluição causada no ambiente hídrico, se as águas residuais não fossem tratadas. No presente estudo, constatou-se que 90% desta poluição é diminuída com as operações/processos atualmente aplicadas.

Neste sentido, com este estudo, foi possível compreender os efeitos que apontam para as principais contribuições que necessitam ser levadas em consideração ao analisar os impactos ambientais para diferentes indicadores em todo o ciclo de vida da ETAR.

Palavras-chave: Estação de Tratamento de Águas Residuais Urbanas; Inventário do Ciclo de Vida; Impacte Ambiental; Gestão Ambiental, Alterações Climáticas, Eutrofização.

ABSTRACT

The main function of Wastewater Treatment Plants (WWTPs) is to provide a reduction of the contaminant load present in the waters, having as reference indicators of environmental sustainability.

The Life Cycle Assessment (LCA) is a methodology for quantifying the environmental impact associated with a product, process or service beneath the "cradle to the grave" perspective. Therefore, in the search for sustainable management of Wastewater Treatment Plants, the LCA becomes a valuable tool in the assessment of environmental impacts.

The objective of this study was to investigate the potential environmental impacts associated with a typical urban WWTP in Portugal, through the application of the LCA methodology.

Initially, a life cycle inventory (ICV) of the treatment system exploration phase was structured, considering the separation of the WWTP into three lines: liquid, solid and gaseous. Together with the assessment of potential direct and indirect environmental impacts linked to the treatment system, the study included the analysis of the impacts associated with the management of the main byproducts of the WWTP – dehydrated sludge and biogas – in order to identify the best options.

Among the main results that make up the current performance of the WWTP, the most significant environmental impacts are connected directly with the liquid line, due to the emissions of gases to the atmosphere in the biological treatment and to the consumption of electrical energy, as well as the destination of the dehydrated sludge to the unit of composting.

Regarding to the byproducts management model, the use of biogas for the production of thermal/electrical energy was more attractive, and it was verified that the electricity generation was able to supply 4% of the energetic demand, besides diminishing the potential impacts of the WWTP. The transformation of sludge into biofertilizer for soil application resulted in less significant impacts on the overall performance of the WWTP. The composting option presents more relevant impacts when compared to biofertilization, but more feasible to obtain a better final product for use in the soil, reflecting in greater environmental benefits, in particular contributing to the reduction of eutrophication potential. However, the presence of heavy metals in the sludge may be a limiting factor in these two management options.

The eutrophication potential was one of the main indicators for assessing the impact of the WWTP, given the high pollution caused in the water environment, if the wastewater was not treated. In the present study, it was found that 90% of the pollution is reduced with the operations/processes currently applied.

In this sense, with this study, it was possible to understand the effects that point to the main contributions that need to be taken into account when analyzing the environmental impacts for different indicators throughout the whole life cycle of the WWTP.

Keywords: Urban Wastewater Treatment Plant; Life Cycle Inventory; Environmental Impact; Environmental Management, Climate Change, Eutrophication.

ÍNDICE

1 INTRODUÇÃO	1
1.1 CONTEXTUALIZAÇÃO DO TEMA	1
1.2 OBJETIVOS	3
1.2.1 Objetivo Geral	3
1.2.2 Objetivos Específicos	3
1.3 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO	3
2 TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS	5
2.1 ÁGUAS RESIDUAIS URBANAS	5
2.2. SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS	7
2.2.1 Tratamento Preliminar	8
2.2.2 Tratamento Primário	9
2.2.3 Tratamento Secundário	9
2.2.4 Tratamento Terciário - Avançado	12
2.3 IMPACTES AMBIENTAIS DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO	13
2.3.1 Emissões para a Água	13
2.3.2 Emissões Atmosféricas	14
2.3.3 Emissões para o Solo	17
3 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV)	19
3.1 DEFINIÇÃO E VISÃO GERAL	19
3.2 ETAPAS DA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA	20
3.2.1 Definição do Objetivo e do Âmbito	20
3.2.2 Inventário do Ciclo de Vida (ICV)	21
3.2.3 Avaliação de Impactes do Ciclo de Vida (AICV)	22
3.2.3.1 Métodos de avaliação	24
3.2.3.2 Categorias de avaliação de impacte	27

3.2.4 Interpretação do Ciclo de Vida.....	30
3.3 ACV APLICADA NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS	30
3.4 PRINCIPAIS FERRAMENTAS PARA AVALIAÇÃO.....	32
4 MATERIAIS E MÉTODOS	34
4.1 DESCRIÇÃO GERAL DO SISTEMA DE ESTUDO	34
4.3 UNIDADE FUNCIONAL (UF)	38
4.4 FRONTEIRA DO SISTEMA.....	38
4.5 INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA (ICV).....	41
4.5.1 Descrição Geral dos Processos Adotados – Software GaBi.....	41
4.5.2 Características Qualitativas e Quantitativas do Desempenho Ambiental da ETAR	43
4.5.3 Características dos Modelos para as Opções de Gestão do Biogás.....	47
4.5.4 Características dos Modelos para as Opções de Gestão das Lamas	50
4.5.5 Ausência do Sistema de Tratamento de Águas Residuais.....	55
4.6 AVALIAÇÃO DO IMPACTE DO CICLO DE VIDA (AICV).....	55
4.6.1 Seleção do Método de AICV	55
4.6.2 Classificação das Emissões e Caracterização das Categorias de Impacte.....	56
5 RESULTADOS	58
5.1 DESEMPENHO AMBIENTAL DA ETAR.....	58
5.1.1 Impactes Globais	58
5.1.2 Contribuição Relativa dos Processos.....	62
5.2 AICV DOS CENÁRIOS PROPOSTOS.....	67
5.2.1 Modelos de Gestão do Biogás	67
5.2.2 Modelos de Gestão das Lamas Desidratadas.....	68
5.3. AUSÊNCIA DO SISTEMA DE TRATAMENTO DAS ÁGUAS RESIDUAIS	72
6 CONCLUSÃO.....	76
7 REFERÊNCIAS	79
8. ANEXOS	86

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Diagrama representativo dos processos gerais de uma ETAR urbana.....	8
Figura 2. Relação dos principais sistemas de tratamento em Portugal.....	10
Figura 3. Tratamento biológico por lamas ativadas	11
Figura 4. Tratamento biológico com remoção biológica do azoto	11
Figura 5. Emissões de GEE de ETARs em Portugal.....	16
Figura 6. Estágios do ciclo de vida de um produto	20
Figura 7. Fronteira do sistema para a cadeia de processos de tratamento de águas residuais ..	22
Figura 8. Contexto para indicadores de categorias.....	24
Figura 9. Vista panorâmica da ETAR de Bragança.....	34
Figura 10. Sistema de gradagem e tamisação.....	35
Figura 11. Desarenador e separador de gorduras	35
Figura 12. Decantador primário.....	36
Figura 13. Tanque de arejamento por turbina.....	36
Figura 14. Espessadores gravíticos das lamas primárias e secundárias	37
Figura 15. Digestor anaeróbio	37
Figura 16. Filtro de banda.....	37
Figura 17. Armazenamento do biogás em Gasómetro	37
Figura 18. Produção de energia elétrica/térmica em Motogerador	37
Figura 19. Representação esquemática da fronteira do sistema	40
Figura 20. Mix energético português.....	42
Figura 21. Diagrama de fluxos da Linha Líquida.....	43
Figura 22. Diagrama de fluxos da Linha Sólida.....	45
Figura 23. Diagrama de fluxos da Linha Gasosa.....	47
Figura 24. Diagrama de fluxos da gestão das lamas - Compostagem	51
Figura 25. Avaliação dos impactes que compõem o ciclo de vida da ETAR.....	58
Figura 26. Potencial de eutrofização de ETARs para diferentes realidades.....	60
Figura 27. Contribuição relativa dos impactes totais associados ao ciclo de vida da ETAR...	62
Figura 28. Contribuição relativa dos processos da Linha Líquida para as diferentes categorias de impacte.....	63
Figura 29. Contribuição relativa dos processos da Linha Sólida para as diferentes categorias de impacte.....	65
Figura 30. Contribuição relativa dos processos da Linha Gasosa para as diferentes categorias de impacte.....	66
Figura 31. Contribuição relativa das opções de gestão do biogás para diferentes categorias de impacte	67
Figura 32. Desempenho global da ETAR para as diferentes opções de gestão das lamas	72
Figura 33. Avaliação do impacte ambiental para as categorias AC e PEU resultantes de duas distintas situações	73
Figura 34. Contribuição da descarga do efluente para potencial de eutrofização	74

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Composição físico-química das águas residuais urbanas não tratadas.....	6
Tabela 2. Composição limite para a descarga das águas residuais urbanas tratadas.....	7
Tabela 3. Valores limites de metais pesados nas lamas para aplicação na agricultura	17
Tabela 4. Destino final das lamas produzidas em ETARs urbanas em Portugal.....	18
Tabela 5. Caracterização da água residual afluyente e efluente	43
Tabela 6. Inventário do Ciclo de Vida da Linha Líquida - Inputs e outputs do tratamento biológico.....	45
Tabela 7. Inventário do Ciclo de Vida da Linha Líquida	45
Tabela 8. Inventário do Ciclo de Vida da Linha Sólida	46
Tabela 9. Composição média das lamas desidratadas	46
Tabela 10. Inventário do Ciclo de Vida da Linha Gasosa – Caso I: Situação Presente	48
Tabela 11. Emissões gasosas da gestão do biogás – Caso I: Situação Presente.....	48
Tabela 12. Emissões gasosas da gestão do biogás – Caso II: Combustão em <i>Flare</i>	49
Tabela 13. Produção de energia a partir do Motogerador	49
Tabela 14. Emissões gasosas da gestão do biogás – Caso III: Produção de Eletricidade e Calor (Cogeração)	50
Tabela 15. Emissões gasosas do processo de compostagem.....	51
Tabela 16. Inventário do Ciclo de Vida da compostagem.....	52
Tabela 17. Inventário do Ciclo de Vida do biofertilizante	53
Tabela 18. Emissão de gases de efeito estufa para a descarga do efluente sem tratamento no corpo hídrico.....	55
Tabela 19. Categorias para a AICV	56
Tabela 20. Classificação das emissões para as categorias de impacte	57
Tabela 21. Exemplificação da caracterização para a categoria Potencial de Alterações Climáticas	57
Tabela 22. Concentração de metais pesados nas lamas para uso agrícola	61
Tabela 23. Avaliação dos impactes da ETAR	62
Tabela 24. Desempenho ambiental das opções de gestão das lamas.....	69
Tabela 25. Desempenho global da ETAR considerando as diferentes opções de gestão das lamas.....	71

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Estado da arte no uso da ACV aplicada em sistemas de tratamento com diferentes contextos.....	30
Quadro 2. Opções para a gestão dos subprodutos (Biogás e Lamas desidratadas)	39

LISTA DE SIGLAS

AC – Potencial de Alterações Climáticas
ACV - Avaliação do Ciclo de Vida
AICV - Avaliação de Impactes do Ciclo de Vida
APA - Agência Portuguesa do Ambiente
CBO - Carência Bioquímica de Oxigénio
CFC - Clorofluorcarbonetos
COV - Compostos Orgânicos Voláteis
CQO - Carência Química de Oxigénio
ETAR- Estações de Tratamento de Águas Residuais
FOF - Formação de Oxidante Fotoquímico
GEE - Gases de Efeito Estufa
ICV - Inventário de Ciclo de Vida
ISO - Organização Internacional de Normalização
Nt - Azoto Total
NTK - Azoto Total Kjehldahl
PAC - Potencial de Acidificação
PAH - Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos
PCB - Compostos Bifenilos Policlorados
PCDF - Dibenzofuranos Policlorados
PEA - Potencial de Ecotoxicidade de Água Doce
PET - Potencial de Ecotoxicidade Terrestre
PEU - Potencial de Eutrofização
Pt - Fósforo Total
PTH - Potencial de Toxicidade Humana
SST - Sólidos Suspensos Totais
UF - Unidade Funcional

1 INTRODUÇÃO

1.1 CONTEXTUALIZAÇÃO DO TEMA

A gestão integrada e sustentável do ciclo urbano da água, garantindo as necessidades das populações e uma contínua preservação e melhoria da qualidade dos sistemas ambientais, tem sido um dos grandes desafios dos séculos XX e XXI. O ciclo urbano consiste na integração de várias etapas, desde a captação das águas em sistemas hídricos, o tratamento em estações de tratamento de água, a distribuição de água para o abastecimento humano, a recolha e o transporte para o tratamento em estações de tratamento de águas residuais e finalmente a devolução aos corpos hídricos.

De todos os elementos que integram o ciclo urbano da água, destacam-se as estações de tratamento de águas residuais (ETAR) por apresentarem uma elevada “responsabilidade” quanto à promoção da saúde humana e preservação da natureza, uma vez que após os diversos usos, a água apresenta um forte impacto contaminante, levando a condições insalubres extremas para as populações e toda a vida aquática, além de eutrofização, contaminação por microrganismos patogénicos, entre outros efeitos.

Neste sentido, as águas residuais urbanas, quando encaminhadas para estações de tratamento passam por etapas que visam elevar a sua qualidade através da redução ou eliminação de contaminantes, de modo a serem lançadas com segurança nos sistemas aquáticos ou reutilizadas para inúmeros usos. Todo este processo é pautado por legislações, normas e critérios para o devido atendimento quanto à efetiva qualidade do efluente final.

Diversos são os métodos para o tratamento do efluente, que comumente integram processos (químicos e biológicos) e operações que se organizam em níveis de tratamento - preliminar, primário, secundário e terciário (avançado). Não obstante, para as estações de tratamento cumprirem os seus objetivos e conduzirem de forma eficiente as operações e processos a ela cabíveis, significativos impactes, diretos e indiretos, são gerados, requerendo especial atenção por parte da estrutura de gestão da estação, em particular para as operações/processos que envolvam o consumo excessivo de água, energia e combustíveis, uso de reagentes químicos, produção de resíduos (areias, gorduras, escumas, lamas etc.) e emissão de gases contaminantes para a atmosfera.

Diante de uma constante busca de conhecimentos para compreender e minimizar os impactes associados ao tratamento de águas residuais, a metodologia assente numa

abordagem de ciclo de vida tem vindo a ser aplicada para quantificar os potenciais impactes, diretos e indiretos, que as operações/processos causam no Homem e no ambiente (Lundin, 2003; Renou *et al.*, 2008).

A necessidade de uma análise mais detalhada da variedade de opções de tratamento têm levado inúmeros autores (e.g Stokes e Arpad, 2011; Güereca *et al.*, 2011; Zaribaf *et al.*, 2013; Carbonell, 2016; Fang *et al.*, 2016) a incluir nos seus estudos as consequências ambientais preconizadas pelos impactes originados desde a construção, operação (e.g. organismos patogénicos, poluentes químicos) e desmantelamento das estações de tratamento (e.g uso de recursos fósseis).

A metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) desempenha, por isso, um papel relevante nas decisões que integram aspectos ambientais destas estruturas, contribuindo para uma tomada de decisão mais eficiente quanto à implementação de ações e soluções económicas e ambientalmente sustentáveis (Corominas *et al.*, 2013).

Neste sentido, com este trabalho pretende-se estruturar e elaborar um inventário de ciclo de vida consistente para a realidade de Portugal e expandir o conhecimento sobre a avaliação do desempenho ambiental de Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETARs) com base na aplicação da ACV, considerando a influência dos impactes globais ao nível do ar, água e solo, tomando-se por consideração dois princípios básicos (Gutierrez, 2014):

- ✓ As exigências previstas em diretrizes legais ambientais, no que concerne ao tratamento de águas residuais, possuem como principal foco a qualidade do efluente produzido, a manutenção dos corpos hídricos e as características das lamas a serem rejeitadas, o que em muitas situações práticas para o devido cumprimento de suas exigências, as equipas projetistas e de gestão dos sistemas de tratamento adotam processos com elevados consumos de energia, de químicos e combustíveis, promovendo a transferências dos impactes de um meio para outro;
- ✓ A gestão de subprodutos como o biogás e as lamas desidratadas exerce elevada influência no desempenho ambiental global da ETAR numa perspectiva de ciclo de vida, de tal modo que a gestão destes subprodutos pode causar impactes ambientais significativos, relacionados com o consumo de combustíveis fósseis, com o consumo de produtos químicos industriais (polímeros, cal, etc.), e com a emissão de gases para a atmosfera.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo Geral

Avaliar os potenciais impactes ambientais associados a uma Estação de Tratamento de Águas Residuais Urbana (ETAR) específica localizada no norte de Portugal, através da aplicação da metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV).

1.2.2 Objetivos Específicos

- Estruturar/elaborar um inventário de ciclo de vida (ICV) referente à etapa de operação da ETAR;
- Avaliar o desempenho ambiental global da ETAR, procurando identificar as etapas de tratamento mais críticas do ponto de vista de impacto;
- Avaliar diferentes cenários relacionados com alternativas de tratamento de subprodutos (biogás e lamas desidratadas), a fim de estimar a contribuição de cada uma das opções no impacto total da fase de operação da ETAR.

1.3 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

A presente dissertação está estruturada em seis capítulos:

O capítulo 1 corresponde a Introdução, portando de um breve enquadramento do tema em estudo, ressaltando os objetivos do trabalho e a sua estrutura.

O capítulo 2 é dedicado às águas residuais urbanas destacando os processos e operações frequentemente utilizadas no tratamento de águas residuais urbanas. Uma breve descrição é realizada em referência ao quadro legal relativo às descargas de águas residuais nos ambientes hídricos recetores. Além disso, faz-se uma abordagem dos principais aspectos que influenciam o desempenho ambiental de Estações de Tratamento de Águas Residuais.

O capítulo 3 explora os aspectos gerais e específicos da metodologia de avaliação do ciclo de vida expondo as principais etapas que a compõe. Apresenta ainda uma revisão de conhecimentos relativa à sua aplicação em sistemas de tratamento de águas residuais e faz-se uma breve referência às ferramentas computacionais disponíveis para apoiar a aplicação desta metodologia.

O capítulo 4 concentra-se na descrição metodológica aplicado ao desempenho ambiental da ETAR em estudo, sendo neste capítulo apresentado o desenvolvimento e construção do inventário do ciclo de vida.

O capítulo 5 apresenta os principais resultados da avaliação dos impactos no ciclo de vida, incluindo o estudo de cenários ao qual permitem compreender a influência de diferentes métodos de gestão para os subprodutos em relação ao desempenho global da ETAR em estudo.

O capítulo 6 são apresentadas as considerações finais do estudo realizado, destacando os principais desafios e a serem explorados em trabalhos futuros.

2 TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS

Neste capítulo apresenta-se uma breve descrição dos processos/operações que são frequentemente utilizados para o tratamento de águas residuais. Os aspectos legais relevantes para gerir de maneira eficiente o tratamento e as descargas das águas residuais são também retratados. Por fim, apontam-se os principais fatores que influenciam o desempenho ambiental das Estações de Tratamento de Águas Residuais.

2.1 ÁGUAS RESIDUAIS URBANAS

As águas residuais urbanas são fluxos de poluição gerados nas habitações e nos estabelecimentos comerciais e industriais, que possuem elevada carga degradativa para os diferentes elementos bióticos e abióticos do ambiente. Neste aspecto, as estações de tratamento de águas residuais há décadas que são amplamente aplicadas no mundo para redução ou eliminação total dos impactes que os esgotos brutos causam no ambiente. Os principais poluentes que afetam diretamente as águas por processos poluidores são a matéria orgânica, matéria sólida, metais, organismos patogénicos, nutrientes, entre outros.

Os métodos utilizados para tratar as águas residuais, antes de serem lançadas no ambiente (rios, córregos, mares, estuários, etc), são regidos por parâmetros da qualidade do efluente, definidos pelas Directivas 2000/60/CE, de 23 de outubro, que estabelece o quadro de ação de referência em matéria de política da água, e a 91/271/CEE, de 21 de maio de 1991, referente ao tratamento de águas residuais urbanas, transpostas para a ordem jurídica nacional pela Lei n° 58/2005 de 29 de dezembro, pelo Decreto-Lei n° 152/97, respetivamente. Segundo este último diploma, as águas residuais, podem ser classificadas em Águas Residuais Domésticas, Águas Residuais Industriais e Águas Residuais Urbanas:

- *Águas Residuais Domésticas:* Caracterizado pelas águas provenientes de ambientes residenciais por características de higiene, necessidades fisiológicas humanas e atividades domésticas. Além destes, as águas pluviais podem ser combinadas com as residenciais.
- *Águas Residenciais Industriais:* Tipologias de atividades não classificadas como águas residuais domésticas e nem pluviais, cabendo por emanção de processo industrial com despejo líquido poluidor.

- *Águas Residuais Urbanas*: Despejo líquido composto pelas águas residuais domésticas, industriais ou com contribuições pluviais.

As águas residuais provenientes dos ambientes urbanos como moradias, empresas e pequenas e médias indústrias, quando autorizadas, são canalizadas afluindo diretamente para os sistemas de tratamento, onde diversas etapas compostas por processos unitários são implementadas, proporcionando um padrão de qualidade para o lançamento do efluente com vista a oferecer um baixo ou nenhum risco para a biota natural do corpo hídrico.

Além de informações relativas aos tipos de fontes que originam as águas residuais, ainda são necessários requisitos mais detalhados para gerir os processos de tratamento e adequá-los conforme as necessidades legislativas. Deste modo, são implementados planos de controlo de qualidade da água, que envolvem a determinação de várias características físicas, químicas e biológicas das águas residuais, a fim de avaliar a eficiência do processo de tratamento quanto à diminuição de toxicidades presentes nos esgotos domésticos e o cumprimento das imposições legais.

Na Tabela 1 são apresentados os valores típicos dos principais parâmetros físico-químicos para águas residuais não tratadas, identificados para a realidade norte americana (Metcalf e Eddy, 2003) e para a realidade portuguesa (Monte e Albuquerque, 2010).

Tabela 1. Composição físico-química das águas residuais urbanas não tratadas

Parâmetros	Concentração				Unidade
	Metcalf e Eddy (2003)		Monte e Albuquerque (2010)		
	Variação	Típico	Variação	Típico	
Sólidos Totais	390 – 1.230	720	980 - 60	715	mg/L
Sólidos totais dissolvidos	270 – 860	500	210 – 720	550	mg/L
Sólidos suspensos totais	120 – 400	210	90 – 430	190	mg/L
Sólidos suspensos fixos	25 – 85	50	9 – 24	16	mg/L
Sólidos suspensos voláteis	95 – 315	160	34 – 109	72	mg/L
CBO _{5,20}	110 – 350	190	444 – 1.338	290	mg/L O ₂
CQO	250 – 800	430	746 – 1.946	608	mg/L O ₂
Azoto total (Nt)	20 – 70	40	53 – 88	60	mg/L N
Azoto Orgânico	8 – 25	15	11,8 – 16	14	mg/L N
Azoto amoniacal	12 – 45	25	32 – 81	38	mg/L NH ₄
Fósforo total (Pt)	4 – 12	7	3,5 – 13	8,5	mg/L P
Fósforo orgânico	1 – 4	2	-	-	mg/L P
Fósforo inorgânico	3 – 10	5	-	9	mg/L P
Óleos e Gorduras	50 – 100	90	39 – 475	115	mg/L
Composto orgânico volátil	<100 – >400	100 – 400	-	-	mg/L

Além dos diplomas legais já referidos, outros também enquadram a gestão/operação dos sistemas de tratamento de águas residuais, entre os quais se destacam:

- O Decreto-Lei n.º 348/98, de 9 de novembro, que transpõe para o direito interno a diretiva n.º 98/15/CE, e altera o Decreto-Lei n.º 152/97, de 19 de junho (Ministério do Ambiente, 1998b);
- O Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de agosto, que estabelece normas, critérios e objetivos a fim de proteger o meio aquático e melhorar a qualidade das águas, considerando os seus principais usos, apresentando padrões quanto à qualidade da água para consumo humano (Ministério do Ambiente, 1998a);
- O Decreto-Lei n.º 149/2004, de 22 de junho, que altera e esclarece a lista de zonas sensíveis e menos sensíveis referente ao tipo de operação para o tratamento em determinadas zonas (Ministério do Ambiente, 2004).

Os requisitos necessários e aceitáveis para a descarga de efluentes em meios aquáticos, estabelecidos no Decreto-Lei nº 236/98, de 1 de agosto e no Decreto-Lei n.º 152/97 de 19 de junho, encontram-se na Tabela 2.

Tabela 2. Composição limite para a descarga das águas residuais urbanas tratadas

Parâmetros	Concentração final	Unidade	Nota:
Carência Bioquímica de Oxigénio - CBO _{5,20}	40	mg/L O ₂	E.P ≤ 2.000
	25		E.P > 2.000
Carência Química de Oxigénio - CQO	150	mg/L O ₂	E.P ≤ 2.000
	125		E.P > 2.000
Sólidos Suspensos Totais	60	mg/L	E.P ≤ 2.000
	35		E.P > 2.000
Fósforo total	2	mg P/L	E.P entre 10.000 – 100.000
	1		Mais de 100.000 E.P
Azoto total	15	mg N/L	E.P entre 10.000 – 100.000 E.P
	10		Mais de 100.000 E.P

Equivalente Populacional (E.P): carga orgânica biodegradável com CBO₅ igual a 60 g O₂/dia, calculada com base na descarga média semanal máxima recebida na ETAR durante um ano (excluindo situações excepcionais, como chuvas intensas).

2.2. SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS

O tratamento de águas residuais envolve uma sequência de processos de remoção ou de conversão das substâncias presentes nas águas, prejudiciais para o ambiente e para o homem. Os processos aplicados são de natureza física, química e biológica, amplamente classificados em nível preliminar, primário, secundário e terciário, e em tratamento de lamas, como se ilustra na Figura 1.

A finalidade do tratamento preliminar permite prevenir obstruções dos processos subsequentes evitando possíveis danos de bombas, medidores, tubulações, entre outros.

2.2.2 Tratamento Primário

O tratamento primário é constituído por operações físicas, que removem principalmente sólidos sedimentáveis e uma parte de matéria orgânica em suspensão, e por processos químicos que muitas vezes são necessários para promover a remoção de sólidos coloidais.

Os sólidos orgânicos sedimentáveis são rapidamente concentrados e removidos pelo processo de sedimentação primária, denominada clarificação, podendo-se atingir uma remoção de 90 a 95% de sólidos sedimentáveis, 40 a 60% de sólidos suspensos totais e 25 a 35% da CBO₅ (Drinan, 2001).

O processo de sedimentação primária pode ocorrer em tanques retangulares ou circulares. Dentro do tanque, os sólidos de características mais pesadas (mais densas que a água) acumulam-se no fundo do decantador, sendo removidos como lamas primárias por meio de bombagem e encaminhadas para uma etapa de processamento. Os sólidos mais leves como óleos, gorduras e outros materiais suspensos (não removidos nas etapas anteriores), acumulam-se à superfície, formando a espuma, que são raspadas e encaminhadas para tratamento específico (Drinan, 2001; Foladori *et al.*, 2010).

Além da operação física de sedimentação, o tratamento primário pode integrar uma etapa de coagulação/floculação, que envolve o uso de agentes químicos, sintéticos ou naturais, para desestabilizar as partículas coloidais e promover a formação de flocos sedimentáveis ou flotáveis. Os coagulantes químicos mais comuns, que se aplicam conforme a variação de pH, são o sulfato de alumínio, o sulfato ferroso, o sulfato férrico, o cloreto férrico, o sulfato ferroso clorado, o aluminato de sódio e o policloreto de alumínio. Nas últimas décadas têm surgido vários estudos que envolvem coagulantes naturais como a *Moringa Oleífera*.

2.2.3 Tratamento Secundário

O tratamento secundário é efectuado predominantemente por processos biológicos através da degradação da matéria orgânica por ação de microrganismos. Estes processos ocorrem por meio de quatro vias distintas: na presença de oxigénio (processos aeróbios), na ausência de oxigénio molecular e combinado (processos anaeróbios), na ausência de oxigénio

molecular (processos anóxicos) e com ou sem ausência de oxigénio (processos facultativos). As principais aplicações técnicas envolvem sistemas de lamas ativadas, filtros biológicos (leitos percoladores), biodiscos, sistemas de lagunagem (lagoa facultativa, lagoa de estabilização) e reatores tipo UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*).

Em Portugal, de acordo com dados apresentados pela APA (2017), de 2009 a 2015 58,5% da população servida por sistemas de tratamento de águas residuais tem à disposição sistemas de tratamento secundário e/ou terciário. A Figura 2 destaca as principais configurações apresentadas pelas ETARs neste período, podendo ser inferido que o tratamento por lamas ativadas, com e sem a adoção da digestão anaeróbia para o tratamento da linha sólida são os modelos mais comuns.

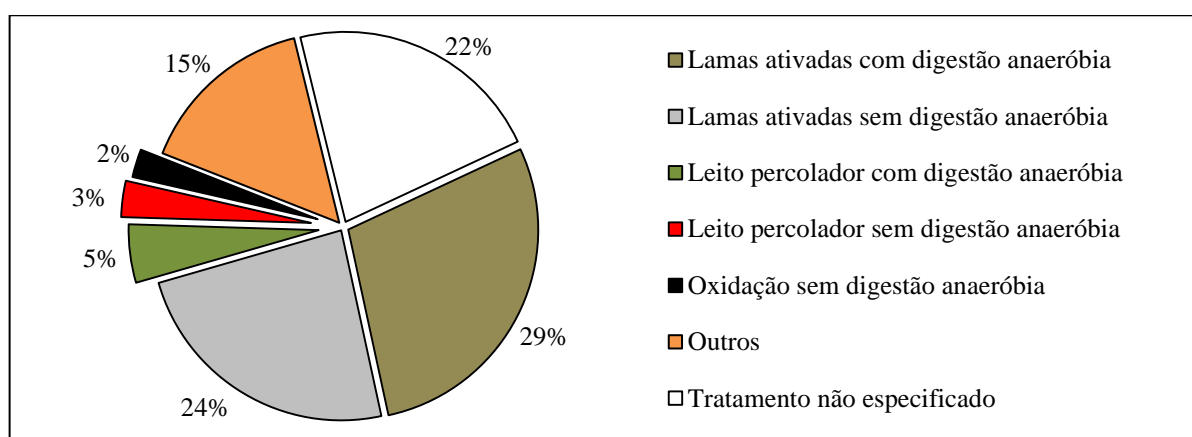


Figura 2. Relação dos principais sistemas de tratamento em Portugal

Fonte: adaptado APA (2017).

Em sistemas de tratamentos de águas residuais urbanas, o processo de lamas ativadas é o mais utilizado, devido à sua elevada eficiência e à qualidade do efluente obtido. As unidades integrantes da etapa biológica para lamas ativadas consistem num tanque de arejamento (reator biológico), decantador secundário, recirculação das lamas e a introdução mecânica de oxigénio.

Os sistemas de lamas ativadas (Figura 3) recircula parte da biomassa como forma integrante do processo. Essencialmente, consiste em submeter as águas residuais pré-decantadas ao arejamento artificial no reator biológico, juntamente com a massa de microrganismos reciclados do tanque de decantação secundária. O oxigénio é bombeado para dentro do tanque de arejamento por difusores de ar de fundo ou de superfície, a fim de manter as condições aeróbias (WEF, 2007). Esta fase do tratamento chama atenção pelo elevado consumo de energia elétrica, visto a intensa necessidade de equipamentos/bombas para promover o funcionamento do sistema.

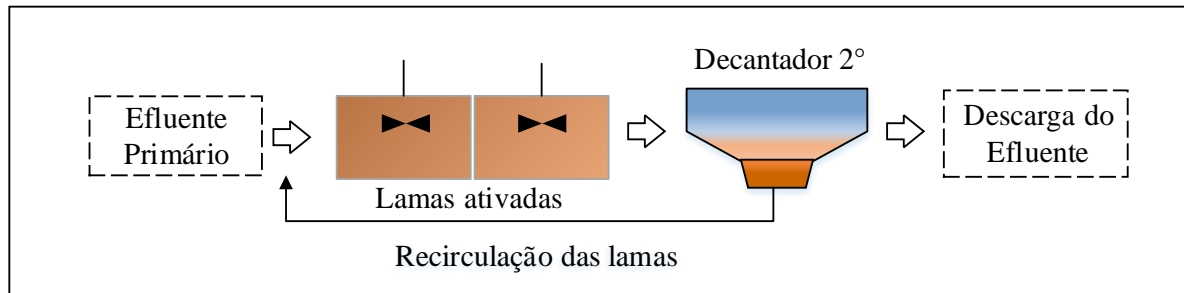


Figura 3. Tratamento biológico por lamas ativadas

Aliado ao sistema de lamas ativadas é comum serem adotados sistemas combinados para a remoção biológica de nutrientes, como o fósforo e o azoto, sendo estes grandes responsáveis por degradar a qualidade das águas receptoras.

Os processos de tratamento biológico removem cerca de 30% do fósforo, o que em muitos casos torna-se um nutriente limitante quando libertado para o ambiente, elevando o potencial de eutrofização. Para tal, o sistema avançado por precipitação química (alumínio ou cloreto férrico) evita a necessidade de tanques ou processos de filtração (Drinan e Spellman, 2012).

Para o azoto, são integrados sistemas que promovem a desnitrificação através da remoção dos nitratos das águas residuais sob condições anóxicas. A configuração *Ludzack-Ettinger modificado* é um exemplo simples que integra a função da remoção do azoto. Este é constituído por um reator anóxico seguido de um aeróbio, com recirculação interna integrada, favorecendo a desnitrificação (WEF, 2007). O diagrama representado na Figura 4, ilustra o processo de remoção biológica do azoto.

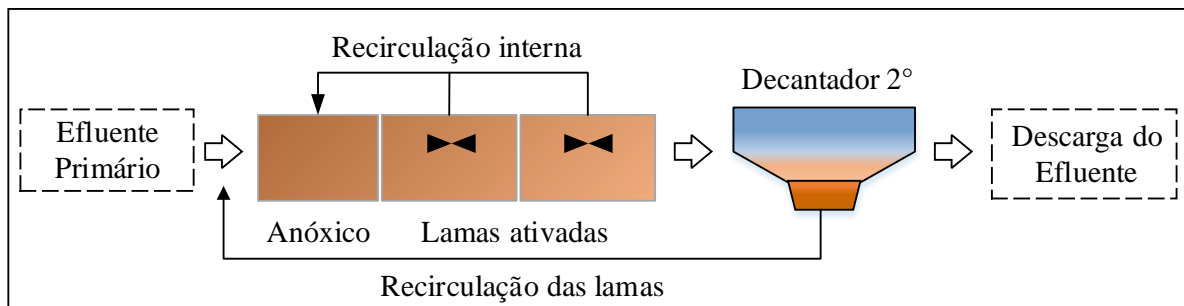


Figura 4. Tratamento biológico com remoção biológica do azoto

A sedimentação secundária é necessária para remover a elevada carga de biossólidos (microrganismos) produzida no reator biológico. Estes têm ou devem ter uma elevada capacidade para formar flocos facilmente separados da água residual pelo processo de sedimentação, resultando um efluente clarificado. Parte dos biossólidos sedimentados no fundo do sedimentador segue para a etapa do espessamento de lamas (lamas em excesso) e a

outra parte retorna ao tanque de arejamento, potencializando a degradação da matéria orgânica presente no efluente (lamas de recirculação) (Drinan, 2001; WEF, 2007).

2.2.4 Tratamento Terciário - Avançado

Compreende a etapa de polimento das águas residuais resultante do tratamento secundário, envolvendo um conjunto de técnicas que proporcionam a redução de nutrientes, agentes patogénicos, compostos não biodegradáveis, metais pesados, sólidos inorgânicos dissolvidos e sólidos em suspensão remanescentes. Em muitas estações de tratamento de águas residuais, a etapa de tratamento secundário é considerada suficiente para o cumprimento da legislação no que respeita à descarga dos efluentes nos corpos receptores.

O polimento geralmente ocorre através da implementação do processo de filtração, por gravidade em tanque aberto ou sob pressão em tanques fechados (Drinan, 2001). Os processos de tratamento como por membranas, radiação ultravioleta, osmose inversa, desinfecção, entre outros, são comumente utilizados (WEF, 2007).

2.2.5 Tratamento das Lamas

O tratamento de lamas mais comum é constituído por três etapas fundamentais: o espessamento, a estabilização biológica e a desidratação mecânica.

As lamas originadas no tratamento da linha líquida – lamas primárias, secundárias e em algumas realidades, lama do processo terciário -, são conduzidas para espessadores, a fim de obter uma maior densidade e teor de sólidos.

A estabilização biológica é frequentemente realizada por processos de digestão anaeróbia, com a produção de biogás, que, por sua vez, pode ser utilizado em processos de cogeração de energia elétrica e térmica, beneficiando toda a ETAR. Podem também ser encontradas práticas de tratamento por compostagem e digestão aeróbia, ou a adoção de processos químicos e físicos como a secagem térmica (Foladori *et al.*, 2010).

As lamas digeridas são ainda submetidas a uma etapa de desidratação, a fim de reduzir o seu teor de humidade através de sistemas como filtro de bandas, centrífugas, filtro prensa e leitos de secagem, obtendo as condições ideais para o destino final (e.g. aplicação agrícola como biofertilizante, aterro sanitário, compostagem, entre outras).

2.3 IMPACTES AMBIENTAIS DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO

A finalidade do tratamento das águas residuais é produzir um efluente líquido com um baixo ou nenhum poder de causar danos nos ecossistemas recetores, sendo, por isso, fundamentais para a manutenção da saúde dos ecossistemas e da saúde humana. Todavia, a maior parte destes sistemas de tratamento para reduzirem o impacte ambiental associado às descargas de águas contaminadas, causam outros impactes ambientais negativos, que podem ser de maior ou menor magnitude em função da tipologia, da dimensão e da gestão dos sistemas. As estações de tratamento consomem elevada energia e produtos químicos. Além disso, emitem para a atmosfera gases contaminantes e de efeito estufa e, ainda, geram excessiva quantidade de resíduos sólidos que necessitam de tratamento e destinos adequados.

Portanto, a análise do desempenho ambiental dos sistemas de tratamento é crucial e tem sido uma prática corrente nas últimas décadas (Jeppsson e Hellstrom, 2002; Lemos *et al.*, 2013) e de acordo com Balkema *et al.* (2002), a busca de soluções mais ecoeficientes no sector do tratamento de águas residuais deve passar por minimizar os custos, os consumos de recursos mássicos e energéticos, a área ocupada, a perda de nutrientes e a emissão de resíduos para a água, solo e ar. Além disso, as soluções adotadas devem procurar valorizar os subprodutos resultantes (e.g. o biogás e lamas).

A seguir, apresenta-se uma breve incursão pelas emissões para a água, ar e solo associadas ao tratamento de águas residuais, bem como aos impactes que essas emissões causam.

2.3.1 Emissões para a Água

Considerando que o efluente para ser lançado no corpo receptor deve cumprir rigorosamente os critérios de descarga legais, as ETARs têm um impacte positivo na qualidade das águas superficiais e subterrâneas das áreas onde se encontram instaladas, uma vez que contribuem de forma significativa para a redução da carga de poluente dos efluentes brutos. Caso estas fossem lançadas diretamente nos recursos hídricos causariam a contaminação destes e criariam problemas graves de saúde pública. Excluem-se desta análise as situações que envolvem efluentes que contêm substâncias não reguladas, para as quais muito dos sistemas de tratamento disponíveis não apresentam eficiências de remoção aceitáveis, como acontece no caso da presença de compostos orgânicos voláteis (COVs) (e.g.

benzoato de etila, o tetracloroetileno tolueno, o tricloroetileno, o 1,1,1-tricloroetano), em concentrações inferiores a 10 µg COV por litro (Tata *et al.*, 2003).

Todavia, durante a fase de exploração das ETARs, existe uma possibilidade de poluição das águas subterrâneas, devido às perdas do sistema de tratamento (fase líquida, fase sólida). Além disso, em estações com processo de secagem das lamas em leitos de secagem, a possibilidade de poluição das águas subterrâneas é elevada pelo risco de infiltração dos leitos. Outro grande impacto negativo nas águas subterrâneas pode ser causado pelas perdas e infiltração do lixiviado do local de armazenamento temporário das lamas com substâncias perigosas na sua composição, como metais pesados.

2.3.2 Emissões Atmosféricas

As emissões de gases para a atmosfera a partir de ETARs podem potencializar diretamente o aquecimento global por meio da libertação de gases de efeito estufa (GEE), como o dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e o óxido nitroso (N₂O). De acordo com o IPCC (2007), o metano tem um potencial de aquecimento global 25 vezes superior ao CO₂ em termos equivalente para um horizonte temporal de 100 anos e o potencial de óxido nitroso até 300 vezes superior.

A produção de CO₂ nos sistemas de tratamento tem essencialmente duas origens: uma direta, a oxidação da matéria orgânica presente na água residual, mas por apresentar características de ciclo curto, não contribui para o aumento direto do aquecimento global; uma indireta, relacionada com o uso de energia elétrica, de combustíveis, de produtos químicos, entre outros materiais, cuja produção recorre a processos poluidores como a combustão de combustíveis fósseis (Listowski *et al.*, 2011; Daelman *et al.*, 2012).

As emissões antropogénicas de CH₄ e N₂O podem estar intimamente presentes nos processos de remoção da matéria orgânica solúvel, sólidos em suspensão, organismos patogénicos e contaminantes químicos (EPA, 2017). Os processos da biodegradação anaeróbia de material orgânico solúvel por microrganismos podem resultar também na produção de CH₄. Já, durante os processos microbiológicos de nitrificação e desnitrificação do azoto (N), ocorre a produção de N₂O, geralmente pela presença de ureia, amónia e proteínas (EPA, 2017).

A produção de N₂O é comum no tratamento biológico, sobretudo na etapa anóxica. Os resultados encontrados por Czepiel *et al.* (1995), num estudo realizado no nordeste dos Estados Unidos, apontam para uma contribuição de aproximadamente 90% do total de

emissões de N_2O da ETAR, originadas no tanque de tratamento secundário com arejamento. Há também possíveis emissões em desarenadores, sedimentadores primários, decantadores secundários, espessamento e em digestores anaeróbicos de lamas, por nitrificação (em processos aeróbios) e desnitrificação (em processos anóxicos). Segundo Kampschreur *et al.* (2009), uma gestão adequada da remoção de nutrientes assegura um melhor controlo das emissões, a um nível de não se atingirem elevadas taxas. Em sete ETARs avaliadas por Foley *et al.* (2010), projetadas para conceber a remoção biológica de azoto, constatou-se que, em processos de tratamento que conduzem a concentrações de azoto total no efluente inferior a 10 mg N/litro, através da elevadas eficiências de remoção, é emitido menos N_2O do que em sistemas de baixa eficiência.

O principal parâmetro para determinar o potencial de geração de CH_4 é a quantidade de matéria orgânica solúvel presente no meio, em que, para ser aferida, utilizam-se os parâmetros Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO) e Carência Química de Oxigénio (CQO). A CQO é tida por mais confiável para estimar a geração de CH_4 , uma vez que mede a matéria orgânica total biodegradável e não biodegradável presente na água residual (EPA, 2017; APA, 2017). O N_2O pode ser estimado através do caudal do afluente bruto, do número de habitantes atendidos e da carga de azoto total contido no meio, conforme balizado em estudos como Ribeiro *et al.* (2013), tendo por influência alguns parâmetros operacionais, como concentração de azoto total afluente e de oxigénio dissolvido, idade das lamas e o nível de arejamento em tanques.

Os processos de decomposição aeróbia em águas residuais requerem maiores quantidades de oxigénio do que o fornecido pela difusão superficial, razão pela qual na ausência de sistemas mecânicos de arejamento, as bactérias metanogénicas decompõem de forma anaeróbia a matéria orgânica, resultando o gás metano como subproduto. Os principais sistemas de tratamento com emissão de CH_4 para a atmosfera foram quantificados em estudos como de Czepiel *et al.* (1993), identificados no desarenamento, tanque de arejamento e no armazenamento de lamas. Além destes, outros autores como Guisasola *et al.* (2007), Daelman *et al.* (2012) e Schouten *et al.* (2013) analisaram e quantificaram a formação de CH_4 a partir de processos operacionais de tratamento de águas residuais.

Segundo dados do relatório publicado pela APA (2017), os valores estimados das emissões de GEE referentes ao tratamento e à descarga de águas residuais urbanas em Portugal, em 2015, foram de aproximadamente $1,11 \times 10^9$ kg CO_2 eq. Na Figura 5 é possível verificar o comportamento das emissões desde o ano de 1990. As emissões de CO_2

proveniente do tratamento das águas residuais urbanas é considerada de origem biogénica, não sendo por isso incluídas no processo de contabilização.

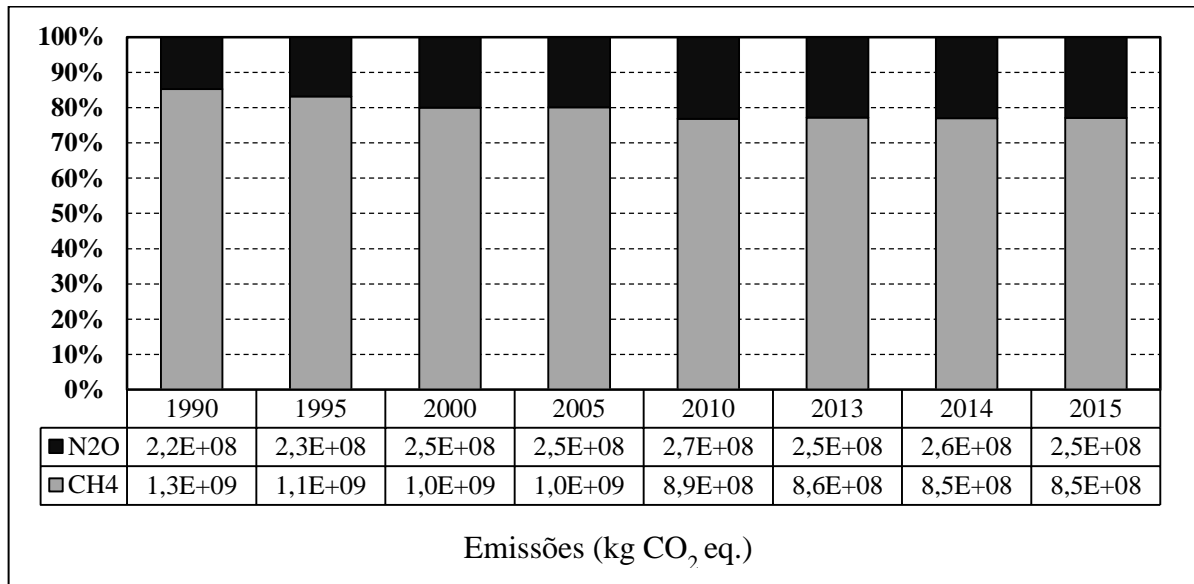


Figura 5. Emissões de GEE de ETARs em Portugal
Fonte: adaptado APA (2017).

Além das emissões de gases que impactam significativamente o aquecimento global, outros também chamam a atenção pelos efeitos negativos que causam diretamente na saúde humana e ao ambiente, como o sulfureto de amónio, o sulfureto de hidrogénio, o carbonato de amónio e os designados por compostos orgânicos voláteis (COVs), estes por vezes, tornam-se preocupantes, devido à sua volatilização, bioacumulação e biodegradação (Fatone *et al.*, 2011).

Os COVs são compostos químicos orgânicos constituídos por átomos de carbono, em que sob alta pressão de vapor resultante de seus baixos pontos de ebulição, são emitidos como gases e que incluem centenas de compostos que reagem quimicamente com a atmosfera (e.g. propano, butano, etano, xileno, e outros) (Chen *et al.*, 2013).

A emissão dos gases CO, NO_x e COVs, gerados em grande parte por processos de combustão, afetam indiretamente a absorção da radiação terrestre, ao potencializar a formação fotoquímica do ozono troposférico e outros oxidantes, tendo por precursores as complexas séries de reações entre o NO_x e COVs, na presença da luz solar (EPA, 2017).

2.3.3 Emissões para o Solo

Diversos são os fatores que influenciam a composição e a qualidade das lamas em ETARs, desde a natureza das águas brutas, até às tecnologias adotadas no tratamento.

De entre as principais substâncias constituintes das lamas, destaca-se o alto teor de matéria orgânica (45 a 50% ou mais) e a presença de nutrientes como o azoto (3 a 4%, com cerca de 90% sob a forma orgânica) e o fósforo (de 4 a 5%), além do potássio, cálcio, magnésio e enxofre (0,3%, 6,5%, 07% e 2,6%, respectivamente) (Dias, 1997). Além disso, as lamas podem ainda conter a presença de substâncias altamente contaminantes, como os metais pesados e microrganismos patogénicos.

O conteúdo de matéria orgânica pode oferecer uma atraente melhoria em termos de atividade do solo, como nas propriedades físicas, capacidade de retenção de minerais e água, resistência ao escoamento superficial e à erosão. Também, a degradação desta pode aumentar o conteúdo dos compostos de valor agrícola, como os nutrientes, estando disponíveis por períodos mais longos no solo. Contudo, a rápida mineralização da matéria orgânica pode elevar à lixiviação de nitratos e de outras substâncias potencialmente poluentes, para águas subterrâneas.

A contaminação do solo por metais pesados influencia consideravelmente a saúde e o crescimento das plantas, as propriedades do solo, a pecuária e a saúde humana, sendo cumulativos no ambiente. Por outro lado, em solos pobres em cobre, a título de exemplo, o teor de metais pesados nas lamas de águas residuais pode corrigir a deficiência deste elemento (European Commission, 2001). Em Portugal, o Decreto-Lei n.º 276/2009, de 02 de outubro (Ministério do Ambiente, 2009) estabelece a utilização de lamas de depuração em solo agrícola, e regulamenta os valores limites de metais pesados permitidos na composição, observados na Tabela 3.

Tabela 3. Valores limites de metais pesados nas lamas para aplicação na agricultura
Fonte: Ministério do Ambiente (2009)

Parâmetros		Valores limite – mg/kg de matéria seca
Cd	Cádmio	20
Cu	Cobre	1.000
Ni	Níquel	300
Pb	Chumbo	750
Zi	Zinco	2.500
Hg	Mercúrio	16
Cr	Crómio	1.000

Uma variedade de poluentes orgânicos tóxicos também pode surgir nas lamas, acarretando diversos problemas às plantas, animais e humanos, destacando-se principalmente os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAH), os furanos (PCDF), as dioxinas e os compostos bifenilos policlorados (PCB). Já, os microrganismos patogénicos, correlacionados com o elevado risco na saúde, são percebidos pela elevada composição de bactérias, vírus, helmintos e protozoários.

Ainda que existam diversas técnicas de tratamento das lamas, não se pode afirmar que a gestão destas esteja de facto totalmente resolvida, de maneira que, após findado o tratamento, a principal preocupação segue na busca pelos melhores meios de realizar a sua deposição final. Uma interessante estratégia de gestão de resíduo estabelece de maneira prioritária a valorização das lamas, aliado a sua reutilização para fins benéficos, em relação à sua deposição, via eliminação.

Diversos são os métodos adotados para destinar as lamas de depuração. De entre eles, os mais comuns praticados em Portugal são os processos de reciclagem por valorização agrícola, compostagem e em aterro sanitário, conforme o último relatório publicado pela APA (2013) relativo à gestão de lamas em ETARs urbanas, apresentado na Tabela 4.

Tabela 4. Destino final das lamas produzidas em ETARs urbanas em Portugal
Fonte: adaptado APA (2013)

Produção de Lamas (t/ano)		2010	2011	2012	2013
Valorização	Agricultura	168.953	129.494	115.500	104.511
	Armazenamento para valorização	71.363	171.643	223.459	174.138
	Compostagem	59.151	68.283	88.203	88.474
	Outros	3.167	4.191	1.722	4.852
Eliminação	Aterro	30.648	19.929	23.271	20.299
	Tratamento Físico-químico	1.145	273	1	-
	Armazenamento para eliminação	447	2.317	8.459	538
	Outros	40	1.140	2.254	213
Total - ETAR Urbana		334.915	397.270	462.870	393.025

Para Barbosa (2008), de entre os fatores preponderantes que promove a principal via de eliminação das lamas em Portugal, são originados pelas composições não favoráveis do resíduo, as características locais ou as políticas regionais, tornando as lamas ináptas para valorização e assim depositadas em aterro sanitário.

3 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV)

Neste capítulo enfatiza-se a metodologia mais utilizada para avaliar a sustentabilidade e o desempenho ambiental de sistemas de tratamento de águas residuais - a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Além de uma breve descrição das várias etapas que a integram, é apresentada uma revisão de conhecimentos relativa à sua aplicação em sistemas de tratamento de águas residuais e faz-se ainda uma breve referência às ferramentas computacionais disponíveis para apoiar/facilitar a aplicação desta metodologia.

3.1 DEFINIÇÃO E VISÃO GERAL

A abordagem da ACV é caracterizada por uma avaliação da pegada ambiental de todos os processos relevantes atrelados ao ciclo de vida do produto, processo ou serviço, tendo por base a identificação/quantificação das entradas energéticas e materiais, assim como das saídas (resíduos e emissões descarregadas para o ambiente) ao longo de todo o ciclo de vida, desde a extração das matérias primas até à deposição final (aproximação *cradle to grave*). Os resultados são relacionados com uma unidade funcional, permitindo a comparação quantitativa dos impactos ambientais de diferentes sistemas com a mesma função.

No essencial, a ACV permite estimar os impactos ambientais cumulativos resultantes de todas as etapas do ciclo de vida do produto, incluindo análises de carácter específico, desde a extração da matéria-prima, transporte, deposição e o destino final do produto, entre outros.

A ACV fornece uma visão abrangente dos aspectos ambientais envolvidas no produto ou processo, permitindo uma imagem mais precisa quanto aos compromissos ambientais ligados a todo ciclo de vida (EPA, 2006). A Figura 6 ilustra os estágios do ciclo de vida comumente avaliadas em uma ACV, correlacionando com possíveis entradas e saídas consideradas.

Diversos governos passaram a incentivar o uso da ACV como elemento central de políticas ambientais ou aplicações voluntárias em países da União Europeia, EUA, Japão, Coreia, Canadá, Austrália e outros com expansão de economia como a Índia e China (Guinée *et al.*, 2011). De modo a garantir a qualidade dos processos, a uniformidade das metodologias e a normalização dos parâmetros a estudar, a *International Organization for Standardization* – ISO regulamenta e estrutura a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) por meio de normas, sendo representadas na União Europeia nas versões EN ISO 14040 e EN ISO 14044.

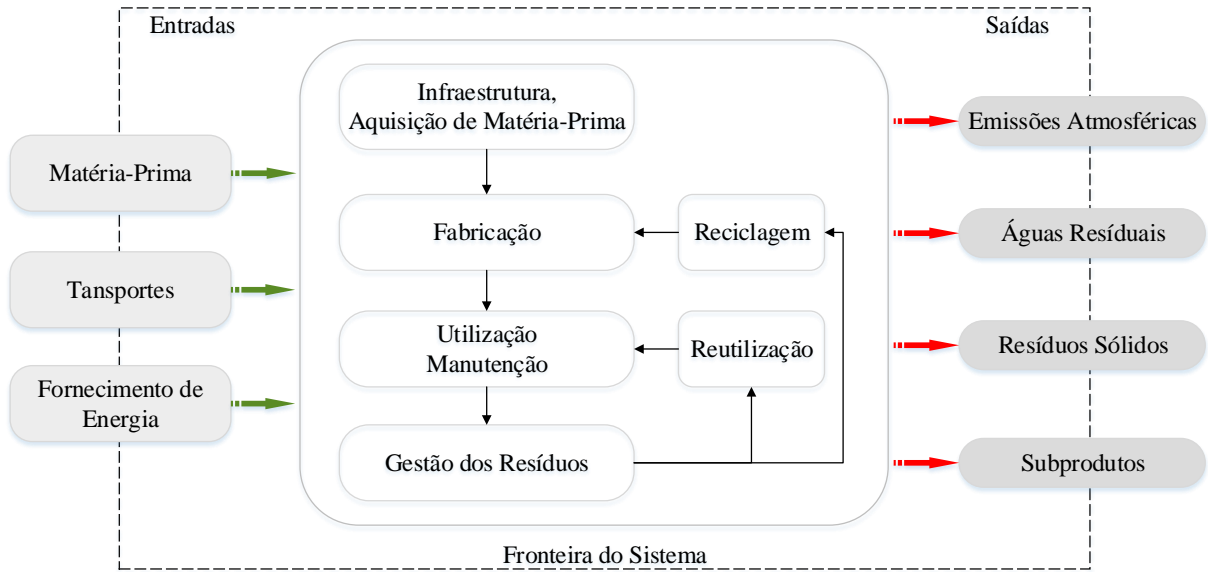


Figura 6. Estágios do ciclo de vida de um produto
 Fonte: adaptado EPA (2006); ISO 14040 (2008).

As normas estabelecem os princípios, o enquadramento, os requisitos e as orientações para a ACV, incluindo quatro principais etapas.

3.2 ETAPAS DA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

3.2.1 Definição do Objetivo e do Âmbito

Identifica o propósito e a extensão do estudo por meio da descrição detalhada do produto ou processo a ser analisado, caracterizando o contexto da avaliação, determinando o problema e definindo as aplicações pretendidas com os resultados da ACV, devendo identificar o público alvo e o âmbito do estudo (Jolliet *et al.*, 2016).

O âmbito é estabelecido com base nos objetivos definidos, integrando os seguintes elementos conforme a ISO 14044 (2006): as funções do sistema de produto ou processo; a unidade funcional; a fronteira do estudo; os procedimentos de alocação; as categorias de impacto e a metodologia de avaliação com a subsequente interpretação a ser adotada; requisitos de dados; os pressupostos; as limitações; e a qualidade dos dados.

A unidade Funcional (UF) define a quantificação das funções identificadas no sistema de produto (conjunto de processos elementares formados por fluxos elementares e de produtos), com o propósito de fornecer uma referência para relacionar as entradas e as saídas, assegurando a mensuração e a comparabilidade de diferentes sistemas numa base comum

(ISO 14044, 2006). A UF permite assim evitar inconsistências e comparar os resultados da ACV entre vários processos ou sistemas (Roeleveld *et al.*, 1997; Hospido *et al.*, 2012).

A fronteira do sistema é o critério que determina os processos elementares que irão integrar a ACV. Exemplos de processos elementares podem ser visualizados conforme as entradas e saídas mostradas na Figura 6. É igualmente importante destacar os critérios *cut-off* estabelecidos para a delimitação do sistema (energia, massa e significância ambiental), possíveis suposições, as restrições de dados e a aplicação almejada para a ACV (ISO 14044, 2006).

3.2.2 Inventário do Ciclo de Vida (ICV)

As diferentes tipologias de dados que suportam a ACV podem ser coletadas nos locais de produção ligados aos processos elementares dentro da fronteira do sistema, ou calculados a partir de outras fontes (ISO 14044, 2006). Para a qualidade dos dados são requisitadas propriedades que abrangem a sua cobertura temporal, geográfica e tecnológica, a precisão, a representatividade, a consistência, as fontes e a incerteza da informação, de maneira que tais propriedades indicarão a fiabilidade dos resultados e a adequada interpretação (ISO 14044, 2006).

Deste modo, esta etapa abrange a recolha e validação dos dados, correlação dos dados aos processos elementares e à UF, refinamento da fronteira do sistema (caso necessário) e alocação (ISO 14044, 2006).

Há um destaque para o refinamento da fronteira face à natureza dinâmica da ACV, visto que, à medida que o conhecimento do estudo vai se aprofundando com novas aquisições de dados e/ou identificação de limitações do sistema, poderão ser realizadas alterações dos objetivos e do âmbito de análise.

Já a alocação está relacionada com a circunstância do ciclo de vida do produto ou processo impactar outros ciclos de vida não inclusos na fronteira adotada no estudo. Em geral, poderá haver mais de um produto e/ou a geração de subprodutos, que sendo reincorporados no processo, ou compartilhados com outros sistemas, através da sua reutilização ou reciclagem, deverá aplicar-se o procedimento de alocação para a distribuição das responsabilidades quanto às contribuições para os impactos, aplicando-se as regras previstas nas normativas. A ISO 14044 (2006) orienta que a alocação seja evitada sempre que possível através dos critérios de expansão do sistema.

De modo a envolver o ICV para o tratamento de águas residuais, Doka (2003) estabeleceu em seus diversos estudos um inventário completo para diferentes processos de tratamento, a fim de que, a base de dados construída sirva de referência para estudos que buscam avaliar o ciclo de vida de ETARs, incluindo na fronteira do sistema desde a recolha das águas residuais até a destinação final dos resíduos. O âmbito considerado em suas avaliações contemplou toda a cadeia de processos ilustrado na Figura 7.

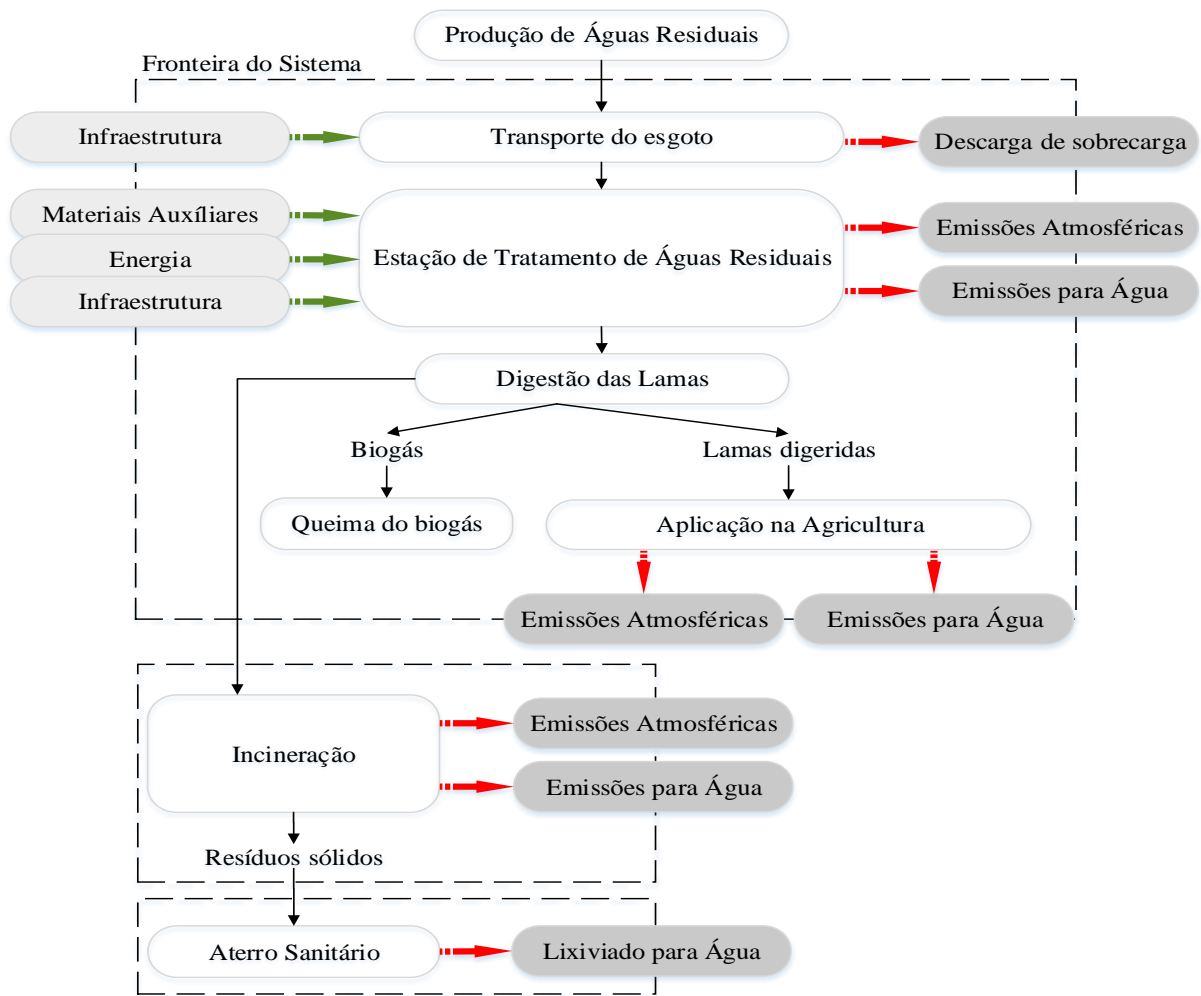


Figura 7. Fronteira do sistema para a cadeia de processos de tratamento de águas residuais
 Fonte: adaptado Doka (2003).

3.2.3 Avaliação de Impactes do Ciclo de Vida (AICV)

A AICV tem por característica dois princípios chave:

- Perceber ao nível dos dados do ICV os potenciais impactes ambientais acerca dos processos, e;

- Promover a interpretação dos dados do inventário em formatos que sejam aplicáveis e significativos para uma orientação a novas decisões.

Para a normativa ISO 14040 (2008), estes princípios são atendidos, de maneira geral, ao associar o ICV a categorias específicas de impacto ambiental e a indicadores de categoria, a fim de compreender os seus potenciais efeitos na saúde humana e nos ecossistemas. Desta maneira, os seguintes passos devem ser obrigatoriamente respeitados para uma efetiva avaliação (EPA, 2006):

- **Seleção e definição das categorias de impacto, indicadores de categoria e modelos de caracterização** - Identificação das categorias relevantes do impacto ambiental, como aquecimento global, acidificação, eutrofização, entre outros;
- **Classificação** - imputação dos dados do ICV para as categorias de impacto (e.g. classificação de emissões de CO₂ na categoria aquecimento global);
- **Caracterização** – Cálculo dos resultados dos indicadores de categoria utilizando fatores de conversão baseados em literatura, por exemplo, calcular o impacto do CO₂ e CH₄ quanto ao potencial de aquecimento global.

Estes elementos têm por característica converter os resultados do ICV em resultados de indicadores de categorias, ou seja, promover o perfil ambiental para as diferentes categorias de impacto. Além destes, procurando uma avaliação ainda mais completa, alguns elementos opcionais servem para normalizar, agrupar e ponderar os resultados dos indicadores e técnicas de análise de qualidade dos dados (Ferreira, 2004).

Outros critérios tomados por relevantes consistem em definir os métodos que irão avaliar os impactos, que de acordo com Guinée *et al.* (2004), corresponde ao mecanismo ambiental através do qual os indicadores de categoria são determinados. Estes, segundo os autores, podem ser definidos com a abordagem “orientada para o problema” (midpoint - toxicidade humana, acidificação, efeito estufa) ou, alternativamente, caracterizados com a abordagem “orientada para o dano” (endpoint - saúde humana, recursos naturais, ecossistemas).

Para a EPA (2006), a análise de midpoint restringe a modelação quantitativa em termos de causa-efeito ao longo do mecanismo ambiental, limitando a subjetividade e oferecendo maior abrangência da cobertura do modelo em relação à abordagem de endpoint.

A Figura 8 ilustra o conceito de indicadores de categoria em relação ao mecanismo ambiental, tomando por exemplificação a categoria de acidificação abordada na normativa.

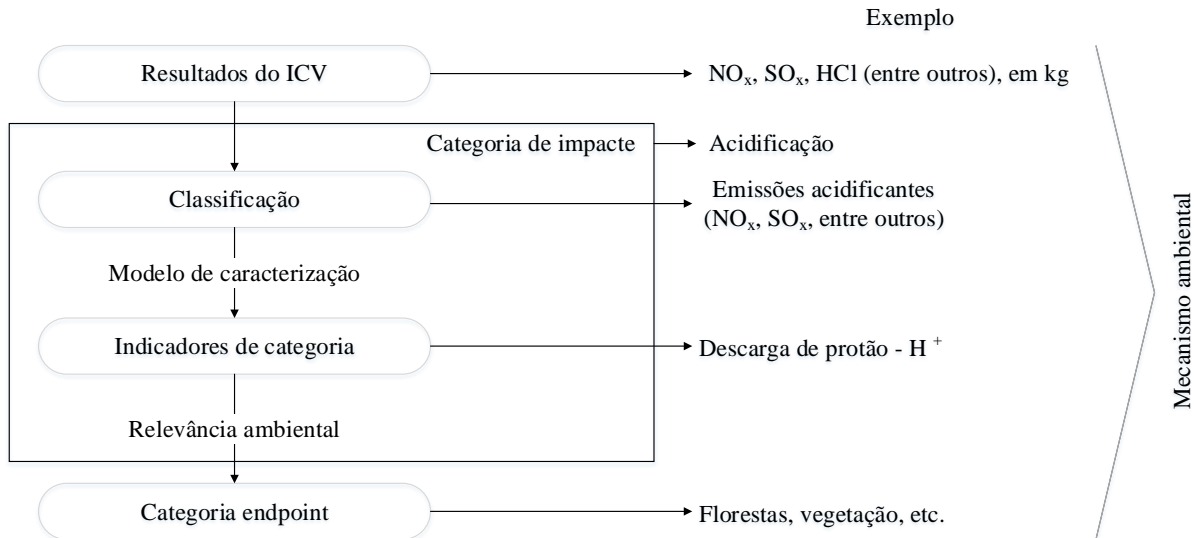


Figura 8. Contexto para indicadores de categorias
 Fonte: Adaptado ISO 14044 (2006).

3.2.3.1 Métodos de avaliação

Para a avaliação dos impactos de ciclo de vida pode recorrer-se a vários métodos, que têm em consideração os principais fatores de caracterização atribuídos para a AICV. Os principais métodos são descritos a seguir. Para uma descrição mais detalhada remete-se o leitor para a *European Platform on Life Cycle Assessment - EPLCA* (2010a):

- *CML - Institute of Environmental Sciences*

O método CML foi desenvolvido pelo Instituto de Ciências Ambientais da Universidade de Leiden (Holanda) e publicado através do manual *Handbook on Life Cycle Assessment Operational Guide to the ISO Standards* pelos autores Guinée *et al.* (2004).

Fundamenta-se num método de avaliação quantitativa orientada ao estágio inicial da cadeia de causa-efeito, voltada ao problema ambiental, sendo classificada e caracterizada nas categorias intermédias de impacte. Para cada problema existem fatores de caracterização quantificados, onde uma emissão identificada na etapa do ICV é convertida numa contribuição para o efeito de um problema ambiental através da multiplicação por um fator equivalente. De entre as principais características deste método, destacam-se as seguintes:

- Assenta em fundamentos científicos explícitos que apoiam todas as escolhas importantes;
 - Fatores alternativos de AICV fornecidos para análise de sensibilidade para cada categoria de impacto;
 - Os fatores da AICV podem ser obtidos através de planilhas (CML, 2016), com regulares atualizações;
 - Uso das categorias de impacto em inúmeros estudos científicos
 - AICV desenvolvido de acordo com os princípios de outros elementos da metodologia de ACV, como unidade funcional, alocação, normalização, etc. de maneira consistente em relação ao tempo, espaço, não linearidades, mecanismos económicos, sociais e tecnológicos, entre outros.
- *ReCiPe*

Tem por fundamentação o relatório publicado pelos autores Goedkoop *et al.* (2013), este método descreve a implementação da AICV em termos das escolhas adotadas para as modelações com a união dos métodos *CML* e o *Eco-Indicator 99*, integrando de forma consistente as abordagens orientadas ao problema e ao dano, respectivamente.

As principais análises de impacto integram-se em 18 categorias orientadas ao problema e 3 aos danos. Os dados de normalização estão disponíveis a nível europeu e mundial, tendo por referência o ano 2000 (não incluídos dados para a transformação natural do solo e deterioração da água doce). Em linhas gerais, destacam-se as principais características para a construção das categorias de avaliação:

- Os fatores de mudança climática, ao nível de ponto final, vinculam a saúde humana e os danos no ecossistema, tendo ao ponto médio fatores de equivalência do *Intergovernmental Panel on Climate Change* (horizontes 20, 100 e 500 anos);
- A depleção do ozono, em termos finais, tem por base a previsão do tempo do desenvolvimento demográfico até ao ano 2100;
- Acidificação ligada aos danos do ecossistema, com horizonte de tempo dependente, apresenta os pontos médios e finais sob o mesmo mecanismo;
- Fatores de formação de ozono fotoquímico e materiais particulados estimados a partir de modelos atmosféricos e epidemiológicos atualizados;

- Distinção entre o uso do solo e a intensidade agrícola;
- Eutrofização de água doce ligada ao dano sobre o ecossistema.
- *Impact 2002+*

Consiste num método que fornece resultados tanto no ponto médio quanto ao nível de danos. São agrupados em 14 categorias de ponto médio, com mecanismos de impactes semelhantes. De entre as características relevantes, a que se sobressalta relaciona-se com o desenvolvimento próprio de cálculos para a obtenção das categorias toxicidade humana e ecotoxicidade. As demais categorias foram adaptadas dos métodos Eco-Indicator 99 e o CML. Atribuiu-se as categorias intermédias para as 4 categorias de danos (saúde humana, qualidade do ecossistema, alterações climáticas e recursos), com significativas mudanças na qualidade ambiental (Jolliet *et al.*, 2016).

A normalização do método é obtida através de cálculos dos impactes totais de todas as emissões com validade geográfica a nível da Europa, contribuindo para cada categoria estudada. Os resultados são expressos em equivalente pessoa-ano (Jolliet *et al.*, 2016).

De maneira mais sucinta, outros métodos também abrangidos pela literatura, mas com menor aplicação em relação ao tema de estudo, são os seguintes:

- *Traci*: desenvolvido pela U.S EPA para avaliar as características a nível intermédio do que representa as condições ambientais nos Estados Unidos.
- *Eco-Points – Ecological Scarcity Method*: Fornece fatores de caracterização e ponderação de várias emissões e extrações com base em metas e objetivos de políticas públicas, em fluxos reais anuais (atual) e críticos para uma região definida, tendo por referência características de ponto final.
- *EPS 2000*: Possui como propósito auxiliar no desenvolvimento de produtos quanto à tomada de decisão. A caracterização é por ponto final calculado através dos efeitos tidos nos pontos intermédios. As incertezas são claramente definidas em toda a análise ao comparar-se duas alternativas de produtos.
- *EDIP 97 / EDIP 2003*: suporta a ACV de produtos industriais com apoio em análises ambientais quanto ao desenvolvimento de produtos, abrangendo as áreas do ambiente, recursos e trabalho. Fornece fatores de caracterização para as emissões caracterizadas como não-global e ruído.

- *Eco-indicator 99*: Tem por missão simplificar a interpretação e a ponderação dos resultados, através dos princípios da abordagem orientada para o dano.

Trabalhos relevantes encontrados na literatura compararam diferentes métodos de avaliação com o objetivo de investigar se a escolha de um poderia influenciar significativamente os resultados da ACV aplicado a tecnologias de sistemas de tratamento de águas residuais.

Ortiz *et al.* (2007) utilizaram os métodos *Eco-Indicator 99*, *Eco-Points 99* e o *CML* para avaliar tecnologias de tratamento de sistemas de lamas ativadas convencional com e sem a presença de um sistema terciário do tipo reator biológico de membranas, buscando verificar qual dos casos promove um menor impacto no ambiente. Apesar dos autores não terem realizado uma interpretação quanto aos métodos, ainda assim é possível perceber uma semelhança nos resultados obtidos para o *Eco-Indicator 99* e *Eco-Points 97* em relação ao *CML*.

Os autores Renou *et al.* (2008) concluíram não haver implicações sobre os métodos de avaliação utilizados nos impactos ambientais globais, como efeito estufa, acidificação, eutrofização e a depleção de recursos, sinalizado por uma similaridade nos resultados. Em termos de toxicidade observou inconsistências de entre as análises, com discrepâncias entre os resultados, apontando ser necessários maiores estudos neste item e sublinhando a importância de se considerar parâmetros locais no cálculo da avaliação. Os métodos escolhidos foram o *CML*, *Eco-Indicator 99*, *EDIP 97*, *EPS* e *Eco-Points 97*.

No trabalho desenvolvido por Hospido *et al.* (2012) foi comparado os métodos *CML*, *ReCiPe* e *IMPACT 2000+* com o objetivo de avaliar o desempenho ambiental associado à quatro diferentes combinações de tratamento por biorreatores de membranas (*Membrane bioreactors - MBRs*) nas categorias de eutrofização, acidificação, ecotoxicidade terrestre e água doce, onde que, para os resultados obtidos, percebeu-se para a eutrofização uma determinada divergência motivada pelos diferentes significados que cada método de avaliação fornece quanto às emissões relacionadas ao fósforo (P).

3.2.3.2 Categorias de avaliação de impacto

As principais categorias que são incluídas na maioria dos estudos de ACV aplicado ao tratamento de águas residuais são descritas a seguir, tendo por referência as unidades de

avaliação conforme o método CML (Guinée, 2004; EPLCA, 2010; EPLCA, 2011; Kupfer *et al.*, 2017).

○ ***Alterações Climáticas:***

Definido pelo impacto das atividades antrópicas associado às emissões de gases de Efeito Estufa (GEE) que potencializam o aquecimento global, como o CO₂, CH₄, N₂O e outros gases que interferem com a radiação infravermelha emitida pela superfície terrestre e impedem a dispersão de raios solares. O potencial de aquecimento global é calculado em kg CO₂ equivalentes (kg CO₂-eq.).

○ ***Eutrofização:***

Compreende os impactos relacionados com os níveis de macronutrientes como o azoto (N) e o fósforo (P) no ambiente. Em meio aquático e terrestre o aumento de nutrientes favorece a multiplicação de microrganismos e a elevada produção de biomassa. Em meio aquático, o crescimento de biomassa (sobretudo alga) impede a passagem da luz, conduz, conseqüentemente, ao decaimento da quantidade de oxigênio dissolvido pela decomposição da biomassa (medida em CBO) e causa um forte impacto na diversidade local. Em solos eutrofizados, há uma maior susceptibilidade das plantas para doenças e pragas, além de que, se o nível de nutrientes exceder a quantidade de azoto necessário para as plantas, poderá ocorrer enriquecimento de nitrato no solo e, através da lixiviação, aumentar o teor destes nas águas subterrâneas. O potencial de eutrofização é avaliado em kg de fosfato equivalente (kg PO₄⁻³-eq.).

○ ***Acidificação:***

Os poluentes acidificantes possuem uma grande variedade de impactos no solo, águas subterrâneas e superficiais, organismos biológicos e ecossistemas. De entre as substâncias que mais contribuem para este indicador são o dióxido de enxofre (SO₂), os óxidos de azoto (NO_x) e a amônia (NH₃). As conseqüências promovidas pelos impactos da acidificação promovem alterações na fauna e flora (por exemplo, morte de peixes), além de danificar estruturas e edificações. O potencial de acidificação é expresso em termos de dióxido de enxofre equivalente (kg SO₂-eq.).

○ ***Depleção da Camada de Ozono:***

Refere-se à diminuição da camada de ozono (O_3) causada por emissões antropogénicas como os clorofluorcarbonetos (CFC). Esta redução conduz a um aumento da radiação dos raios UV-A/UV-B na superfície terrestre, causando problemas nocivos aos ecossistemas aquáticos e terrestres. Em humanos, a exposição a estes raios pode elevar a incidências de cancro da pele, doenças oculares, envelhecimento precoce e supressão aos sistemas imunológicos. O potencial de depleção da camada de ozono é expresso em termos de Cloro-Flúor-Carbono-11 equivalente (kg CFC-11-eq.).

○ ***Toxicidade humana:***

Resulta da exposição do Homem a substâncias com características tóxicas, como metais pesados e compostos aromáticos. A identificação do potencial de toxicidade humana possui diversas incertezas devido aos impactes das substâncias serem dependentes do tempo de exposição, e aos potenciais efeitos agregados. A unidade de referência do potencial de toxicidade humana baseia-se em termos da substância 1,4 Diclorobenzeno ($C_6H_4Cl_2$) equivalente (kg 1,4 DCB-eq.).

○ ***Ecotoxicidade:***

Abrange as substâncias quimicamente tóxicas emitidas para o ambiente (ar, água e solo) com potencial de impactar os ecossistemas *aquáticos* e *terrestres*, com efeitos nocivos sobre a fauna e a flora, em especial, aos reflexos causados em cultivos agrícolas. Semelhante ao potencial de toxicidade humana, a sua caracterização é calculada e expressa em termos da substância 1,4 Diclorobenzeno (kg 1,4 DCB-eq.).

○ ***Formação de Oxidantes Fotoquímicos:***

Relaciona-se com o impacte resultante de emissões gasosas como o monóxido de carbono (CO) e compostos orgânicos voláteis (COVs, incluindo o metano) capazes de reagir com os radicais hidroxilo e peroxilo, e na presença de óxidos de azoto (NOx) e luz solar levarem à formação de ozono troposférico, ou seja, promoverem o efeito de “smog fotoquímico”. Possui o potencial de diminuir a atividade fotossintética de vegetais e em

humanos, pode causar doenças respiratórias, dores e sensibilidade alérgica. Este indicador é expresso em etileno equivalente (kg etileno-eq.).

3.2.4 Interpretação do Ciclo de Vida

O propósito desta etapa consiste em identificar os estágios do ciclo de vida em que uma intervenção pode reduzir substancialmente os impactes ambientais do sistema ou produto previsto nos objetivos e âmbito do estudo, analisando as incertezas envolvidas. Permite aos decisores obter conclusões e propor recomendações com base nos resultados do ICV e nas fases da AICV (Jolliet *et al.*, 2016). Devem ainda reflectir o facto de que os resultados da AICV têm por base uma abordagem relativa ao indicar efeitos potenciais no ambiente, não prevendo impactes finais reais por categorias (ISO 14040, 2006).

3.3 ACV APLICADA NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS

A metodologia da ACV aliada à gestão dos sistemas de tratamento de águas residuais tem sido aplicada desde a década de 1990. A partir de então, mais de 40 estudos foram publicados em revistas revisadas por pares integrando no seu desenvolvimento o uso de diversas bases de dados, condições de fronteiras e métodos de avaliação para interpretar resultados (Corominas *et al.*, 2013), o que na opinião de Fitzsimons *et al.* (2016), o crescimento das pesquisas em relação à ACV parece ter coincidido com a implementação da Directiva 91/271/CEE de tratamentos das águas residuais urbanas.

A utilidade e a versatilidade desta metodologia tornou-se ainda mais visível desde a publicação do artigo de revisão de Corominas *et al.* (2013) sobre a aplicação da ACV em sistemas de saneamento de águas residuais, podendo ser destacado os vários objetivos que a ACV permite alcançar, apresentados no Quadro 1.

Quadro 1. Estado da arte no uso da ACV aplicada em sistemas de tratamento com diferentes contextos

Autores	Software	Método	Região	Comentários
Lundie <i>et al.</i> (2004)	GaBi	-	Austrália	Prever os potenciais impactes ambientais das operações dos serviços de abastecimento de água e tratamento, até ao ano de 2021 (Sydney Water's).
Machado <i>et al.</i> (2007)	SimaPro	CML	Espanha Portugal	Comparar os impactes ambientais de diferentes tecnologias de tratamento não convencionais em pequenos aglomerados, como leitos de macrófitas e por infiltração no solo, e tecnologias convencionais (lamas ativadas).

Autores	Software	Método	Região	Comentários
Ortiz <i>et al.</i> (2007)	SimaPro	CML Eco-points 97 Eco-indicator 99	Espanha	Estudo dos potenciais impactes ambientais resultantes de sistemas de lamas ativadas complementados com tratamento terciário, através de reatores de membranas, a fim de reutilizar a água residual tratada.
Gallego <i>et al.</i> (2008)	SimaPro	CML	Espanha	Avaliar o desempenho de diferentes estações de tratamento de águas residuais de baixa dimensão (menor que 20.000 e.p.) com diferentes configurações para o tratamento biológico (arejamento prolongado, biodenifro e aeróbio-anóxico), a fim de estabelecer qual a tecnologia mais adequada sob o ponto de vista ambiental.
Rodriguez-Garcia <i>et al.</i> (2011)	SimaPro	CML	Espanha	Analisar os impactes ambientais para diferentes meios de reutilização das águas residuais urbanas tratadas, como a irrigação, agricultura, indústria e recarga de aquíferos,
Lemos <i>et al.</i> (2013)	SimaPro	ReCiPe	Portugal	Avaliou os impactes ambientais associados ao conjunto urbano de tratamento de águas, desde a captação, tratamento e distribuição, recolha das águas residuais, tratamento e descarga no mar, buscando identificar os processos com maiores impactes e propor melhorias.
Cashman <i>et al.</i> (2014)	OpenLCA	TRACI Ecoinvent ReCiPe	Estados Unidos	Buscar melhorias no desempenho e a eficiência nos sistemas de tratamento, além de estimar custos associados à coleta e ao tratamento das águas residuais urbanas.
Fitzsimons <i>et al.</i> (2016)	GaBi	CML	Irlanda	Avaliar e quantificar os recursos para diversos sistemas de tratamento, a fim de auxiliar e facilitar a tomada de decisão dos operadores para uma melhora na eficiência dos processos.
Hernández-Padilla <i>et al.</i> (2017)	SCORE LCA	ReCiPe IMPACT Word+ Impact 2002+	América Latina Caribe	Comparar diferentes tecnologias de tratamento (lama ativada e lagoa de estabilização) com o objetivo de apoiar a tomada de decisão para a construção de uma ETAR.

Diante da elevada diversidade de objetivos que se têm procurado alcançar com a aplicação da ACV, faz com que as fronteiras do sistema e unidades funcionais também variem consideravelmente nos diferentes estudos publicados. Facto este percebido principalmente em estudos que buscam possibilitar a avaliação dos impactes ambientais para diferentes alternativas de tratamento das lamas e opções de gestão destas fora das instalações de tratamento (Corominas *et al.*, 2013).

A maior parte dos sistemas de tratamento de águas residuais foi planeada para responder apenas a necessidades de saúde pública e preservação dos ecossistemas naturais e com isso, muitos estudos de ACV comumente adotaram como unidade funcional o volume de águas residuais tratadas (m³ de efluente) pela ETAR, levando em consideração apenas a remoção de poluentes de maneira a atingir valores especificados na legislação para a descarga em meios receptores. Esta unidade nem sempre é representativa, sendo possível identificar a implicação de várias limitações na interpretação dos resultados da ACV, por não incluir na

função do sistema a qualidade das águas residuais afluentes nem a eficiência de tratamento (Godin *et al.*, 2012; Corominas *et al.*, 2013).

Em termos de AICV aplicada aos sistemas de tratamento, as categorias de impacto ambiental - “potencial de aquecimento global”, “potencial de acidificação” e “potencial de eutrofização” - são as mais avaliadas (Corominas *et al.*, 2013), sendo esta última a categoria de impacto de maior relevância e um dos critérios prioritários para avaliar a gestão sustentável de águas residuais (Hellström *et al.*, 2000; Rodriguez-Garcia *et al.*, 2011).

No que concerne às diferentes fases de ciclo de vida dos sistemas de tratamento de águas residuais, o mais comum é avaliar-se os impactes associados à fase de exploração e manutenção. De modo que, embora estudos como o de Rodriguez-Garcia *et al.* (2011) apresentem a fase de construção responsável por 25 a 35% do impacto em categorias como Alterações Climáticas, as demais categorias avaliadas para a etapa de operação mostram-se ainda mais relevante.

São inúmeras as aplicações de ACV em sistemas de tratamento de águas residuais que mostram a utilidade desta metodologia na avaliação do desempenho ambiental destes sistemas. No entanto, a aplicação desta ferramenta pode requerer um elevado número de recursos, apresentar inúmeras incertezas no cálculo de indicadores e, muitas vezes, exigente em termos de tempo.

3.4 PRINCIPAIS FERRAMENTAS PARA AVALIAÇÃO

Devido à complexidade e à elevada quantidade de dados que têm de ser considerados, armazenados e processados em qualquer ACV, foi e têm vindo a ser desenvolvidos, por várias instituições públicas e privadas, programas computacionais para por em prática as metodologias de ACV. Os objetivos deste desenvolvimento permitem auxiliar a realização de balanços de massa e energia, promover a comparação entre ciclos de vida de produtos ou processos e avaliar os impactes ambientais associados.

As principais ferramentas utilizadas por diversos autores e aplicados numa ampla variedade de processos e produtos, internacionalmente reconhecidos, de acesso livre ou comercializados, são:

- *OpenLCA*: Ferramenta de uso livre, sobre colaboração de diversos pesquisadores e gerido pela empresa alemã *GreenDelta*. Possui como característica a simplicidade em exportar dados e a importação de bancos de dados exteriores.

- *SimaPro*: Composto por diversos métodos de avaliação de impacto, como CML, ReCiPe, Eco-indicator 99, além da completa base de dados ecoinvent, permite comparar e analisar produtos com ciclo de vida complexos.
- *GaBi*: Gerenciado pela *Thinkstep*, possui elevado potencial de utilização para avaliação de aspectos ambientais, sociais, econômicos e tecnologias, com um vasto banco de dados próprio, detalhando custos, energia e diversos impactos. A ferramenta oferece acesso a funcionalidades abrangentes para analisar todo o ciclo de vida, sendo adequado para favorecer a ACV, pegada de carbono, custos aliados ao ciclo de vida, entre outras aplicações ambientais.

Apesar das múltiplas escolhas que o mercado pode oferecer, o elevado custo destas ferramentas e as complexas bases de dados, faz com que a seleção seja criteriosa, devendo-se avaliar a sua adequação ao objetivo do estudo, tendo, sobretudo em consideração os seguintes aspetos (EPA, 2006):

- As bases de dados a que o programa permite aceder devem ser vastas, aplicáveis à realidade que se pretende estudar, dispor de informação representativa, específica e de qualidade. Além disso, devem permitir preferencialmente o armazenamento de novos dados;
- Análise do inventário, sobretudo no que concerne à possibilidade de se utilizar diferentes tipos de regras de alocação;
- A análise de impacto, quanto os métodos possíveis de ser utilizados para a avaliação de impacto, se estão de acordo com os propostos pelas normas ISO;
- Auxílio na interpretação e gerar relatórios.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

Neste capítulo apresentam-se os principais aspetos metodológicos relacionados com a avaliação do desempenho ambiental da fase de exploração de uma ETAR urbana. Além de uma descrição geral do sistema de estudo, define-se a unidade funcional, as fronteiras do sistema e constrói-se o inventário de ciclo de vida para a situação real e para um conjunto de cenários relacionados com a gestão do biogás e a gestão dos resíduos resultantes do tratamento. Além disso, são também identificados os métodos de avaliação e os indicadores adotados neste estudo.

4.1 DESCRIÇÃO GERAL DO SISTEMA DE ESTUDO

A Estação de Tratamento de Águas Residuais de Bragança foi o objeto de estudo (Figura 9). A ETAR de Bragança está concessionada ao Grupo Águas de Portugal – Águas do Norte, empresa constituída pelo Decreto-Lei n.º 93 de 29 de maio de 2015 (Ministério do Ambiente, 2005), sob regime exclusivo a concessão de exploração e gestão do sistema multimunicipal de abastecimento de água e de saneamento do Norte de Portugal, sob o prazo de 30 anos. A empresa Águas do Norte é uma entidade gestora do sistema multimunicipal em “alta” (prestados aos municípios) responsável pela captação, tratamento e abastecimento da água para o consumo público, pela recolha, tratamento e rejeição de efluentes domésticos, urbanos e industriais e efluentes provenientes de fossas sépticas (Águas do Norte, 2016).



Figura 9. Vista panorâmica da ETAR de Bragança
Fonte: Águas do Norte, 2016.

A estação de tratamento recebe as águas residuais urbanas da cidade de Bragança e ainda das localidades de Nogueira, Gostei, Castro de Avelãs, Formil, Castanheira, Lagomar e Donai, abrangendo aproximadamente uma população de 42.000 habitantes.

Em operação desde o ano de 2000, a ETAR passou por diversas ampliações com o intuito de melhorar a eficiência do seu processo e incluir a remoção biológica de azoto. A estação é projetada para atender os parâmetros exigidos nas legislações Decreto-Lei 152/97, de 19 de Julho (Ministério do Ambiente, 1997) e 236/98, de 1 de Agosto (Ministério do Ambiente, 1998a), a fim de estabelecer um efluente de qualidade quanto às características de Carência Química de Oxigénio (CQO), Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO₅), Sólidos Suspensos Totais (SST) e Azoto Total, e, embora sem carácter obrigatório, de Azoto total.

Desta forma, o sistema de tratamento das águas residuais integra quatro linhas de tratamento: a linha líquida, a linha sólida, a linha gasosa e a linha de desodorização, que a seguir são sucintamente descritas.

I. Linha Líquida

A linha líquida é constituída por um tratamento preliminar, um tratamento primário e um tratamento secundário com remoção biológica de azoto.

O tratamento preliminar (obra de entrada) compreende um sistema manual de gradagem e mecânica por dois tamisadores, todos em paralelo, (Figura 10), seguido por um desarenador e um separador de gorduras (Figura 11). O registo do caudal é realizado por meio de um medidor tipo Parshall.



Figura 10. Sistema de gradagem e tamisação



Figura 11. Desarenador e separador de gorduras

A fase do tratamento primário do efluente ocorre em três decantadores, com mesmas dimensões, com diâmetro de 10 metros e volume útil de 259,2 m³ (Figura 12).

O tratamento secundário é constituído por um sistema de lamas ativadas de média carga, com remoção biológica de azoto por meio de um sistema pré-anóxico do tipo *Ludzack-Etinger* modificado, onde na etapa de anoxia ocorre a desnitrificação, com eliminação de nitritos e nitratos, e na etapa aeróbia a nitrificação. Os nitratos produzidos nesta etapa aeróbia, ou parte deles, são recirculados para a etapa anóxica para serem convertidos em azoto molecular ou noutras formas mais reduzidas de azoto (e.g. N_2O). A etapa de anoxia é realizada num tanque de 715 m³ de volume útil e a etapa aeróbia em dois tanques de arejamento com 1.810 m³ de volume útil total, 695 m³ para o primeiro com difusores de bolhas finas instaladas no fundo do tanque e 1.115 m³ para o segundo com turbinas de arejamento (Figura 13).

Além destes elementos estruturais, a ETAR dispõe ainda de três decantadores secundários de igual dimensão e configuração, com área superficial de 133 m², diâmetro útil de 13 metros e 2,8 metros de profundidade. No decantador secundário ocorre a separação líquida da sólida, em que parte da fração sólida é encaminhada por recirculação ao tanque anóxico e a outra parte segue para a estação elevatória, onde se misturam com as lamas do tratamento primário. Posteriormente, as lamas são direcionadas para a linha de sólidos.



Figura 12. Decantador primário



Figura 13. Tanque de arejamento por turbina

II. Linha Sólida

As lamas extraídas do decantador primário e do decantador secundário são encaminhadas para dois espessadores gravíticos (Figura 14) de igual dimensão, com 100,5 m³ de volume total. Depois, de espessadas, seguem para dois digestores anaeróbios (Figura 15) com 1.526,6 m³ de volume total, um de 8 metros de diâmetro e 6 de altura e outro de 12,5 de diâmetro e 10 metros de altura. As lamas digeridas seguem, finalmente, para a desidratação mecânica por filtros de bandas (Figura 16) com capacidade de 370 quilogramas por hora, 2 metros de largura e 1,6 m³ de volume útil.



Figura 14. Espessadores gravíticos das lamas primárias e secundárias



Figura 15. Digestor anaeróbio



Figura 16. Filtro de banda

III. Linha de Gasosa

O gás originado no processo de digestão anaeróbia é encaminhado para um gasómetro de 390 m³ de capacidade (Figura 17). O biogás produzido, além de queimado diretamente numa tocha (*flare*), pode ser utilizado como combustível de uma caldeira para produção de energia térmica, para aquecimento dos próprios digestores, e/ou convertido em energia elétrica, num motogerador (Figura 18) de 180 kW de potência unitária e rendimento energético de 35,5%, suprimindo parte da necessidade interna da ETAR. A estimativa de recuperação anual teórica de energia é de 1.123.470 kWh/ano.



Figura 17. Armazenamento do biogás em Gasómetro



Figura 18. Produção de energia elétrica/térmica em Motogerador

IV. Linha de desodorização

De modo a controlar cheiros menos agradáveis em alguns espaços fechados, a ETAR está equipada com um sistema de desodorização de ar constituído por um filtro de carvão ativado de 3 metros de diâmetro e 2,6 metros de altura. Este filtro tem a capacidade para tratar 14.360 Nm³/h de ar.

4.3 UNIDADE FUNCIONAL (UF)

Tendo em consideração o referido no capítulo 3.3 ACV APLICADA NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS e de forma a permitir estabelecer comparações com outros estudos, a unidade funcional adotada neste trabalho foi $1 m^3$ (metro cúbico) de água residual afluyente à ETAR, como nos estudos de Pasqualino *et al.* (2009) em Espanha e Godin *et al.* (2012) no Canadá.

4.4 FRONTEIRA DO SISTEMA

A fronteira do sistema delimita a ETAR de Bragança na sua fase de exploração, tendo sido excluído as etapas de recolha e transporte das águas residuais, assim como a de construção e desmantelamento do sistema de tratamento. Na avaliação, considerou-se a divisão da ETAR nas três linhas de tratamento que a constituem como referido anteriormente, tratando-se de uma abordagem original a qual se pretende interpretar o contributo relativo das etapas que compõem o tratamento de efluentes:

- Linha líquida: tratamento preliminar (obra de entrada), primário (físico-químico) e secundário;
- Linha sólida: mistura das lamas primárias e biológicas (do tratamento primário e secundário, respectivamente) encaminhadas para o espessador gravítico, seguindo-se para a digestão anaeróbia e a desidratação;
- Linha gasosa: o biogás produzido na fase sólida é encaminhado para a queima em *flare* e/ou usado na produção de energia térmica para o aquecimento dos digestores, e/ou para a produção de energia elétrica.

Juntamente com a avaliação dos potenciais impactes ambientais diretos e indiretos ligados ao sistema de tratamento das águas residuais urbanas, incluiu-se ainda no estudo a análise dos impactes associados à gestão atual e a outras formas de gestão dos principais subprodutos da ETAR – as lamas desidratadas e o biogás, de modo a identificar a(s) melhor(es) opções em termos ambientais. Desta forma, no Quadro 2 sumarizam-se as situações atuais de gestão dos subprodutos, bem como as alternativas de gestão estudadas.

Quadro 2. Opções para a gestão dos subprodutos (Biogás e Lamas desidratadas)

Gestão do Biogás	
Situação Presente	Parte do biogás é usado para fornecer calor ao digestor anaeróbio, e parte direcionada para a queima em <i>Flare</i> .
Combustão em <i>Flare</i>	Encaminhamento do biogás produzido, em sua totalidade, para a queima em <i>Flare</i> .
Produção de eletricidade e calor	Encaminhamento do biogás produzido, em sua totalidade, para a geração de energia térmica e elétrica.

Gestão das Lamas Desidratadas	
Caso I: Situação Presente - Compostagem	Destino para a compostagem, reduzindo o teor de nutrientes com subsequente uso do composto no solo agrícola.
Caso II: Biofertilizante	Destinadas para uso em solo agrícola como fertilizante e corretor orgânico.
Caso III: Incineração	Encaminhamento para uma central de incineração de resíduos.
Caso IV: Aterro Sanitário	Envio para o aterro sanitário.

Uma das preocupações primárias dos sistemas de tratamento urbano é a deposição segura das águas residuais tratadas e dos resíduos biológicos gerados. Partindo deste princípio, estes sistemas podem prover benefícios secundários, como a exploração de energia elétrica e o fornecimento de fertilizantes na forma das lamas de esgoto ou composto. O procedimento para considerar tais benefícios, em termos da ACV, consiste então na expansão do sistema, tomando por princípio a designação “carga evitada”, o qual permitirá a subtração dos encargos ambientais dos modos alternativos de fornecer os respectivos benefícios secundários (Remy, 2010).

Este facto é percebido tendo por referência a construção de cenários com processos adicionais com a função de oferecer produtos equivalentes, como a deposição das lamas desidratadas, em que sua composição em azoto, fósforo e potássio são considerados nutrientes relevantes para a agricultura, apresentando elevado potencial de substituir os fertilizantes químicos produzidos industrialmente. No caso da energia elétrica, esta apresenta um elevado potencial de substituir o consumo de energia proveniente da companhia de fornecimento.

Assim, na Figura 19 está representada a fronteira do sistema adotada para a avaliação das linhas de tratamento e as alternativas para a gestão dos subprodutos indicados.

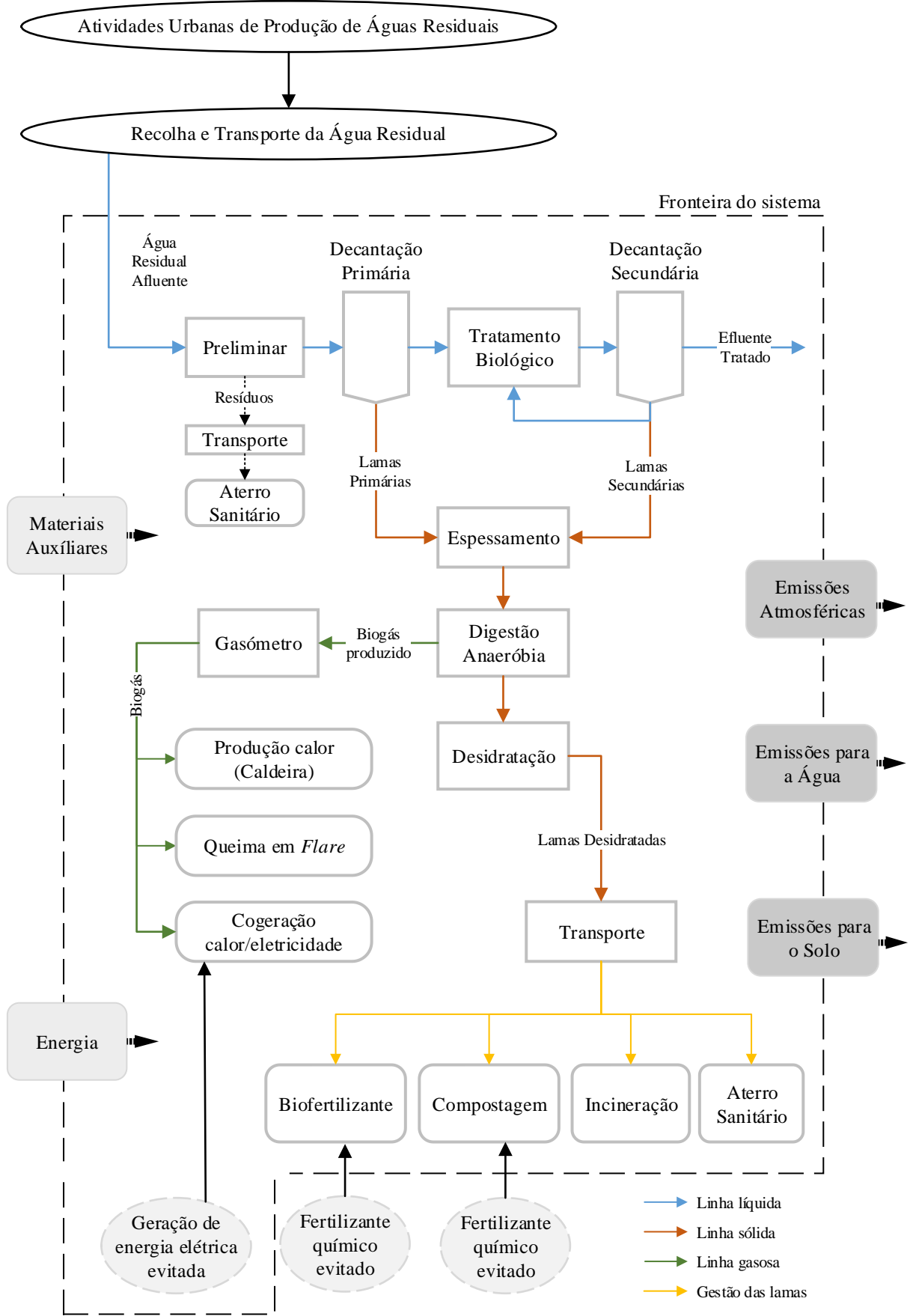


Figura 19. Representação esquemática da fronteira do sistema

4.5 INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA (ICV)

Os dados inventariados foram organizados em folhas de cálculo e a modelação foi realizada através do *software GaBi 6.0* (Thinkstep, 2017), também aplicado em vários outros estudos de sistemas de tratamento de águas residuais (Lundie *et al.*, 2004; Costa, 2012; Mcnamara *et al.*, 2014; Piao *et al.*, 2016; Fitzsimons *et al.*, 2016; Arnell, 2016). A completude do inventário demandou as seguintes fontes de informação:

- Dados primários: dados qualitativos e quantitativos do tratamento nos anos de 2015 e 2016, providenciados pela empresa responsável pela gestão da ETAR a partir de inquéritos, relatórios internos e visitas à estação de tratamento.
- Bases de dados: dados secundários obtidos a partir da base de dados disponível no *software GaBi 6.0* e outras bases disponíveis *online*, como Agribalyse e BioEnergiedat.
- Literatura específica: dados obtidos através de modelos matemáticos para suprir as lacunas existentes nos dados primários e nas bases de dados, como a emissão de gases para a atmosfera.

4.5.1 Descrição Geral dos Processos Adotados – Software GaBi

A seguir, são esclarecidos os principais processos que compõem os modelos em termos de inventário dos dados adotados pela base de dados disponível no *software GaBi 6.0*.

✓ Mix Energético

Em relação ao perfil de produção de energia elétrica, foi utilizada a distribuição percentual considerando o cenário abrangido em Portugal no ano de 2012. A base de dados *GaBi* assume a seguinte combinação para a geração de eletricidade - *PT: Electricity grid mix* - conforme ilustrado na Figura 20. O conjunto de dados inclui a eletricidade importada de países vizinhos e perdas por distribuição, considera toda a cadeia de abastecimento dos combustíveis desde a exploração, extração, refinamento e transporte para as centrais elétricas.

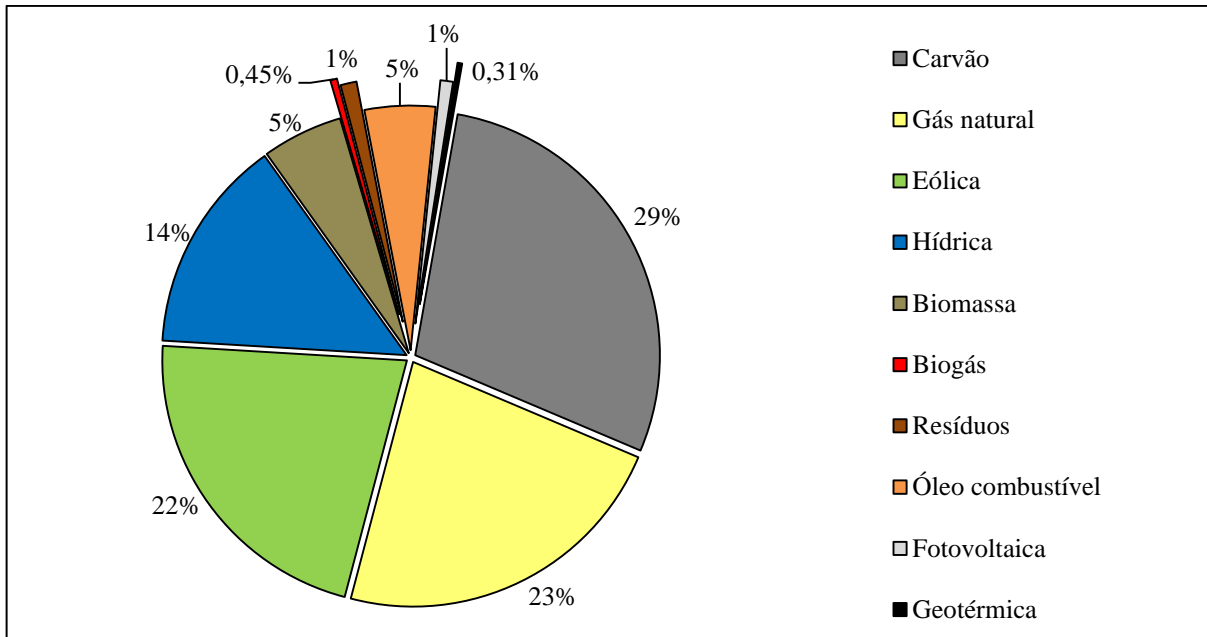


Figura 20. Mix energético português.

Fonte: Base de dados do *Software Gabi* com referência ao ano de 2012.

✓ Transporte e combustível (diesel)

O transporte rodoviário considerado neste estudo foi um veículo pesado a diesel, adotados com capacidade de carga útil variável - *GLO: Truck*. O processo que caracteriza a fabricação do combustível diesel abrange o conjunto de dados de toda a cadeia de abastecimento (desde obtenção do petróleo bruto, processamento e transporte para refinaria), tendo por referência a União Europeia - *EU-27: Diesel mix at refinery*.

✓ Produção de químicos

De entre as principais adições de químicos, destaca-se o uso do polímero flocculante poliacrilamida catiónico. Por não apresentar processos de caracterização deste polímero nas bases de dados, adicionou-se no modelo dados referente à acrilonitrila - *RER: Acrylonitrile* - por ter elevada influência na fabricação da poliacrilamida (Hospido *et al.*, 2005). Neste mesmo sentido, o uso do hipoclorito de sódio foi adaptado para a produção de cloro - *DE: Chlorine*. Todos os processos adoptados são referentes à União Europeia.

4.5.2 Características Qualitativas e Quantitativas do Desempenho Ambiental da ETAR

Linha Líquida

O inventário da linha líquida está ilustrado na Figura 21, apresentando as principais entradas e saídas do modelo. No Anexo 1, é possível visualizar a estrutura da modelação a partir do *software* GaBi.

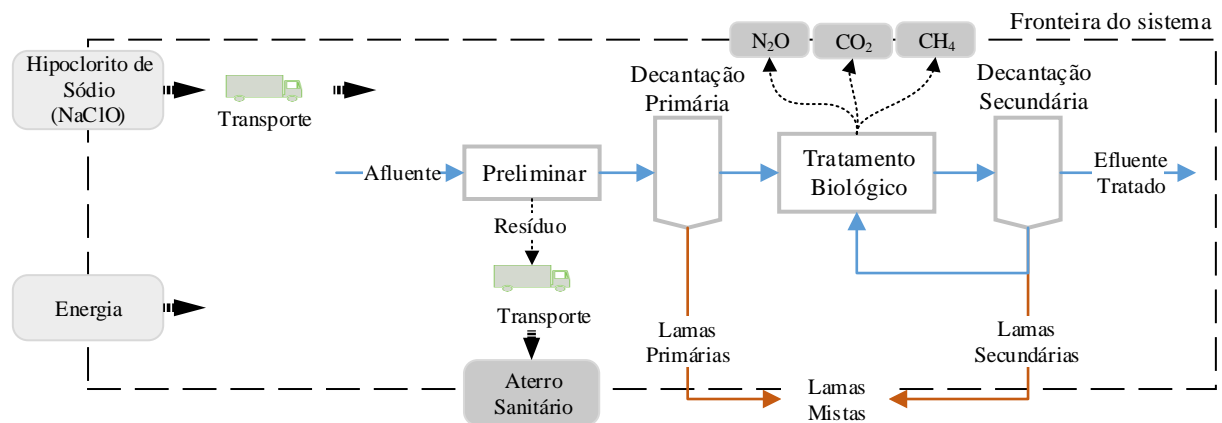


Figura 21. Diagrama de fluxos da Linha Líquida

A ETAR de Bragança trata um caudal afluente médio de 5.685 m³/dia, composto por uma carga média de matéria orgânica de 1.350 kg/dia (expressa em CBO₅), 1.640 kg/dia de sólidos suspensos e cerca de 415 kg/dia de Azoto Total. Mais de 90% desta carga de poluição é retirada na ETAR como percebido na Tabela 5.

Tabela 5. Caracterização da água residual afluente e efluente

Poluente	Concentração (g/m ³)		Eficiência de Remoção (%)
	Afluente	Efluente	
Carência Química de Oxigénio - CQO	547	42	92
Carência Bioquímica de Oxigénio - CBO ₅	238	11	95
Sólidos Suspensos Totais - SST	290	12	96
Azoto Total - Nt	73	10	86
Fósforo Total - Pt	9	0,50	94
Óleos e Gorduras - O&G	39	1,70	96

Os sólidos de maiores dimensões removidos no tratamento preliminar (gradados) são encaminhados para o aterro sanitário localizado na região juntamente com as areias e gorduras removidas no desarenador/desengordurador. Os materiais auxiliares que adentram a fronteira do sistema restringem-se ao hipoclorito de sódio (NaClO) com a função de controlar a presença de filamentosas no tratamento biológico. Teve-se ainda em consideração o

transporte do produto químico até à ETAR e o transporte dos resíduos retirados no tratamento preliminar da ETAR até ao aterro sanitário.

A produção biogénica dos gases dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e óxido nítrico (N₂O) emitidos durante o tratamento biológico foram calculados utilizando o método matemático previsto pela EPA (2010), escolhido como o mais viável tendo em consideração os inputs exigidos pelas equações, os dados disponibilizadas pela ETAR e o grau de utilização por outros investigadores (e.g. Zaribaf *et al.*, 2013; Cornejo, 2015; Morrison *et al.*, 2016).

A aplicação do método levou em conta o caudal de águas residuais que aflui para o tratamento biológico e a sua composição em termos de CBO₅, bem como a eficiência de remoção no processo de tratamento. Além destes, a quantidade de azoto presente no afluente é o principal fator para determinar o potencial de produção de N₂O em processos de tratamento, tendo-se considerado a quantidade Azoto total do afluente do tratamento biológico, em substituição do Azoto Total Kjehldahl (NTK), ao se supor uma baixa contribuição de nitratos e nitritos. A Tabela 6 apresenta as informações específicas para o cálculo e o resultado das emissões gasosas por UF. As emissões de CO₂, por serem de origem biogénica, não foram consideradas na avaliação do impacte deste estudo, de acordo com as diretrizes do IPCC (2007).

As equações (1), (2) e (3) representam o modelo adotado para as emissões dos gases, em t/ano (EPA, 2010):

$$\text{CO}_2 = Q_a \times \text{CBO}_5 \times \text{Eff}_{\text{OD}} \times \text{CF}_{\text{CO}_2} \times [(1 - \text{MCF}_a \times \text{BG}_{\text{CH}_4}) \times (1 - \lambda)] \times 10^{-6} \quad (1)$$

$$\text{CH}_4 = Q_a \times \text{CBO}_5 \times \text{Eff}_{\text{OD}} \times \text{CF}_{\text{CH}_4} \times [(1 - \text{MCF}_a \times \text{BG}_{\text{CH}_4}) \times (1 - \lambda)] \times 10^{-6} \quad (2)$$

$$\text{N}_2\text{O} = Q_a \times \text{Nt} \times \text{EF}_{\text{N}_2\text{O}} \times \frac{44}{28} \times 10^{-6} \quad (3)$$

Com as seguintes constantes assumidas:

CF_{CO₂}: Fator de conversão para geração de CO₂, por unidade de carência de oxigénio (44/32 = 1,375 g CO₂ / g OD);

CF_{CH₄}: Fator de conversão para geração de CH₄, por unidade de carência de oxigénio (16/32 = 0,5 g CH₄ / g OD);

MCF_a: Fator de correção do metano para a unidade de tratamento biológico - aerado com área anóxica. Representa a fração da carência de oxigénio afluente convertida de forma anaeróbia (0,3 - adotado);

BG_{CH₄}: Fração de carbono no biogás gerado (0,65 - adotado);

λ: Produção de biomassa (0,45 g de C convertido em biomassa / g C consumido no sistema de tratamento biológico - adotado)

EF_{N₂O}: Fator de emissão do N₂O (0,0050 g N emitido como N₂O / g Nt - adotado).

Tabela 6. Inventário do Ciclo de Vida da Linha Líquida - Inputs e outputs do tratamento biológico

Input - Parâmetros do tratamento biológico		Quantidade	Unidade
Q_a	Caudal afluente	2,07E+06	m ³ /ano
CBO_5	Carência bioquímica de Oxigênio	125	g/m ³
Eff_{OD}	Eficiência de remoção do tratamento biológico, em termos de CBO_5	91	%
N_t	Quantidade de Azoto total presente no afluente do tratamento biológico	48	g/m ³

Output - Emissões para a atmosfera	Emissão gasosa	
	t/ano	g/UF
CO ₂ biogénico	143	69
CH ₄ biogénico	13	6
N ₂ O	0,8	0,4

A Tabela 7 apresenta o ICV em termos da UF o consumo de produto químico, a produção de resíduos inorgânicos, as distâncias percorridas pelos veículos de transporte e o consumo de energia elétrica.

Tabela 7. Inventário do Ciclo de Vida da Linha Líquida

Característica	Quantidade		Parâmetro
	kg/ano	kg/UF	
Hipoclorito de Sódio - NaClO	5,60E+02	2,46E-04	Input - tratamento biológico
Transporte - km	250 (500 km – ida e volta)		Input - produto químico
Gradados	4,15E+04	2,02E-02	Output - tratamento preliminar
Areias	6,05E+03	3,06E-03	Output - tratamento preliminar
Gorduras	7,65E+04	3,69E-02	Output - tratamento preliminar
Transporte - km	200 (400 km – ida e volta)		Output - resíduos para o aterro sanitário
Consumo de Energia elétrica	kWh/ano	kWh/UF	Parâmetro
Tratamento preliminar e primário	3,59E+04	1,70E-02	Input – preliminar e decantação 1 ^a
Tratamento secundário	4,12E+05	2,00E-01	Input – biológico e decantação 2 ^a

Linha Sólida

O inventário da linha sólida encontra-se ilustrado na Figura 22, apresentando as principais entradas e saídas do modelo. No Anexo 2, é possível visualizar a estrutura da modelação a partir do *software* GaBi.

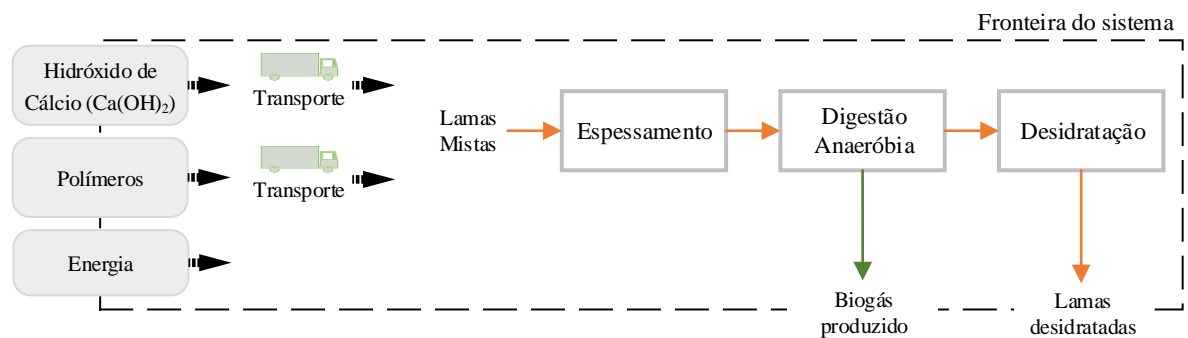


Figura 22. Diagrama de fluxos da Linha Sólida

Cerca de 14.323 m³/ano de lamas mistas (primárias + secundárias) são originadas através dos processos ocorridos na linha líquida. De entre as principais entradas que compõem a linha sólida, tem-se o consumo de produtos químicos para a etapa de digestão e desidratação das lamas:

- Hidróxido de cálcio (Ca(OH)₂ - cal hidratada): tem por função controlar o pH nos digestores.
- Polímeros: com auxílio na desidratação é adicionado um flocculante (polieletrólito catiónico) às lamas digeridas para o seu condicionamento químico, denominado Acrilamida.

O transporte dos químicos até à estação de tratamento também foi integrado nesta etapa. O volume de biogás produzido pela digestão anaeróbia é encaminhado para a linha gasosa e a massa de lamas desidratadas para um contentor para posterior destino final. As informações relevantes do ICV desta linha estão plasmadas na Tabela 8 e a composição das lamas na Tabela 9.

Tabela 8. Inventário do Ciclo de Vida da Linha Sólida

Característica	Quantidade		Parâmetro
	kg/ano	kg/UF	
Hidróxido de cálcio (Ca(OH) ₂)	2,53E+03	1,13E-03	Input - digestão anaeróbia
Transporte - km	250 (500 km – ida e volta)		Input - produto químico
Polímero: Acrilamida	7,25E+02	3,60E-04	Input - desidratação
Transporte - km	250 (500 km – ida e volta)		Input - produto químico
Biogás produzido	6,73E+03	3,79E-03	Output - digestão anaeróbia
Lamas desidratadas	6,52E+05	3,24E-01	Output - desidratação
Consumo de energia elétrica	kWh/ano	kWh/UF	Parâmetro
Tratamento das lamas	1,02E+05	5,00E-02	Input – todas as etapas

Tabela 9. Composição média das lamas desidratadas, em mg/kg de matéria seca [m.s.].

Constituição	Concentração (mg/kg m.s.)
Matéria seca – m.s.	17%
Azoto total	7,70E+04
Azoto nítrico (NO ₃)	<1,4
Azoto Amoniacal (NH ₄)	6,90E+03
Fósforo total	2,90E+04
Potássio	1,00E+04
Cálcio	1,00E+04
Metais pesados	Concentração (mg/kg m.s.)
Magnésio	5,10E+03
Cádmio	<4,6
Cobre	1,35E+02
Níquel	1,55E+01
Chumbo	1,00E+02
Zinco	4,70E+02
Mercúrio	5,80E-01
Crómio	2,30E+01

Linha gasosa

Esta linha integra o armazenamento no gasómetro de aproximadamente 6.752 m³ de biogás/ano, com uma composição média de metano de 49%, sendo avaliada de acordo com as três opções de gestão do biogás consideradas na fronteira do sistema (ver ponto 4.4): Situação Presente, Combustão em *Flare* e produção de energia elétrica e calor. A Figura 23 ilustra o ICV dos sistemas que integram as opções de gestão. No Anexo 3, é possível visualizar a estrutura da modelação a partir do *software* GaBi, sendo do Anexo 3.1 ao 3.3 apresentado a relação para os casos que se seguem.

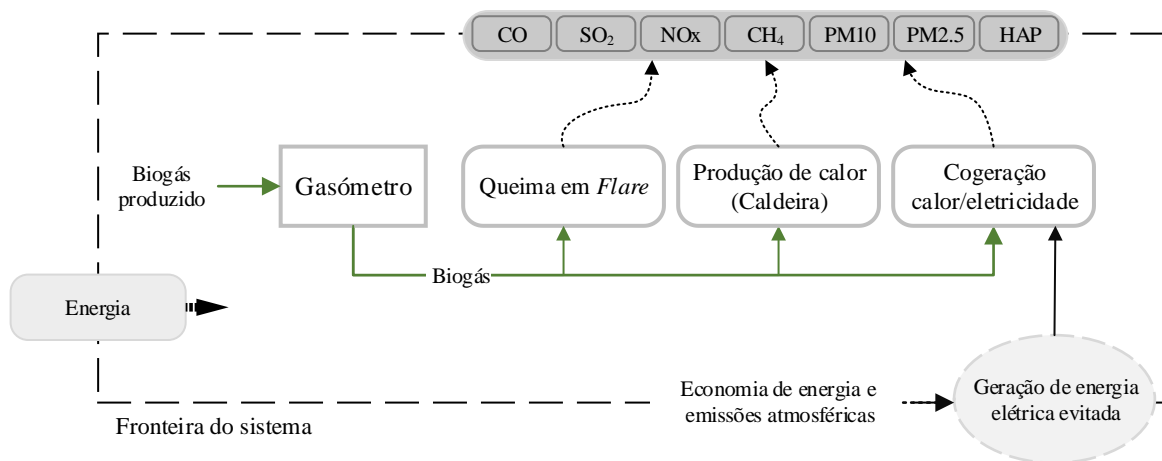


Figura 23. Diagrama de fluxos da Linha Gasosa

4.5.3 Características dos Modelos para as Opções de Gestão do Biogás

Caso I: Situação Presente

Este caso corresponde à situação real praticada no período a que se referem os dados fornecidos pela ETAR, apresentados na Tabela 10. Diante das condições operacionais de produção do biogás e da composição média em metano, 36% do biogás produzido na ETAR foi encaminhado para a queima em *Flare* (CH₄<45%) e 64% usado para a produção de energia térmica em caldeira (45%<CH₄<65%) com a função de suprir a manutenção da temperatura exigida pelos digestores anaeróbios nos períodos mais frios.

Tabela 10. Inventário do Ciclo de Vida da Linha Gasosa – Caso I: Situação Presente

Biogás produzido		m ³ /ano	m ³ /UF
Volume total		6,73E+03	3,29E-03
Destino do biogás para a queima em <i>Flare</i>		2,52E+03	1,18E-03
Destino do biogás para a produção de calor (caldeira)		4,20E+03	2,11E-03
Consumo de energia elétrica	kWh/ano	kWh/UF	Parâmetro
Armazenamento do biogás	1,74E+03	1,00E-03	Input – Gasómetro

Para a construção dos processos, assumiu-se uma eficiência de queima para o *flare* de 50% conforme indicado em UNFCCC (2006; 2012) e 85% para a caldeira como em Gutierrez (2014).

O calor produzido através da combustão do biogás na caldeira foi considerado em função do poder calorífico de 23,3 MJ/kg (*software* GaBi) e densidade de 1,152 kg/m³ (Jungbluth *et al.*, 2007). Ainda, conforme assumido em Gutierrez (2014), admitiu-se uma perda técnica de 30% na contabilização real do calor produzido. Assim, foram estimados cerca de 0,057 MJ/UF como produção bruta de calor, com aproximadamente 0,034 MJ/UF em forma de calor útil (ou 16 MJ/m³ de biogás).

As estimativas da emissão de gases para a atmosfera foram calculadas em função do volume de biogás e fatores de emissões presente na literatura (Environment and Climate Change, 2009) retratados na Tabela 11. A emissão do CH₄ foi adotada de maneira direta em relação à eficiência de queima dos sistemas.

Tabela 11. Emissões gasosas da gestão do biogás – Caso I: Situação Presente

Gases	Fator de emissão		Emissão Atmosférica			
	(kg/m ³ biogás)		(kg/ano)		(kg/UF)	
	Flare	Caldeira	Flare	Caldeira	Flare	Caldeira
CO	5,58E-02	7,00E-02	2,10E-01	3,29E-08	9,95E-08	
SO ₂	9,21E-02	1,10E-01	3,40E-01	5,45E-08	1,65E-07	
NO _x - como NO ₂	4,53E-01	5,60E-01	1,68	2,68E-07	8,12E-07	
PM _{2,5} *	8,49E-01	1,04	3,15	5,02E-07	1,52E-06	
PAH total**	8,71E-03	1,00E-02	3,00E-02	5,16E-09	1,56E-08	
CO ₂	-	1,17E+03	3,63E+03	5,63E-04	1,75E-03	
CH ₄ - emissão direta	-	4,26E+02	2,33E+02	2,05E-04	1,12E-04	

*Material Particulado inferior ou igual a 2,5 µm; **Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos. Densidade do metano: 0,718 kg/m³ (*Software* GaBi).

Caso II: Combustão em *Flare*

Este caso simula a queima total do biogás em *flare*. A Tabela 12 apresenta as emissões desta alternativa de gestão, com as mesmas características adotadas anteriormente.

Tabela 12. Emissões gasosas da gestão do biogás – Caso II: Combustão em *Flare*

Gases	Emissão atmosférica	
	kg/ano	kg/UF
CO	1,90E-01	9,14E-08
SO ₂	3,10E-01	1,52E-07
NO _x - como NO ₂	1,55	7,46E-07
PM _{2,5} *	2,90	1,40E-06
PAH total**	3,00E-02	1,43E-08
CO ₂	3,30E+03	1,59E-03
CH ₄ - emissão direta	1,20E+03	5,80E-04

*Material Particulado inferior ou igual a 2,5 µm; **Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos. Densidade do metano: 0,718 kg/m³ (*Software* GaBi).

Caso III: Produção de eletricidade e calor (Cogeração)

Este caso considera a possibilidade real do biogás ser usado num sistema de cogeração, considerando que o biogás produzido é constituído por 67% de metano.

O inventário aplicado ao processo de cogeração teve por base a combustão do biogás numa unidade de produção combinada de calor e energia elétrica - motogerador “*BHKW (Gasmotor) 250 kWel Bioabfall, ab Anlage*”-, desenvolvido pela BioEnergiedat (2017), com referência alemã ao ano de 2013. Este processo encontra-se simulado no OpenLCA (2017), envolvendo as emissões gasosas biogénicas de CH₄ e CO₂, além da infraestrutura da unidade de cogeração (negligenciada neste estudo). As seguintes características estabelecidas foram relevantes para a construção do processo:

- Eficiência total de geração energética de 83,5%, sendo 36,5% relativos à conversão em energia elétrica e 47% em energia térmica.
- Cerca de 10,01 MJ de biogás são necessários para produzir 1 kWh de energia elétrica e 1,29 kWh de energia térmica.

Assim, o potencial de geração de energia, considerando 0,00329 m³ de biogás/UF, pode ser observado na Tabela 13.

Tabela 13. Produção de energia a partir do Motogerador

Geração de energia	Quantidade	
	kWh/ano	kWh/UF
Elétrica	1,83E+04	8,82E-03
Térmica	2,36E+04	1,14E-02

Densidade do biogás: 1,152 kg/m³ (Jungbluth *et al.*, 2007); Poder Calorífico do biogás: 23,3 MJ/kg (adotado - *Software* Gabi).

As emissões gasosas de CO₂ e CH₄ geradas no processo de combustão do motogerador são apresentadas na Tabela 14, calculadas de acordo com fatores de emissões

expressos em kg por kWh de energia produzida. A estimativa das emissões de contaminantes atmosféricos assentou numa metodologia idêntica, mas com recurso a fatores de emissão que têm por base a quantidade de metano no biogás.

Tabela 14. Emissões gasosas da gestão do biogás – Caso III: Produção de Eletricidade e Calor (Cogeração)

Gases	Fator de emissão	Emissão gasosa		Referência
		kg/ano	m ³ /UF	
CO ₂	7,74E-01 kg/kWh	1,42E+04	6,80E-03	BioEnergiedat (2017)
CH ₄	3,00E-03 kg/kWh	5,31E+01	2,56E-05	BioEnergiedat (2017)
NO _x	1,16E+01 g/m ³ CH ₄	5,31E+01	2,56E-02	EPA (2008)
CO	8,46 g/m ³ CH ₄	3,87E+01	1,87E-02	EPA (2008)
PM _{2,5}	2,32E-01 g/m ³ CH ₄	1,06	5,10E-04	EPA (2008)
SO ₂	2,18E-03 g/m ³ biogás	1,49E-02	7,17E-06	Gutierrez (2014)

Composição média de metano no biogás: 4.575 m³ CH₄/ano ou 0,0022 m³ CH₄/UF.

4.5.4 Características dos Modelos para as Opções de Gestão das Lamas

As lamas de ETARs são geradas em quantidades significativas e constituem um problema em termos do seu destino final. Quando corretamente geridas, estas podem apresentar uma atrativa valorização como recurso renovável. Neste sentido, avaliaram-se diferentes alternativas de gestão, sendo aqui retratada a situação real implementada na ETAR em conjunto com outros três modelos distintos. No Anexo 4, é possível visualizar a estrutura da modelação a partir do *software* GaBi, sendo representado no Anexo 4.1 ao 4.4 cada um dos casos que se segue.

Caso I: Situação Presente – Lamas encaminhadas para compostagem

Diante das informações disponibilizadas pela ETAR na fase de caracterização do inventário, as lamas desidratadas foram continuamente encaminhadas para uma unidade de compostagem com a função de se obter um composto com melhor qualidade em termos de nutrientes minerais, sem agentes patogénicos, entre outros aspetos, para ser usado na agricultura como fertilizante e corretor orgânico. Com o interesse de avaliar os possíveis impactes no destino real das lamas, a Situação Presente foi proposta conforme ilustrado na Figura 24.

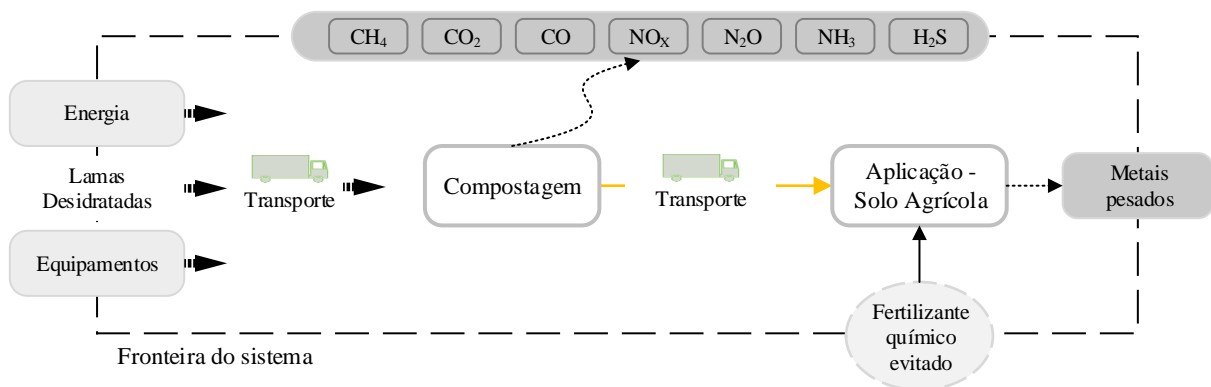


Figura 24. Diagrama de fluxos da gestão das lamas - Compostagem

A compostagem por leiras revolvidas (tipo *windrow*) é o método utilizado nesta hipótese e consiste em colocar o resíduo em pilhas de vários formatos, com um arejamento necessário para a atividade biológica, possibilitando a degradação da matéria orgânica. O inventário desta unidade de compostagem - “*Compost, at plant*” - foi realizado a partir da base de dados desenvolvida pela Agribalyse (2017), com referência francesa ao ano de 2016, e publicamente disponível pela OpenLCA (2017a). O processo de operação da unidade consome 0,0118 kWh de energia elétrica e 0,0032 litros de combustível (diesel) para equipamentos, ao produzir 1 kg de composto. As emissões gasosas são expostas na Tabela 15.

Tabela 15. Emissões gasosas do processo de compostagem

Gases	Emissão gasosa		
	kg/kg composto	kg/ano	kg/UF
CO ₂ biogénico	5,20E-01	1,50E+05	7,25E-02
CO ₂	8,43E-03	2,44E+03	1,17E-03
CO	1,28E-04	3,70E+01	1,78E-05
N ₂ O	2,81E-04	8,10E+01	3,92E-05
H ₂ S	5,28E-04	1,53E+02	7,36E-05
CH ₄	1,01E-02	2,92E+03	1,41E-03
NO _x	4,53E-04	1,31E+02	6,31E-05
NH ₃	9,78E-04	2,83E+02	1,36E-04

A quantidade de lamas desidratadas para formar 1 kg de composto foi estimada de acordo com os estudos de Poulsen e Hansen (2003), em que o processo da compostagem oferece um potencial de redução de 57% na massa das lamas desidratadas, seguido com 33% e 6% de redução dos nutrientes azoto total e fósforo total, respectivamente, observados na Tabela 16.

Tabela 16. Inventário do Ciclo de Vida da compostagem

Resíduos	kg/ano	kg/UF	Parâmetro
Lamas desidratada	6,52E+05	3,24E-01	Input
Composto para aplicação em solo agrícola	2,81E+05	1,39E-01	Output

Composição	Lamas desidratadas	Composto	Unidade*
Matéria seca (m.s.)	18	41	%
Azoto Total – Nt	77	52	g/kg m.s.
Fósforo Total – Pt	29	27	g/kg m.s.
Potássio Total – Kt	10	10	g/kg m.s.

* Em relação à matéria seca [m.s.]

Para o transporte das lamas desidratadas até à unidade de compostagem, é percorrida uma distância em média de 250 km (500 km – referentes a ida e a volta) num camião com capacidade de carga útil de 14 toneladas. Já para transporte do composto até a região agricultável, foi admitida uma distância média de 25 km (50 km – referentes a ida e a volta), considerando um camião de 3,3 toneladas de carga útil.

O processo de aplicação do composto no solo ocorre por meio de um espalhador agrícola com uma taxa de aplicação de 6 t/ha/ano (em termos de matéria seca [m.s.]) adotada em consideração à quantidade estabelecida em Portugal para a utilização de lamas na agricultura (Sousa, 2005). Este valor pode, no entanto, chegar até 20 t/ha/ano em função da composição do composto (Costa e Ferreira, 2002).

Aproximadamente 7 litros/ha de combustível são consumidos pelo equipamento espalhador (adotado – *software* GaBi), também relacionando as emissões gasosas para a atmosfera em função da queima do motor a diesel.

Quanto aos metais pesados, as mesmas quantidades presentes nas lamas (ver Tabela 9) ficam disponíveis no composto, sendo transferidas diretamente para o solo pelo processo de aplicação agrícola.

Caso II: Lamas utilizadas como biofertilizante

Este cenário representa o destino das lamas desidratadas e a sua valorização agrícola, através da aplicação no solo como um biofertilizante e corretor de pH, pelo potencial de aproveitamento da matéria orgânica e como fonte de nutrientes.

O biofertilizante foi considerado como a mistura das lamas desidratadas com a adição de 10% de cal (CaO) em relação à matéria seca, a fim de alinhar com os dados relatados em Sousa (2005) e Andreadakis (1999) quanto ao efeito ocasionado pela calagem sobre o teor de sólidos totais, azoto total (Nt) e fósforo (Pt) presente nas lamas, considerando

um período de 120 dias de armazenamento, com o propósito de contabilizar créditos como fertilizante orgânico.

Para estes autores, o processo de calagem adotado proporciona cerca de 98% de aumento no teor de sólidos totais e um potencial de redução de nutrientes na ordem de 47% e 45% para o Nt e o Pt, respectivamente. O inventário dos dados é apresentado na Tabela 17.

Tabela 17. Inventário do Ciclo de Vida do biofertilizante

Resíduo	kg/ano	kg/UF	Parâmetro
Lamas desidratada	6,52E+05	3,24E-01	Input
Adição de 10% de CaO	1,19E+04	6,00E-03	Input
Biofertilizante	3,40E+05	1,64E-01	Output

Composição	Lamas desidratadas	Biofertilizante	Unidade*
Matéria seca (m.s)	18	35	%
Azoto Total - Nt	77	41	g/kg m.s
Fósforo Total - Pt	29	16	g/kg m.s
Potássio Total - Kt	10	10	g/kg m.s

*Em relação à matéria seca [m.s.]

A energia necessária para realizar o procedimento de calagem foi de 5 kWh por toneladas de matéria seca (European Commission, 2001). Considerou-se uma distância de 25 km (50 km – ida e volta) para o transporte das lamas desidratadas até à região agricultável, em camião com carga útil de 3,3 toneladas. O processo de aplicação do biofertilizante ocorre por meio de um espalhador agrícola com as mesmas características adotadas na Situação Presente (6 t m.s./ha/ano e consumo de combustível de 7 litros/ha). Também se admitiu a transferência direta dos metais pesados para o solo.

Caso III: Lamas encaminhadas para incineração

Em linhas gerais, no contexto deste estudo, o processo da incineração tem por objetivo a queima de componentes orgânicos combustíveis das lamas (carbono, hidrogénio, enxofre, gorduras, etc.), transformando-os num resíduo inerte como gases e cinzas (European Commission, 2001). Este mecanismo é possibilitado pelo aproveitamento do poder calorífico das lamas em equipamentos específicos com necessidade de secagem prévia ou não.

A proposta aqui adotada consiste em utilizar uma unidade de incineração como alternativa à deposição final das lamas desidratadas, também avaliado no âmbito de vários estudos desenvolvidos em países como a Dinamarca (Poulsen e Hansen, 2003; Akwo, 2008; Niero *et al.*, 2014), Suécia (Lundin *et al.*, 2004), Espanha (Hospido *et al.*, 2005; Pasqualino *et al.*, 2009; Lim, 2012) e Estados Unidos (Alyaseri e Zhou, 2017). Optou-se por considerar este

processo devido à sua reconhecida capacidade de reduzir significativamente o volume do resíduo, destruir organismos patogênicos e possíveis substâncias orgânicas perigosas constituídas nas lamas. A simulação consistiu em alocar o total de lamas desidratadas a uma unidade de incineração já existente para resíduos sólidos municipais, com objetivo de produzir energia elétrica e térmica.

O conjunto de dados relativos ao processo de incineração são representativos de uma unidade de tratamento térmico de resíduos sólidos urbanos para a produção de energia com tecnologias típicas utilizadas na Europa - “*Waste incineration of biodegradable waste fraction in municipal solid waste (MSW)*” - inventariado e disponível na base de dados do *software* GaBi. Todos os dados de entradas e saídas (incluindo as emissões para o ambiente) são dimensionados para 0,324 kg/UF de lamas desidratadas transportadas em caminhão com capacidade de carga útil de 17,3 toneladas por cerca de 250 km (500 km – ida e volta) até à unidade de incineração, deslocação adotada com o propósito de representar a distância média real entre a ETAR estudada e uma unidade de incineração dedicada em Portugal.

Caso IV: Lamas encaminhadas para o aterro sanitário

Face às dificuldades de valorização das lamas a depender de condicionalismos de natureza ambiental (presença de contaminantes), geográfica (localização ou topografia inacessível) ou política/gestão (envio para a incineração ou custos elevados), o seu destino final tende a passar pela deposição em aterros sanitários. De modo geral, esta prática deveria apenas ser considerada como um último recurso para o destino final das lamas, tendo em atenção às regulamentações mais restritivas da União Europeia para a eliminação de resíduos biodegradáveis.

A proposta deste cenário visa avaliar os impactes causados pela operação de um aterro sanitário em relação às principais emissões ambientais ocasionadas pela deposição de resíduos, como a geração de gases, compostos perigosos e perda de nutrientes e matéria orgânica com alto potencial de reciclagem. A simulação consistiu em encaminhar o total de lamas desidratadas para um aterro sanitário de resíduos sólidos municipais.

O conjunto de dados representa um aterro típico de resíduos urbanos, com tratamento de gases, lixiviação e deposição das próprias lamas geradas na operação, abrangendo todas as etapas e tecnologias para o tratamento de resíduos com referência a Espanha, Grécia e Portugal - “*Municipal solid waste on landfill*” - inventariado e disponível na base de dados do *software* GaBi. Semelhante ao Caso II, todos os dados de entradas e saídas (incluindo as

emissões para o ambiente) são calculados para 0,324 kg/UF de lamas desidratadas transportadas ao longo de uma distância de aproximadamente 200 km (400 km – ida e volta) até ao aterro, por camião de 17,3 toneladas de capacidade de carga útil.

4.5.5 Ausência do Sistema de Tratamento de Águas Residuais

Diante do objetivo de verificar os potenciais impactes relacionados com a exploração da ETAR, considerou-se conveniente comparar, em termos ambientais, duas situações – uma que envolve a existência da ETAR e a sua exploração e uma segunda que considera a inexistência da ETAR, com descarga direta das águas residuais brutas no ambiente hídrico recetor, como também estabelecido por outros autores (e.g. Godin *et al.*, 2011; Dong, 2012).

Os gases de efeito estufa libertados para a atmosfera a partir da descarga das águas residuais sem tratamento, foram estimados a partir de fatores de emissões apresentados em Doorn *et al.* (2006) e utilizados por Godin *et al.* (2012), podendo ser visualizados na Tabela 18. A aplicação destes fatores de emissão teve por base a composição da água residual afluyente à ETAR em termos de azoto total e de matéria orgânica expressa em CQO (ver Tabela 5).

Tabela 18. Emissão de gases de efeito estufa para a descarga do efluente sem tratamento no corpo hídrico (UF: 1 m³ de água residual afluyente)

Fator de emissão	CH ₄	Unidade	N ₂ O	Unidade
Descarga do efluente sem tratamento	2,50E-02	kg CH ₄ /kg CQO	2,50E-03	kg N ₂ O/kg Nt
	1,40E-02	kg CH ₄ /UF	1,80E-04	kg N ₂ O/UF

4.6 AVALIAÇÃO DO IMPACTE DO CICLO DE VIDA (AICV)

Na sequência do que foi descrito no ponto 3.2.3 sobre as diferentes metodologias de AICV, de acordo com as diretrizes das normas ISO14040 e 14044, nesta secção é apresentado o método de avaliação, a classificação e a caracterização do impacte adotado neste estudo.

4.6.1 Seleção do Método de AICV

A abordagem consolidada com orientação ao problema (*midpoint*) é aplicada neste estudo através do método *CML 2001* (versão janeiro/2016) (Guinée, 2004). Esta abordagem *midpoint* é apropriada para atender os objetivos específicos deste estudo.

Uma abordagem orientada ao dano (*endpoint*) poderia proporcionar resultados mais fáceis em termos de comparação (devido ao pequeno número de categorias), contudo passar da caracterização dos pontos intermédios para os pontos finais acarretaria uma considerável incerteza nos resultados, conforme observado por Remy (2010) ao analisar sistemas de tratamento de águas residuais.

Sendo assim, a avaliação dos impactes ambientais de todo o ciclo de vida da ETAR, incluindo os processos a jusante e a montante, identificados em relação a cada categoria de impacte, proporcionam um resultado transparente e compreensível. O método CML inclui 10 categorias de impacte das quais 7 são aplicadas neste estudo e apresentadas na Tabela 19. Três foram excluídas devido ao facto de os dados relevantes do inventário não estarem disponíveis ou não serem consistentes (depelação abiótica, ecotoxicidade marinha e potencial de depelação da camada de ozono).

Tabela 19. Categorias para a AICV

Categoria de Impacte		Descrição do impacte ambiental
AC	Potencial de Alterações Climáticas	Emissões de gases para a atmosfera potencializando o aquecimento global (fenómeno efeito estufa).
PEU	Potencial de Eutrofização	Elevadas concentrações de azoto e fósforo em água e solo, decaindo a quantidade de oxigénio presente no meio.
PAC	Potencial de Acidificação	Fenómeno causador da chuva ácida (H_2SO_4 e HNO_3) pela emissão de compostos inorgânicos para o ar, água e solo.
PTH	Potencial de Toxicidade Humana	Efeito de substâncias tóxicas, como metais pesados, sobre a saúde humana, água e solo.
PET	Potencial de Ecotoxicidade Terrestre	
PEA	Potencial de Ecotoxicidade de Água Doce	
FOF	Formação de Oxidante Fotoquímico	Emissão de compostos orgânicos voláteis e gases inorgânicos para a atmosfera.

4.6.2 Classificação das Emissões e Caracterização das Categorias de Impacte

Nesta etapa, as emissões identificadas na fase de ICV são associadas às categorias de impacte com as quais estão relacionadas. Considerando que os sistemas a jusante e a montante (como fornecimento de energia elétrica, fabricação de produtos químicos, transporte/combustível, fertilizantes, etc.) incluem inúmeros fluxos de entradas e saídas diferentes, são classificados na Tabela 20 exclusivamente os fluxos elementares que compõem a operação da ETAR e a gestão dos subprodutos (biogás e lamas).

Tabela 20. Classificação das emissões para as categorias de impacto

Categoria de impacto		Classificação	Emissão
AC	Potencial de Alterações Climáticas	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O	Ar
PEU	Potencial de Eutrofização	N, P, CQO	Água
		N, P	Solo
PAC	Potencial de Acidificação	N ₂ O, NO _x , NH ₃	Ar
		NO _x , SO ₂ , 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	PAH	Ar
		Cr, Hg, Cu, Cd, Pb, Zn, Ni	Solo
PEA	Potencial de Ecotoxicidade de Água Doce	PAH	Ar
		Cr, Hg, Cu, Cd, Pb, Zn, Ni	Solo
FOF	Formação de Oxidante Fotoquímico	CH ₄ , CO, NO _x , SO ₂	Ar

Todas as emissões relevantes identificadas e quantificadas no ICV são classificadas para as respectivas categorias de impacto e estão caracterizadas por fatores disponíveis em literatura específica, como Guinée (2004). Neste estudo, todas as emissões foram caracterizadas conforme os fatores estabelecidos no método adotado para a avaliação do impacto e contidos no *software GaBi*, resultando numa unidade comum para cada indicador. A título de exemplo, a Tabela 21 ilustra as caracterizações referentes à categoria Potencial de Alterações Climáticas.

Tabela 21. Exemplificação da caracterização para a categoria Potencial de Alterações Climáticas

Indicador	Fator de caracterização		Unidade	Método	Consideração
Potencial de Aquecimento Global (GWP)	CO ₂	1	kg CO ₂ eq.	CML 2001 Jan. 2016	Fatores do GWP para horizonte de 100 anos (IPCC, 2013).
	CH ₄	28			
	N ₂ O	265			

5 RESULTADOS

Neste capítulo são apresentados os resultados relativos ao impacto ambiental global da fase de exploração da ETAR com as contribuições de cada uma das linhas de tratamento que a constituem - linhas líquida, sólida e gasosa -, em relação às categorias de impacto adotadas. Adicionalmente são apresentados os resultados das simulações aplicadas às diferentes opções de gestão dos subprodutos da ETAR – o biogás (produção de calor, produção de energia elétrica e queima em *Flare*) e lamas desidratadas (compostagem com uso agrícola, lamas utilizadas como biofertilizante no solo, incineração e aterro sanitário).

5.1 DESEMPENHO AMBIENTAL DA ETAR

5.1.1 Impactes Globais

Na Figura 25 são apresentadas as contribuições relativas dos processos que constituem o sistema de tratamento para o impacto global da ETAR para cada categoria.

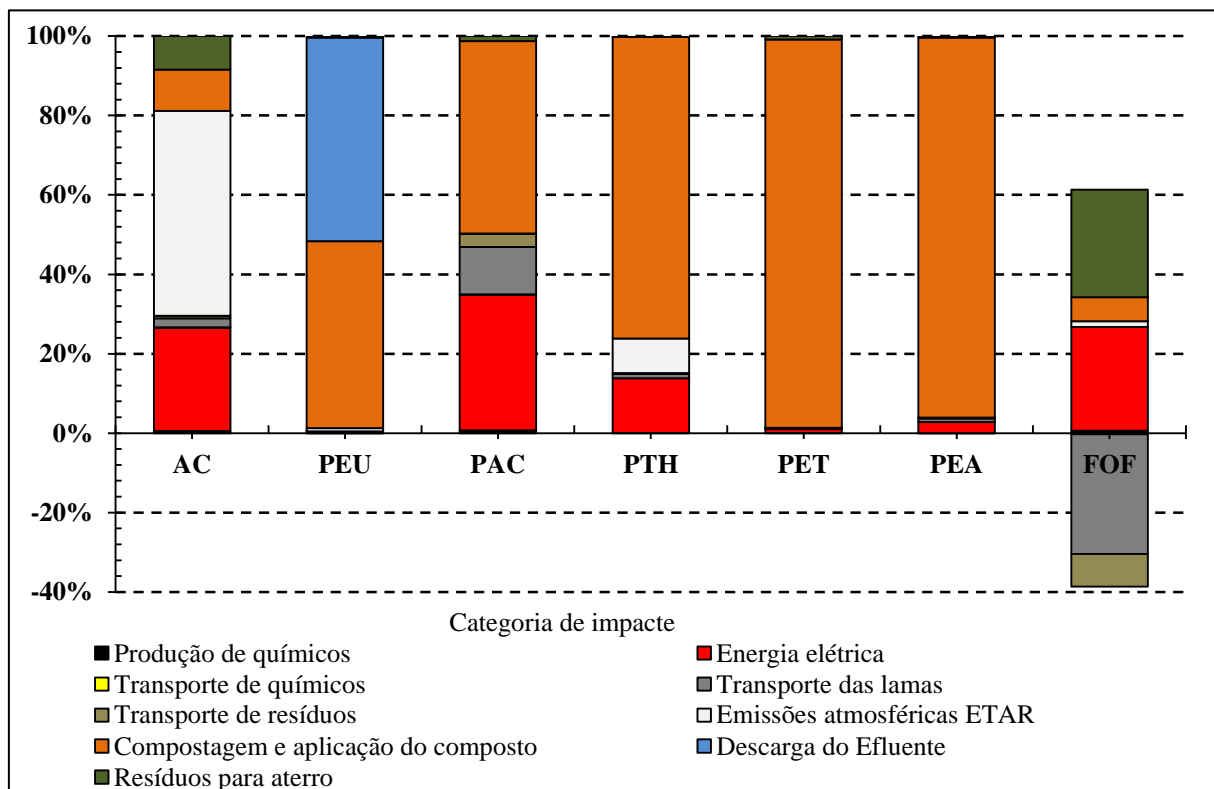


Figura 25. Avaliação dos impactes que compõem o ciclo de vida da ETAR (UF: 1 m³ de água residual afluente)

- ***Alterações Climáticas***

O desempenho global obtido para a categoria AC, estimado em 0,512 kg CO₂ eq., mostrou-se em equivalência a estudos envolvendo tecnologias semelhantes de tratamento de águas residuais (como a remoção de matéria orgânica e azoto), observado em Rodriguez-Garcia *et al.* (2011) e Lorenzo-Toja *et al.* (2016).

De entre os contribuintes para as Alterações Climáticas em referência à exploração de ETARs, ressaltados por alguns autores, destaca-se, com grande relevância, o consumo de energia elétrica (Rodriguez-Garcia *et al.*, 2011), a gestão das lamas (Hospido *et al.*, 2004) e principalmente, as emissões diretas dos gases de efeito estufa geradas pelo tratamento biológico (Lorenzo-Toja *et al.*, 2016).

Neste sentido, em concordância com as principais conclusões da literatura, os resultados apontaram para uma relação de desempenho ambiental na categoria AC com 52% do impacte tendo por origem as emissões diretas de gases de efeito estufa nas operações ligadas às linhas líquida e gasosa da ETAR, e a 26% do consumo de energia elétrica (0,27 kWh/m³), dos quais 21% do impacte é relativo à linha líquida. A gestão das lamas para o processo de compostagem e a aplicação do composto ao solo revelaram uma contribuição relativa de 10% para o impacte total.

- ***Potencial de Eutrofização***

Em geral, as principais contribuições para o potencial de eutrofização de ETARs urbanas provêm da descarga de efluentes, uso de energia e gestão das lamas (Gallego *et al.*, 2008; Hospido *et al.*, 2008; Fitzsimons *et al.*, 2016).

O resultado obtido para o desempenho da ETAR em relação a esta categoria de impacte foi estimado em 0,013 kg PO₄⁻³ eq., estando, sobretudo, associado à descarga do efluente tratado (linha líquida) no ambiente hídrico recetor, representando 51% do impacte total. A contribuição restante está vinculada aos processos a montante e a jusante, identificados na fronteira do estudo, em especial pelo processo da compostagem, seguido da aplicação do composto em solo agrícola, responsável por 47% do impacte.

A fim de comparar os resultados do presente trabalho, são apresentados na Figura 26 os potenciais de eutrofização estimados por outros autores para realidades semelhantes.

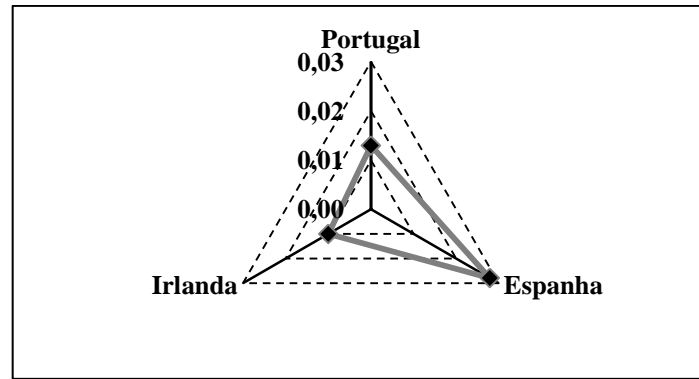


Figura 26. Potencial de eutrofização de ETARs para diferentes realidades
Portugal: Este estudo; Irlanda: Fitzsimons *et al.* (2016); Espanha: Lorenzo-Toja *et al.* (2016)

Tem-se que o PEU é correspondente principalmente à descarga de efluentes para o ambiente recetor, chegando até 80% do impacte nos estudos de Fitzsimons *et al.* (2016), e 51 a 61% em Lorenzo-Toja *et al.* (2016), além de 38 a 48% corresponder ao uso do composto para fins agrícolas.

○ **Potencial de Acidificação**

Em termos de PAC, a compostagem e a aplicação do composto surgem como os principais processos que potencialmente contribuem para a acidificação, devido, em especial, aos gases emitidos para a atmosfera como o H_2S , NH_3 e o NO_x , gerados no processo de obtenção do composto.

Destaca-se ainda a contribuição do uso de energia elétrica para esta categoria de impacte (34%), mas também para as categorias AC, PTH e FOF. Este facto reflete a elevada dependência de energia elétrica dos sistemas de tratamento por lamas ativadas bem como a elevada dependência da energia fóssil (cerca de 50% proveniente da queima de carvão e gás natural) dos processos de produção de energia elétrica em Portugal, conforme o mix energético exibido anteriormente na Figura 20 e que foi adotado neste estudo. Contudo, é possível dizer que este é um aspecto de baixo controlo por parte dos gestores da ETAR, cabendo a estes implementar medidas a fim de reduzir o seu consumo energético (Fitzsimons *et al.*, 2016) ou alterar a origem da energia.

○ ***Toxicidade humana e Ecotoxicidade Aquática e Terrestre***

Apesar dos eficientes processos de tratamento oferecidos na ETAR pela linha sólida, como a digestão anaeróbia, estes não contribuem para uma eliminação total das concentrações de metais pesados nas lamas. Ao seguir para o processo de compostagem, após a desidratação, esta proporciona a estabilização e a redução no volume das lamas, estando o conteúdo de metais pesados inalterado. De tal maneira, o composto ao ser destinado para uso agrícola, os teores dos metais resultam no principal contribuinte para os impactes ao nível do PTH (76%), PET (98%) e PEA (95%).

Em geral, o nível de metais pesados nas lamas e consequentemente no composto, indica que o impacte não representa uma elevada ameaça por estarem muito abaixo dos limites exigidos na legislação portuguesa, conforme observado na Tabela 22.

Tabela 22. Concentração de metais pesados nas lamas para uso agrícola
(unidade em mg/kg de matéria seca [m.s.]

Parâmetros	Valores limite – mg/kg m.s.*	Concentração (mg/kg m.s.)
Cd Cádmio	2,00E+01	<4,6
Cu Cobre	1,00E+03	1,35E+02
Ni Níquel	3,00E+02	1,55E+01
Pb Chumbo	7,50E+02	1,00E+02
Zi Zinco	2,50E+03	4,70E+02
Hg Mercúrio	1,60E+01	5,80E-01
Cr Crómio	1,00E+03	2,30E+01

* Ministério do Ambiente (2009)

○ ***Formação de Oxidantes Fotoquímicos***

O principal poluente que impacta diretamente nesta categoria consiste na emissão de NO juntamente com uma pequena parcela de NO₂, CO e COVs. A baixa contribuição ou mesmo o resultado negativo nesta categoria para processos que envolvam a queima de combustíveis fósseis, refere-se ao facto de que, o NO ao ser emitido para a atmosfera é oxidado ao reagir, preferencialmente, com o ozono troposférico e/ou outros precursores foto-oxidantes (e.g. COVs), diminuindo sua concentração (Finlayson-Pitts e Pitts, 1993). Destaca-se o impacte negativo relacionado principalmente aos transportes por este possuir uma elevada emissão de NO produzido pela queima de combustível nos motores.

5.1.2 Contribuição Relativa dos Processos

Na Tabela 23 apresentam-se os resultados da avaliação dos impactos da fase de exploração da ETAR correspondente à situação atual, considerando a contribuição das linhas de tratamento - líquida, sólida e gasosa, com esta última representando as etapas da combustão do biogás em *Flare* e na caldeira - e o destino final das lamas desidratadas para a compostagem seguido da aplicação do composto no solo, como ilustrado anteriormente pelas Figura 21 a Figura 24. Na Figura 27 é exibida a contribuição relativa em porcentagem para cada categoria.

Tabela 23. Avaliação dos impactos da ETAR
(UF: 1 m³ de água residual afluyente)

Desempenho Ambiental	AC	PEU	PAC	PTH	PET	PEA	FOF
	kg CO ₂ -eq.	kg PO ₄ ³⁻ -eq.	kg SO ₂ -eq.	kg DCB-eq.	kg DCB-eq.	kg DCB-eq.	kg Etileno-eq.
Linha líquida	4,09E-01	6,83E-03	2,53E-04	5,57E-03	2,05E-04	2,36E-04	6,48E-05
Linha sólida	2,71E-02	6,90E-06	5,52E-05	1,23E-03	2,48E-05	4,28E-05	6,90E-06
Linha gasosa	1,16E-02	2,45E-07	1,65E-06	4,17E-03	3,79E-07	2,01E-06	2,06E-06
Transporte (lamas)	1,18E-02	2,37E-05	9,33E-05	4,70E-04	2,66E-05	6,89E-05	-4,04E-05
Compostagem e aplicação do composto	5,31E-02	6,10E-03	3,79E-04	3,61E-02	1,14E-02	7,70E-03	8,04E-06
Desempenho global	5,12E-01	1,30E-02	7,82E-04	4,75E-02	1,17E-02	8,05E-03	4,14E-05

AC: Potencial de Alterações Climáticas; PEU: Potencial de Eutrofização; PAC: Potencial de Acidificação; PTH: Potencial de Toxicidade Humana; PET: Potencial de Ecotoxicidade Terrestre; PEA: Potencial de Ecotoxicidade de Água Doce; FOF: Formação de Oxidantes Fotoquímicos.

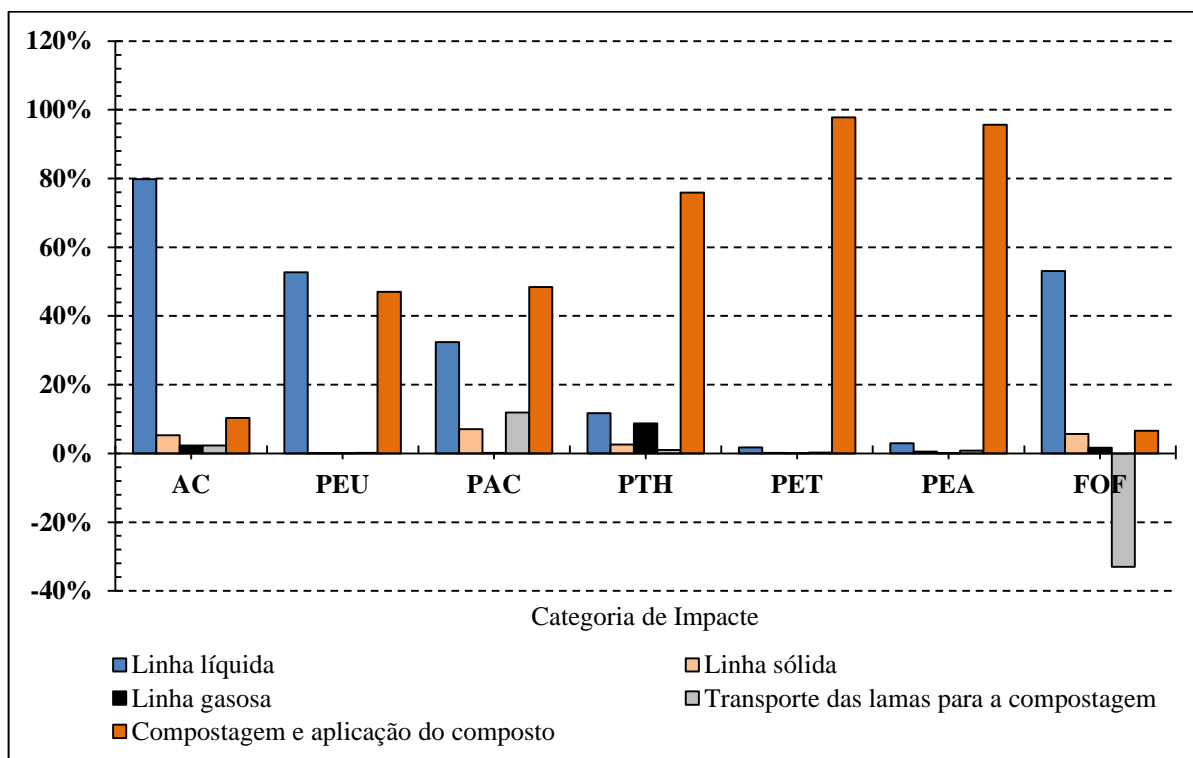


Figura 27. Contribuição relativa dos impactos totais associados ao ciclo de vida da ETAR

De entre as principais contribuições para os impactes resultantes da exploração da ETAR, destaca-se principalmente as operações/processos da linha líquida para as categorias AC, PEU e FOF. Com a exceção do PEU, a etapa de tratamento biológico é a mais impactante, devido ao consumo de energia, ao consumo de químicos e às emissões de gases para a atmosfera, também ressaltado por Pintilie *et al.* (2016).

Destaca-se que, os resultados obtidos na Tabela 23 apresenta uma similaridade com as categorias de impacte (PAC, PEU, AC e PTH) avaliadas por Piao *et al.* (2016) para a linha líquida, ao analisar os impactes ambientais para o tratamento biológico do tipo *Ludzack Ettinger* modificado, e para a linha sólida, com a digestão anaeróbia das lamas.

Para as categorias PTH, PET e PEA, a principal contribuição resulta da transferência de metais pesados das lamas para o composto aplicado no solo.

A seguir, são apresentadas as contribuições classificadas para cada uma das categorias de impacte analisadas para os processos que compõem as linhas de tratamento.

Linha Líquida

As contribuições referentes ao inventário do ciclo de vida para a linha líquida são apresentadas na Figura 28.

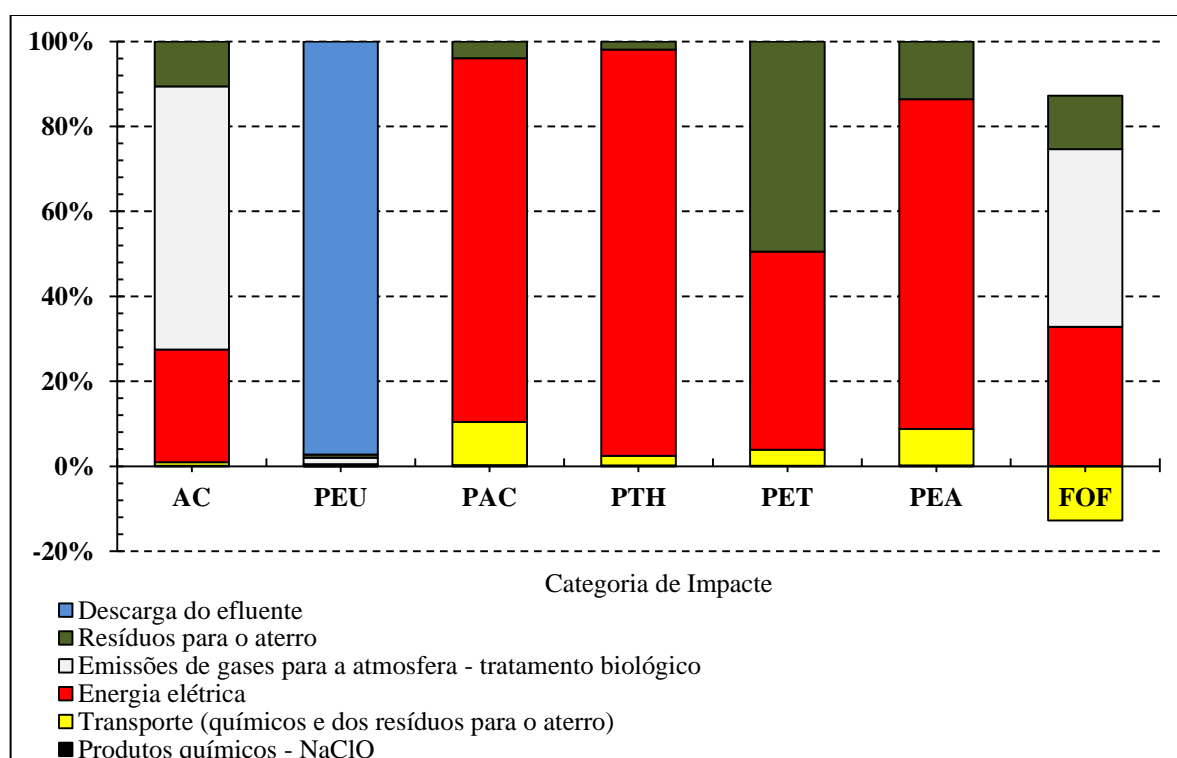


Figura 28. Contribuição relativa dos processos da Linha Líquida para as diferentes categorias de impacte (UF: 1 m³ de água residual)

Ao analisar a figura, constata-se que o uso de energia elétrica exerce um impacto significativo nas categorias PAC (86%), PTH (96%) e PEA (78%). Aproximadamente 80% da energia elétrica total usada na ETAR está associada à linha líquida. As principais substâncias com elevada influência nestas categorias têm por origem a queima de combustíveis para a produção de energia elétrica, destacando-se as emissões de gases de efeito de estufa (e.g. CO₂), de substâncias inorgânicas gasosas com potencial de acidificação (SO₂, NO_x, HCl e H₂S); libertação de metais pesados, como ressaltado por Pizzol *et al.* (2011), ácido fluorídrico, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos e hidrocarbonetos (e.g. benzeno) para o ar com impacto sobre a toxicidade humana; e as emissões de metais pesados (Ni, Cd, Vanádio, Cu) para a água com elevado potencial de toxicidade aquática.

As emissões diretas de CH₄ e N₂O gerados no tratamento biológico são as que mais contribuem para a categoria AC (62%) uma vez que a principal função do sistema *Ludzack Ettinger* modificado é a remoção de azoto pelo processo de desnitrificação (Piao *et al.*, 2016), correspondendo a um impacto de 0,25 kg CO₂ eq. por m³ de água residual, equivalente ao verificado por Lorenzo-Toja *et al.* (2016), com 0,20 kg CO₂ eq. Importa ressaltar que deste impacto são excluídas as emissões de CO₂ biogénico, de acordo com as orientações do IPCC (2007). No caso de as emissões de CO₂ biogénico serem contabilizadas, o impacto chegaria a 0,34 kg CO₂ eq.

Em relação à categoria PEU, a presença de nutrientes, azoto (63%) e fósforo (23%), e de matéria orgânica em termos de CQO (14%) no efluente tratado e descarregado no meio recetor contribui para uma emissão de 6,65E-3 kg PO₄⁻³ eq. representando 97% do impacto nesta categoria. A quantidade de N₂O emitido no tratamento biológico detém cerca de 1,5% de contribuição, resultando num impacto de 1,02E-4 kg PO₄⁻³ eq.

Linha sólida

Em referência à linha sólida, a Figura 29 ilustra os resultados dos impactos provenientes dos processos que compõem modelo.

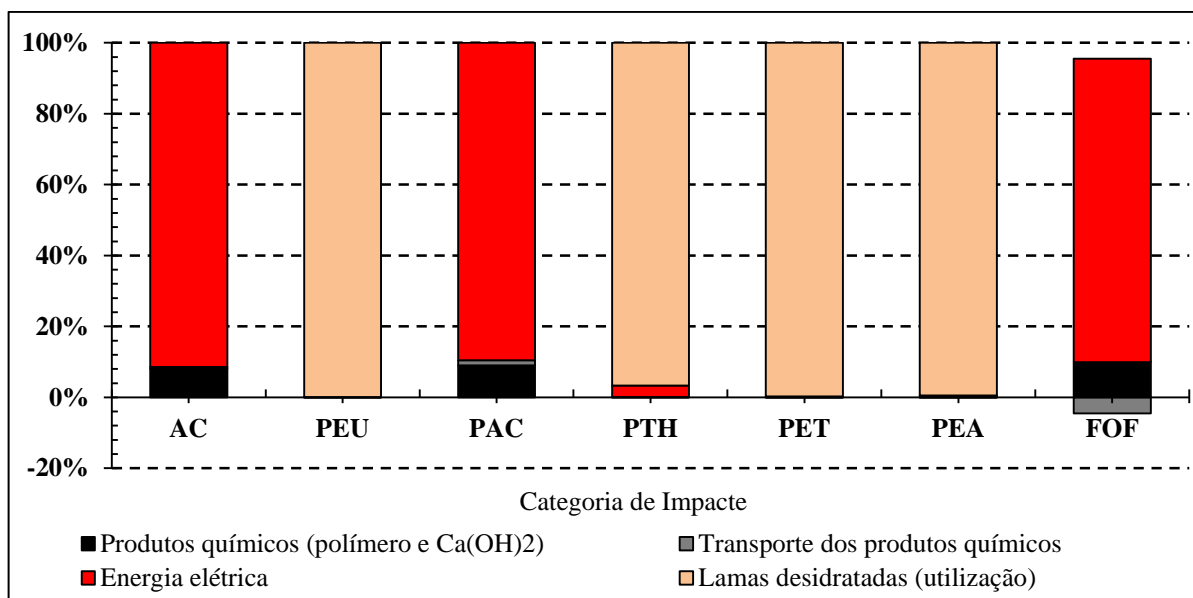


Figura 29. Contribuição relativa dos processos da Linha Sólida para as diferentes categorias de impacto (UF: 1 m³ de água residual afluyente)

Diante do observado na figura, as lamas desidratadas estão na origem dos principais impactes avaliados neste estudo. Esses impactes refletem a composição das lamas após o processo de desidratação, estando prontas para serem encaminhadas para o destino final.

Assim, a quantidade de nutrientes (azoto e fósforo) presente nas lamas, estimada em 6,95E-3 kg PO₄⁻³ eq., representa um contributo elevado para o potencial de eutrofização da linha sólida. De igual modo, a quantidade de metais pesados que compõem as lamas desidratadas (Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Ni e Zi) apresenta um contributo superior a 95% para os impactes representados pelas categorias PTH, PET e PEA, sendo estes de 3,58E-2 kg DCB-eq., 1,14E-2 kg DCB-eq., e 7,68E-3 kg DCB-eq. respectivamente. De entre os metais pesado referidos anteriormente, o Pb é o que mais contribui para o PTH, com 53%, o Cr para o PET, com 73%, e o Cu para a categoria PEA, com 60%.

De maneira indireta, o consumo de energia elétrica e, com menor contribuição, a fabricação dos produtos químicos (polímero e Ca(OH)₂) utilizados nesta linha, mostraram-se bastante impactantes para as categorias AC, PAC, e FOF ao estarem na origem de emissões gasosas de CO₂, CH₄, CO, NO₂, NO_x, SO₂ e COVs.

Linha gasosa

A Figura 30 apresenta os impactes da linha gasosa provenientes das emissões geradas para o modelo de gestão do biogás adotado atualmente na ETAR (queima em flare e produção de calor na caldeira) correspondente à Situação Presente.

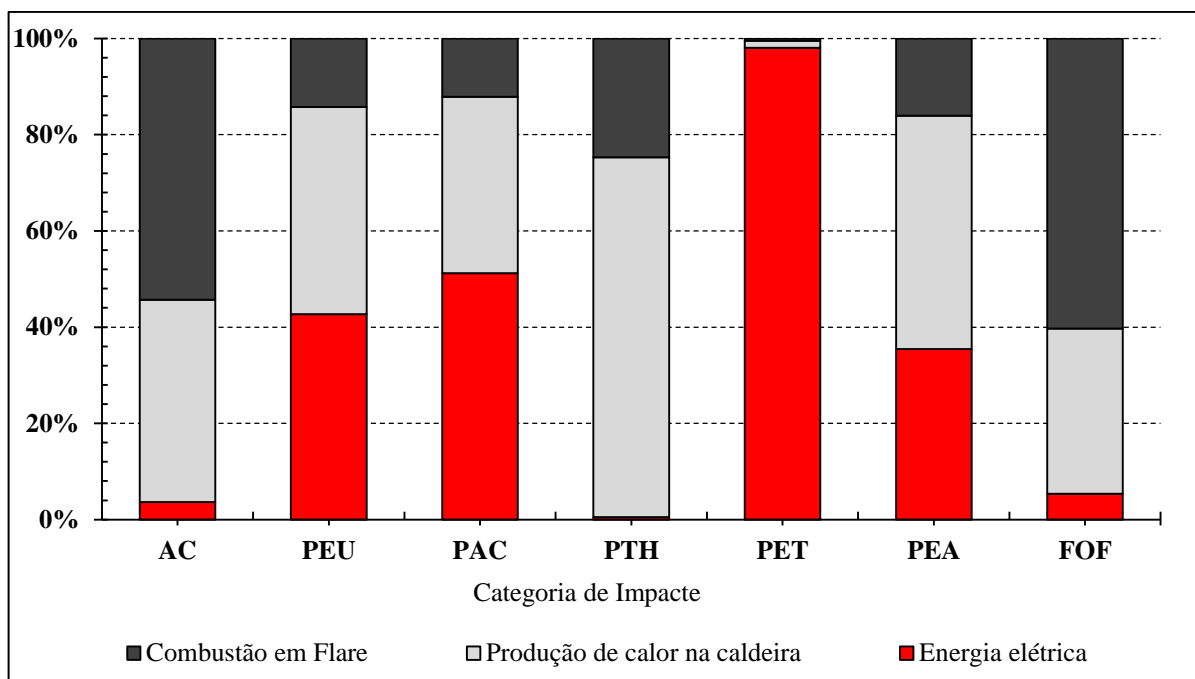


Figura 30. Contribuição relativa dos processos da Linha Gasosa para as diferentes categorias de impacto (UF: 1 m³ de água residual afluyente)

A análise da figura mostra que a combustão direta do biogás em *Flare* é um dos processos que mais contribui para o FOF (60%), devido à emissão de CO, CH₄, NO_x e SO₂, e para a categoria AC (54,3%), em resultado das maiores emissões para a atmosfera de CO₂ e principalmente de CH₄.

Estes impactos são resultantes da baixa eficiência do *Flare* ao queimar 36% do volume total de biogás gerado na ETAR, contribuindo para as alterações climáticas em 0,0063 kg CO₂ eq. Em comparação com a caldeira, esta mostrou ser a melhor opção de gestão ao resultar em um impacto 22% menor (0,0049 kg CO₂ eq) ao ter 64% do volume do biogás destinado à produção de calor.

No que concerne ao potencial de eutrofização, a produção de energia térmica na caldeira, apresenta um contributo de aproximadamente 43%, devido, sobretudo às emissões de NO_x. Este processo exerce também uma elevada influência nas categorias PAC (37%), PTH (75%) e PEA (48%) ao emitir, além de NO_x, SO₂, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHs) e PM_{2,5}, para a atmosfera.

Como já identificado nas outras linhas, nesta também é possível verificar o contributo indireto promovido pelo consumo da eletricidade, sendo este de maior significância nas categorias de PAC (51%) e PET (98%), destacando-se principalmente o PET com as emissões para o ar e para o solo de metais pesados, como o mercúrio, o vanádio, o crómio (III), o arsénio, entre outros.

5.2 AICV DOS CENÁRIOS PROPOSTOS

5.2.1 Modelos de Gestão do Biogás

A Figura 31 mostra os potenciais impactes relacionados com a gestão do biogás referente à Situação Presente (caldeira + flare), e as opções Combustão em *Flare* (destino de 100% do biogás) e Cogeração (produção de energia térmica + elétrica). O potencial impacte de cada um dos processos para as categorias é apresentado no eixo vertical, sendo que 100% representa o processo mais impactante dentro de cada categoria analisada e as demais sendo relativa a essa.

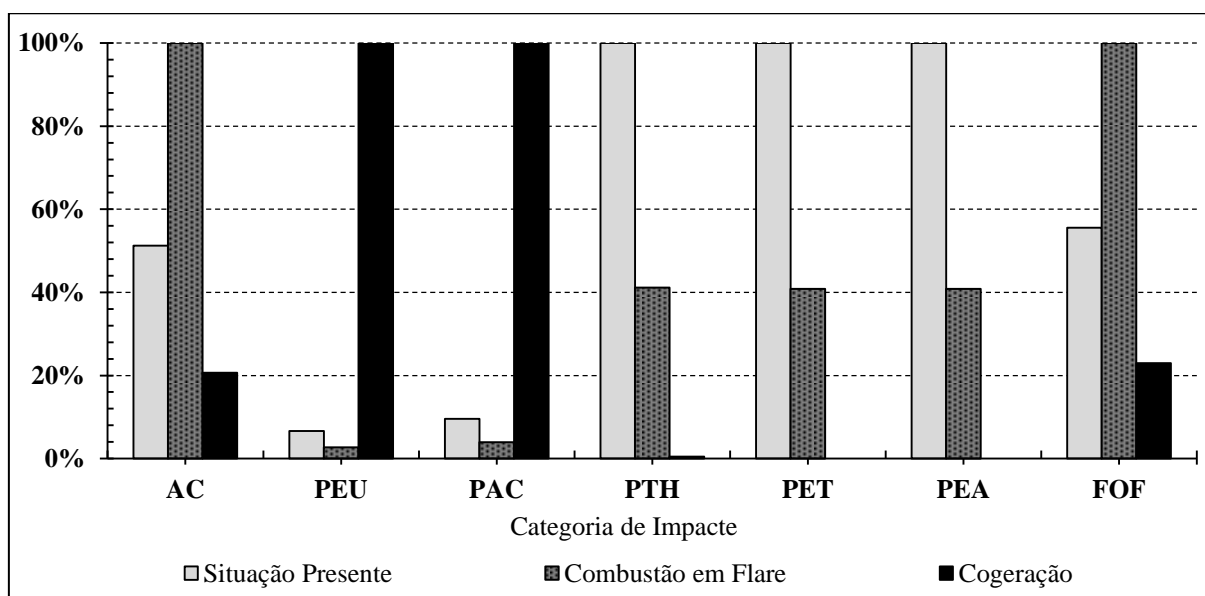


Figura 31. Contribuição relativa das opções de gestão do biogás para diferentes categorias de impacte (UF: 1 m³ de água residual afluente)

Nestes termos, é possível verificar que de entre as simulações, a alternativa proposta para a combustão total do biogás em *flare* apresenta o pior desempenho em termos de AC e FOF, seguido da Situação Presente, pelos impactes mais elevados a nível de PTH, PET e PEA. Além destes aspectos, é possível analisar que:

- A opção de gestão adotada pela Situação Presente emite atualmente cerca de 23.261 kg CO₂ eq./ano. De modo que, ao adotar a opção da cogeração estima-se que as emissões de CO₂ e CH₄ passariam a contribuir com 15.661 kg CO₂ eq./ano, além de resultar num significativo benefício ambiental em termos energéticos, evitando a emissão de 9.207 kg CO₂ eq./ano.

- Em termos comparativos, a pior opção - encaminhar o volume total de biogás para a Combustão em *Flare* -, teria o potencial de impactar as AC em 36.994 kg CO₂ eq./ano.

Em relação à cogeração, apesar de resultar nos maiores impactes nas categorias PEU e PAC, em função das suas características de queima ao liberar para a atmosfera os gases NO_x e SO₂, emerge como a opção mais atrativa para o destino do biogás, devido, portanto, ao seu desempenho diante da AC e FOF.

Como uma fonte alternativa de geração de energia, o biogás contribui para a redução da dependência de serviços energéticos assentes no consumo de recursos não renováveis (Buonocore *et al.*, 2016).

De tal modo, a produção própria de energia elétrica, 0,0088 kWh/UF, contribuiria para uma diminuição de aproximadamente 4% do impacte da AC referente ao mix energético total consumido pela ETAR (0,27 kWh/UF), representando, na mesma proporção, uma economia na compra/consumo da energia elétrica da ETAR. Nos estudos de Zaribaf *et al.* (2013) e Fitzsimons *et al.* (2016) constatou-se uma economia entre 3% e 10% respectivamente.

Sendo assim, ao todo, a alternativa proposta pela cogeração representaria uma diminuição de aproximadamente 2% no total da contribuição para as Alterações Climáticas da ETAR, deixando de emitir para a atmosfera 16.807 kg CO₂ eq. anualmente. De modo semelhante, Zaribaf *et al.* (2013) estimou uma diminuição de 1%.

Desta maneira, o consumo de energia elétrica mostra-se como um elemento-chave no desempenho da ETAR, refletindo-se num grande desafio ambiental face à eficiente gestão de seu uso, como também discutido na opinião de Gallego *et al.* (2008).

5.2.2 Modelos de Gestão das Lamas Desidratadas

A Tabela 24 compara a situação presente (compostagem e aplicação do composto ao solo) e os três destinos alternativos para a gestão das lamas, apresentando o desempenho total para cada um dos casos.

Tabela 24. Desempenho ambiental das opções de gestão das lamas
(UF: 1 m³ de água residual afluyente)

Impacte	Unidade	Caso I	Caso II	Caso III	Caso IV
AC	kg CO ₂ -eq.	6,50E-02	8,61E-03	1,73E-01	2,41E-01
PEU	kg PO ₄ ⁻³ -eq.	9,27E-05	3,23E-05	3,29E-05	2,90E-04
PAC	kg SO ₂ -eq.	4,72E-04	1,33E-06	-1,48E-04	1,14E-04
PTH	kg DCB-eq.	3,65E-02	3,59E-02	-4,97E-03	8,83E-04
PET	kg DCB-eq.	1,14E-02	1,14E-02	-1,11E-05	5,64E-04
PEA	kg DCB-eq.	7,77E-03	7,69E-03	-9,54E-05	2,18E-04
FOF	kg Etileno-eq.	-3,23E-05	-4,01E-06	-4,31E-05	3,30E-05

Caso I: Lamas encaminhadas para compostagem e aplicação do composto em solo agrícola (situação presente); **Caso II:** Lamas utilizadas como biofertilizante em solo agrícola; **Caso III:** Lamas encaminhadas para a incineração; **Caso IV:** Lamas encaminhadas para o aterro sanitário.

A análise dos resultados demonstra existir certa similaridade entre a compostagem e a obtenção do biofertilizante, de tal modo que os seguintes impactes são comparados e justificados tendo em vista as características particulares da operação de cada processo. Os sinais negativos representam o potencial impacte evitado em cada categoria.

Os processos da compostagem e a obtenção do biofertilizante reduzem consideravelmente o volume total em termos de produto final, o que facilita o seu transporte e a aplicação no solo, de modo que, o destino do composto e do biofertilizante para o solo mostrou-se como as melhores opções na categoria AC e PEU, ao emitir uma menor quantidade de gases do efeito estufa aliado em seus processos bem como um aproveitamento do conteúdo de nutrientes das lamas, respectivamente.

A gestão das lamas para o Caso I apresentou um impacte de 6,5 kg CO₂ eq., sendo 18% atribuído ao transporte das lamas desidratadas até à compostagem, 80% originado durante a preparação e obtenção do composto, e os restantes 2% causados pela etapa de transporte do composto e aplicação ao solo.

A simulação de obtenção do biofertilizante no Caso 2 mostrou ser a opção mais atrativa ao possuir uma baixa emissão atmosférica, sendo esta de 8,61E-3 kg CO₂ eq. proveniente do consumo de eletricidade (2%) e de produto químico usado na calagem das lamas (82%), do transporte do biofertilizante da ETAR até à região agricultável (14%) e do espalhamento no solo (2%).

O desempenho obtido para o Caso III traduz a influência das emissões ligadas ao transporte das lamas até à central de incineração (6%), e, sobretudo, do processo de incineração destas (94%). De igual modo, o Caso IV surge como a pior opção para a gestão das lamas, com 97% do impacte em função do aterro sanitário e 3% para o transporte das lamas desidratadas.

Em relação ao potencial de eutrofização, tem-se que, para o Caso I, o composto ao deixar a central de compostagem para ser usado no solo agrícola apresenta um potencial de eutrofização igual a $0,0060 \text{ kg PO}_4^{3-}\text{-eq}$. O mesmo ocorre para o Caso II, o que após o tratamento com a calagem, o biofertilizante apresenta um potencial impacte de $0,0038 \text{ kg PO}_4^{3-}\text{-eq}$. Estes resultados refletem a abundância relativa de nutrientes espalhados pelo solo, sendo 79% de Pt e 21% de Nt no composto e de 74% de Pt e 26% de Nt no biofertilizante. No entanto, considerado o processo de aplicação destes no solo, este conteúdo de nutrientes do composto e do biofertilizante passa a ter a característica de proporcionar uma fertilização orgânica e promover um benefício ao ambiente.

O modo de gestão agregado ao composto e ao biofertilizante orgânico, em termos de azoto, fósforo e potássio, revelaram-se uma alternativa interessante pelo facto de apresentarem potencial de evitar a eutrofização, assumindo-se como uma prática sustentável de gestão das lamas (Pasqualino *et al.*, 2009; Pintilie *et al.*, 2016). Um pouco mais além, por se obter um conteúdo mais rico em nutrientes, o uso do composto pode ser ainda uma prática mais eficiente do que o uso do biofertilizante, ao apresentar uma capacidade limite de aplicação por hectare superior em 35%, sem causar eutrofização do solo, com aproximadamente 533 kg NPK/ha para o composto e 400 kg NPK/ha para o biofertilizante.

Em linhas gerais, o Caso I pode não ser atrativo ao considerar o impacte associado às AC, devido à maior quantidade de emissões gasosas diante do consumo de eletricidade, transporte e equipamentos na unidade de compostagem, mas que, em termos de produto final o composto formado resulta num adubo com melhor conteúdo de nutrientes, sendo aplicado em maiores áreas agrícola sem promover a eutrofização.

De entre as demais categorias, PTH, PET e PEA os valores apresentados de maneira aproximada para o Caso I e o Caso II são ocasionados pelos metais pesados contidos nas lamas e transferidos para o solo conforme o uso do composto e do biofertilizante.

Neste sentido, a incineração e o aterro sanitário chama a atenção como opções atrativas nestas categorias (PTH, PET, PEA), uma vez que a concentração de metais pesados são fatores limitantes ao uso agrícola, justificando a busca de alternativas.

Os resultados no Caso III mostraram que a incineração das lamas pode resultar num importante benefício ambiental nas categorias de impacte PAC, PTH, PET, PEA e FOF, ao incluir na fronteira do sistema que envolve todo o processo por incineração, a utilização e a exportação da energia térmica e eléctrica produzida, expandindo a fronteira a fim de substituir o uso de energias de origem fóssil, evitando assim emitir substâncias inorgânicas para o ar com potencial de acidificação (HCl, HF, SO₂, NH₃, etc.) e oxidantes fotoquímicos (CO, SO₂,

etc.); e metais pesados para o ar com potencial de toxicidade humana, ecotoxicidade terrestre e de água doce (As, Mo, Se, Cd, Cr, Zn, Mg etc.).

Uma vez mais, a compostagem seguido da aplicação do composto detém o maior impacto na categoria de acidificação, principalmente pelas emissões gasosas resultantes do processo de obtenção do composto.

Em seguida, são observados os maiores impactos para o Caso IV, com exceção as categorias PTH, PET, PEA e PAC. De entre as categorias que mais contribui, ressalta-se a emissão de substâncias para o ambiente com potencial de causar eutrofização do solo (P, NH₃) e as de formação de oxidantes fotoquímicos com emissões inorgânicas para o ar (CO, CH₄, SO₂, NO_x).

Diante dos impactos obtidos em relação a cada uma das opções de gestão das lamas, apontados na Tabela 24, buscou-se avaliar a influência das diferentes opções de gestão das lamas no desempenho global da ETAR, sendo estes apresentados na Tabela 25. Assim, a Figura 32 apresenta um desempenho relativo quanto ao potencial impacto global dos casos analisados, em que 100% representa o desempenho global da Situação Presente (ETAR com as lamas encaminhadas para a compostagem com aplicação do composto) utilizada como base e as demais situações relativas a essa.

Tabela 25. Desempenho global da ETAR considerando as diferentes opções de gestão das lamas (UF: 1 m³ de água residual afluente)

Impacte	Unidade	Situação Presente	Situação 1	Situação 2	Situação 3
AC	kg CO ₂ -eq.	5,12E-01	4,56E-01	6,20E-01	6,88E-01
PEU	kg PO ₄ ⁻³ -eq.	6,93E-03	6,84E-03	6,87E-03	7,13E-03
PAC	kg SO ₂ -eq	7,82E-04	3,23E-04	1,62E-04	4,25E-04
PTH	kg DCB-eq.	4,75E-02	4,69E-02	5,99E-03	1,18E-02
PET	kg DCB-eq.	1,17E-02	1,17E-02	2,19E-04	7,94E-04
PEA	kg DCB-eq.	8,05E-03	7,97E-03	1,85E-04	4,98E-04
FOF	kg Etileno-eq.	4,14E-05	6,97E-05	3,07E-05	1,07E-04

Situação Presente: ETAR com as lamas encaminhadas para a compostagem com aplicação do composto; **Situação 1:** ETAR com as lamas utilizadas como biofertilizante no solo; **Situação 2:** ETAR com as lamas encaminhadas para a incineração; **Situação 3:** ETAR com as lamas encaminhadas para o aterro sanitário.

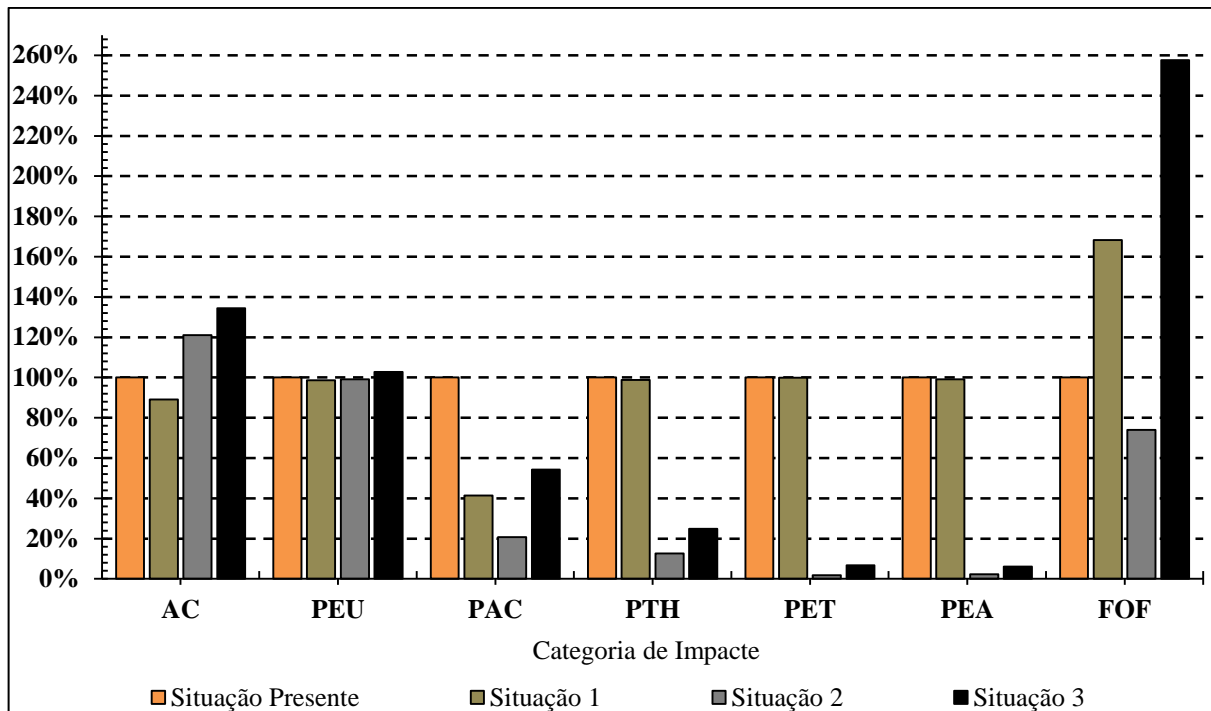


Figura 32. Desempenho global da ETAR para as diferentes opções de gestão das lamas (UF: 1 m³ de água residual afluente)

De entre as situações apresentadas, observa-se que os desempenhos globais da ETAR com relação às diferentes opções de gestão das lamas mostraram-se semelhante ao avaliado por Pasqualino *et al.* (2009).

O resultado para a categoria PEU mostrou-se de maneira muito próxima entre as situações, motivado principalmente pela descarga do efluente no ambiente hídrico recetor, sendo este superior a 95%.

De maneira geral, é possível verificar a equivalência dos resultados aqui apontados para o desempenho global da ETAR em estudos desenvolvidos por outros autores para diferentes realidades, como a Situação 1 em acordo com Piao *et al.* (2016), a Situação 2 com Niero *et al.* (2014) e a Situação 3 com o Güereca *et al.* (2011).

5.3. AUSÊNCIA DO SISTEMA DE TRATAMENTO DAS ÁGUAS RESIDUAIS

A fim de avaliar a importância do tratamento das águas residuais, comparou-se o impacto ambiental resultante da exploração da ETAR e o impacto associada à descarga das águas residuais brutas no sistema lótico local em relação a duas categorias analisadas anteriormente - AC e PEU - sendo estas escolhidas diante da maior expressividade de impacto na ETAR como retratado neste estudo e também por outros autores. Os principais resultados encontram-se na Figura 33.

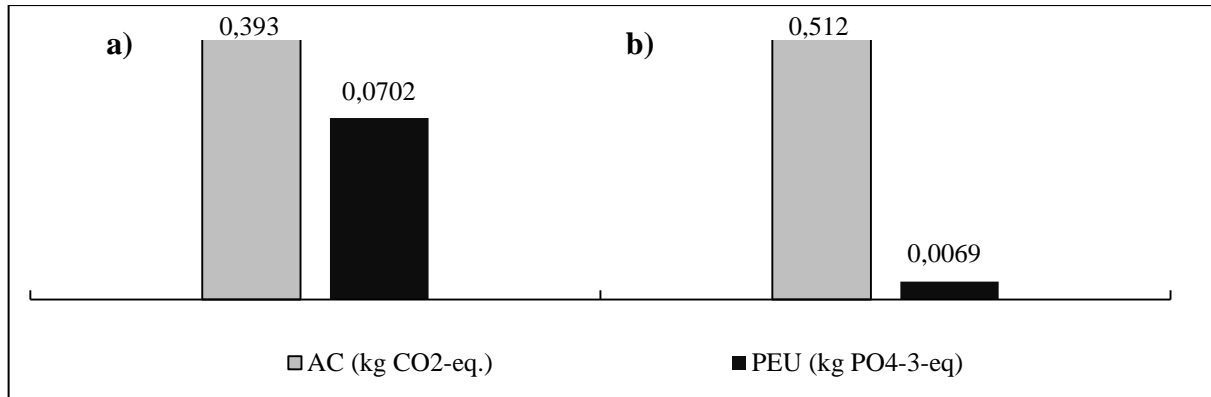


Figura 33. Avaliação do impacto ambiental para as categorias AC e PEU resultantes de duas distintas situações (a) Com descarga direta da água bruta no meio receptor; (b) Com tratamento da água na ETAR estudada. (UF: 1 m³ de água residual afluyente)

Os resultados mostram que o tratamento das águas residuais reduz o potencial de eutrofização em cerca de 90% relativamente à descarga do efluente bruto no meio receptor. Esta redução era expectável face à eficiência média de remoção de matéria orgânica e de nutrientes que caracteriza a ETAR. Dong (2012), num estudo desenvolvido para uma ETAR urbana espanhola, obteve uma redução de aproximadamente 88%.

O benefício ambiental aliado à existência da ETAR é traduzido num impacto evitado de 0,063 kg PO₄⁻³ eq. por m³ de água residual afluyente, equivalente ao obtido por Lorenzo-Toja *et al.* (2016) para duas ETARs semelhantes, variando entre 0,0135 e 0,0605 kg PO₄⁻³ eq.

Em relação à categoria AC, constata-se que o tratamento das águas residuais causa um impacto superior ao que resultaria da descarga dessas mesmas águas residuais sem qualquer tratamento. Esta situação procede da transferência de contaminantes que ocorre de um meio para o outro ao longo do processo de tratamento. Assim, verifica-se que a obtenção de um menor impacto potencial de eutrofização, resultante da implementação de eficientes processos de tratamento, se traduz num aumento da emissão de gases de efeito estufa. De facto, para proporcionar a remoção eficiente de nutrientes e compostos orgânicos das águas residuais é necessário recorrer a energia, a químicos, a combustíveis e a um conjunto de processos que geram subprodutos.

A decisão de não tratar e deixar deteriorar a qualidade dos recursos hídricos ou de promover ações de tratamento que podem contribuir para o aumento do efeito estufa deverá ter em consideração que as Alterações Climáticas é vista como um aspecto de escala global, enquanto a Eutrofização é um fenómeno de natureza regional ou local. A categoria AC levanta questões relacionadas com o aquecimento global afetando significativamente o ambiente a longo prazo (horizonte de 100 anos), enquanto que o PEU tem por característica

efeitos devastadores a curto prazo e de maneira direta no ambiente, como a degradação da qualidade das águas superficiais, morte de peixes e saúde pública (Dong, 2012).

Complementarmente, foi realizada uma análise de contribuição para identificar quais as cargas ambientais que mais contribuem para o impacto ambiental relacionado a eutrofização (Gallego *et al.*, 2008).

A emissão de três substâncias para o ambiente foi identificada como a principal causa de impacto quanto à descarga do efluente no meio receptor. A Figura 34 apresenta as substâncias com a indicação da contribuição isolada da Carência Química de Oxigênio (CQO), Azoto total (Nt) e Fósforo Total (Pt).

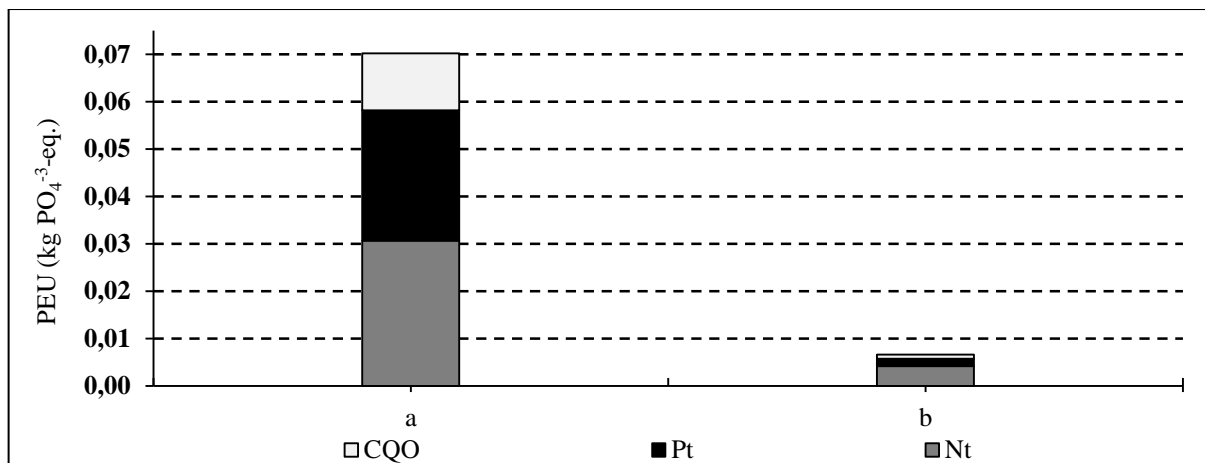


Figura 34. Contribuição da descarga do efluente para potencial de eutrofização (a) Com descarga direta da água bruta no meio receptor; (b) Com tratamento da água na ETAR estudada.

As contribuições relativas das descargas de Nt, Pt e a carga orgânica (como CQO) são comparadas para o efluente tratado e para o efluente bruto. A contribuição de Nt e Pt, em conjunto, é de aproximadamente 83% para o efluente bruto e cerca de 86% para o efluente tratado, sendo estas contribuições as mais relevantes na avaliação de quatro ETARs estudadas por Hospido *et al.* (2008).

Em especial nesta avaliação, a comparação entre as opções não contemplou as características locais ou regionais do ambiente hídrico receptor da descarga do efluente bruto ou tratado, não considerando parâmetros quantitativos do rio nem parâmetros de qualidade do mesmo a montante do ponto de descarga (Renou *et al.*, 2008), entre outras condições, como a diluição das águas e a decomposição aeróbia.

Neste sentido, sendo a eutrofização altamente específica a nível local ou regional, devem ser empregado maiores esforços no desenvolvimento e na implementação de novos modelos de caracterização capazes de levar em consideração fatores como a qualidade dos

ecossistemas e a sensibilidade às emissões de nutrientes. Este facto pode ser limitante ao definir melhores estratégias de gestão ambiental associados a este impacte (Zang *et al.*, 2015; Buonocore *et al.*, 2016).

Por fim, a eutrofização mostra-se como uma das categorias de impacte mais importante em sistemas de tratamento de águas residuais ao relacionar-se com uma das principais funções do tratamento, resultando em benefícios para a saúde humana e para o ecossistema, sendo necessário identificar melhorias que apoiem a sustentabilidade dos sistemas de tratamento (Güereca *et al.*, 2011).

6 CONCLUSÃO

Este estudo representa um notável suporte para o entendimento da aplicação da metodologia de avaliação do ciclo de vida aos sistemas de tratamento de águas residuais urbanas. Adicionalmente, permitiu identificar um conjunto de recomendações e desafios que poderão servir de apoio a estudos futuros.

A ferramenta de ACV provou ser valiosa na análise do desempenho ambiental dos sistemas de tratamento de águas residuais e dos processos de gestão dos subprodutos, demonstrando que a eficiente gestão destes últimos deve ser parte integrante de qualquer processo de tomada de decisão direcionado para a sustentabilidade dos sistemas de tratamento.

O inventário do ciclo de vida revelou-se como a etapa mais complexa e difícil da metodologia, mas procurou-se obter o máximo rigor nos seus resultados, devido à sua elevada influência na avaliação dos impactes. As propostas elaboradas para a construção dos inventários envolveram dados ambientais relevantes em todas as vertentes relacionadas com o tratamento das águas residuais urbanas (geração/emissão de gases para a atmosfera, gestão de subprodutos, etc.) com vista a sustentar uma avaliação rigorosa dos impactes do ciclo de vida.

O estudo da ETAR de Bragança possibilitou construir um modelo adaptável e aplicável a todos os processos a montante e a jusante ligados ao sistema de tratamento, oferecendo a possibilidade de avaliar o contributo dos potenciais impactes associados à gestão dos subprodutos para o desempenho ambiental global da ETAR.

Relativamente ao sistema de tratamento, foi possível identificar a influência do tratamento biológico nas Alterações Climáticas, sendo esta etapa a que mais contribui para esta categoria de impacte, seguindo-se a queima do biogás no *Flare*.

Os processos identificados por consumo de energia, produtos químicos, transporte e combustível, apresentam impactes indiretos significativos a nível global do ciclo de vida da ETAR, tendo sido o uso de energia elétrica, com 80% na linha líquida, dos quais cerca de 75% são requeridos pelo tratamento biológico, identificado como o principal fator de impacte em todas as categorias avaliadas.

No que concerne à avaliação dos cenários de gestão dos subprodutos, os resultados obtidos para a avaliação dos impactes mostram que o aproveitamento do biogás, na produção de energia elétrica e térmica, surge como a opção ambientalmente mais sustentável, com um

atrativo poder de contribuir para uma poupança energética não negligenciável e, consequentemente, para redução de custos de energia.

A gestão atual das lamas desidratadas revelou-se uma alternativa viável, em termos globais, devendo-se principalmente aos elevados benefícios ambientais promovidos pelo processo da compostagem com a subsequente utilização do composto na agricultura. Constatou-se ainda que o composto apresenta vantagens ambientais em relação ao biofertilizante, ao ser possível a sua utilização em menores doses e em maior área, reduzidos riscos de eutrofização.

Por hora, as opções para a compostagem e biofertilização mostraram-se como as mais atrativas, porém um monitoramento quanto à qualidade do solo agrícola deve ser levado em consideração, uma vez que a presença dos metais pesados transferidos diretamente para o solo causam ou podem causar impactos a nível de toxicidade humana, toxicidade das águas doces e eutrofização terrestre.

Considerando a concentração dos metais pesados nas lamas serem maiores do que o permitido no quadro legal português, ou ainda, embora sejam respeitados, ao longo dos anos os metais pesados poderão acumula-se no solo, de modo que, estes factos poderão ser decisivos na escolha da melhor opção de gestão das lamas, fazendo com que a incineração se torne a melhor alternativa para o seu destino final.

Com tal maneira, a incineração apresentou-se como uma interessante opção para a gestão dos resíduos sob o ponto de vista ambiental, motivado, sobretudo pela produção de energia. Contudo, ainda esta prática pode ser pouco aceitável, tendo em vista a geração de subprodutos inertes (e.g. cinzas) e eliminados em aterros.

Por último, o aterro sanitário, embora seja uma das principais práticas ainda adotadas em Portugal, foi possível compreender o elevado impacto que esta opção exerce sobre o ambiente, além de representar a pior alternativa aliada ao desempenho global da ETAR.

Na perspectiva de alinhar este estudo com futuros trabalhos, poderá ser de igual modo interessante, aprofundar aspectos como:

- A construção de inventário de dados contemplando os típicos processos operacionais que formam as linhas de tratamento das ETARs em Portugal (e.g. sistema anóxico, lamas ativadas, reatores, entre outros);

- Abranger fatores de emissões regionalizados, principalmente no que repercute aos potenciais impactes ao nível de eutrofização e acidificação dos ambientes lóticos ao qual o efluente tratado é descartado.
- Por último, é percebido que a complexidade e a subjetividade contida nos mecanismos de avaliação de impacte podem representar um elevado desafio quanto à forma de vincular a divulgação dos resultados para os gestores responsáveis pelas decisões operacionais nas estações de tratamento.

7 REFERÊNCIAS

- Agribalyse. (2017). L'évaluation Environnementale en Agriculture - L'outil AGRIBALYSE. Retrieved June 15, 2017, from <http://www.ademe.fr/agribalyse>
- Águas do Norte. (2016). Quem Somos. Retrieved December 12, 2016, from <http://www.adnorte.pt/pt/aguas-do-norte/quem-somos/?id=5>
- Akwo, N. S. (2008). *A Life Cycle Assessment of Sewage Sludge Treatment Options*. Aalborg University.
- Alyaseri, I., e Zhou, J. (2017). Towards Better Environmental Performance of Wastewater Sludge Treatment Using Endpoint Approach in LCA Methodology. *Heliyon*, 3(3). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2017.e00268>
- Andreadakis, A. D. (1999). Treatment and Disinfection of Sludge Using Quicklime. In H. Langenkamp e L. Marmo (Eds.), *Workshop on Problems Around Sludge* (pp. 31–37). Stresa (NO) Italy: European Commission. Retrieved August 05, 2017, from <http://ec.europa.eu/environment/archives/waste/sludge/pdf/workshoppart2.pdf>
- APA. (2013). *Gestão de Lamas de Estações de Tratamento de Águas Residuais Urbanas (2010 - 2013)*. Agência Portuguesa do Ambiente. Retrieved August 14, 2017, from <https://www.apambiente.pt/index.php?ref=16&subref=84&sub2ref=972&sub3ref=1264>
- APA. (2017). *Portuguese National Inventory Report on Greenhouse Gases, 1990 - 2015. Submitted Under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol*. Agência Portuguesa do Ambiente. Retrieved August 14, 2017, from <https://www.apambiente.pt/index.php?ref=17&subref=150>
- Arnell, M. (2016). *Performance Assessment of Wastewater Treatment Plants Multi-objective Analysis Using Plant-wide Models*. Lund University.
- Balkema, A. J., Preisig, H. A., Otterpohl, R., e Lambert, F. J. D. (2002). Indicators for the Sustainability Assessment of Wastewater Treatment Systems. *Urban Water*, 4(2), 153–161. [https://doi.org/10.1016/S1462-0758\(02\)00014-6](https://doi.org/10.1016/S1462-0758(02)00014-6)
- Barbosa, J. A. (2008). *Valorização de Lamas Provenientes do Tratamento de Águas Residuais*. Universidade Nova de Lisboa.
- BioEnergiedat. (2017). BIOENERGIEDAT "Die Open Source Datenplattform für BioEnergie in Deutschland. Retrieved June 15, 2017, from <http://www.bioenergiedat.de/home.html>
- Buonocore, E., Mellino, S., De Angelis, G., Liu, G., e Ulgiati, S. (2016). Life Cycle Assessment Indicators of Urban Wastewater and Sewage Sludge Treatment. *Ecological Indicators*. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.04.047>
- Carbonell, S. M. (2016). *Comprehensive Inventories for Life Cycle Assessment in Urban Wastewater Systems*. Universitat de Girona.
- Cashman, S., Gaglione, A., Mosley, J., Weiss, L., Hawkins, T. R., Ashbolt, N. J., Cashdollar, J., Xue, X., Ma, C., e Arden, S. (2014). *Environmental and Cost Life Cycle Assessment of Disinfection Options for Municipal Drinking Water Treatment*. EPA 600/R-14/377.
- Chen, W. H., Yang, W. Ben, Yuan, C. S., Yang, J. C., e Zhao, Q. L. (2013). Influences of Aeration and Biological Treatment on the Fates of Aromatic VOCs in Wastewater Treatment Processes. *Aerosol and Air Quality Research*, 13(1), 225–236. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2012.05.0126>
- CML. (2016). Tools and Data - Overview of CML Software and Data. Retrieved November 8, 2016, from <https://www.universiteitleiden.nl/en/science/environmental-sciences/tools-and-data#CMLCA>

- Cornejo, P. K. (2015). *Environmental Sustainability of Wastewater Treatment Plants Integrated with Resource Recovery: The Impact of Context and Scale*. University of South Florida.
- Corominas, L., Foley, J., Guest, J. S., Hospido, A., Larsen, H. F., Morera, S., e Shaw, A. (2013). Life cycle assessment applied to wastewater treatment: State of the art. *Water Research*, 47(15), 5480–5492. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.06.049>
- Costa, L. B. O. (2012). *Avaliação do Ciclo de Vida da Produção de Biogás Via Estação de Tratamento de Esgoto e Uso em Célula a Combustível de Óxido Sólido*. Universidade de São Paulo.
- Costa, M., e Ferreira, E. (2002). *Ficha técnica 103 - Utilização Agrícola de Lamas de ETAR*. Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas. Retrieved June 20, 2017, from http://www.drapn.min-agricultura.pt/drapn/cen_documentos/fichas.php?pageNum_Rec1=1&totalRows_Rec1=34#
- Czepiel, P., Crill, P., e Harriss, R. (1995). Nitrous Oxide Emissions from Municipal Wastewater Treatment. *Environmental Science & Technology*, 29(9), 2352–2356. <https://doi.org/10.1021/es00009a030>
- Czepiel, P. M., Crill, P. M., e Harriss, R. C. (1993). Methane Emissions from Municipal Wastewater Treatment Processes. *Environ. Sci. Technol.*, 27(12), 2472–2477.
- Daelman, M. R. J., van Voorthuizen, E. M., van Dongen, U. G. J. M., Volcke, E. I. P., e van Loosdrecht, M. C. M. (2012). Methane Emission During Municipal Wastewater Treatment. *Water Research*, 46(11), 3657–3670. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.04.024>
- Dias, S. (1997). *Código de Boas Práticas Agrícolas Para a Proteção da Água Contra a Poluição com Nitratos de Origem Agrícola*. Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas.
- Doka, G. (2003). Wastewater Treatment. In *Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services* (Ecoinvent). Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- Dong, B. (2012). *Life-Cycle Assessment of Wastewater Treatment Plants*. Massachusetts Institute of Technology.
- Doorn, M. R. J., Towprayoon, S., Manso Vieira, S. M., Irving, W., Palmer, C., Pipatti, R., e Wang, C. (2006). Wastewater Treatment and Discharge. In *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories* (Vol. 5, p. 6.1-6.28). IPCC.
- Drinan, J. E. (2001). *Water & Wastewater Treatment: A Guide for the Nonengineering Professional*. CRC Press.
- Drinan, J. E., e Spellman, F. R. (2012). *Water and Wastewater Treatment: A Guide for the Nonengineering Professional* (2nd ed.). CRC Press.
- Environment and Climate Change. (2009). Emission Estimation Calculators - Biogas Flaring. Retrieved June 8, 2017, from <https://www.ec.gc.ca/inrp-npri/default.asp?lang=En&n=2101C0ED-1&offset=4&toc=show>
- EPA. Life Cycle Assessment: Principles and Practice, Pub. L. No. EPA/600/R-06/060, 80 (2006). U.S Environmental Protection Agency.
- EPA. Background Information Document for Updating AP42 Section 2.4 for Estimating Emissions from Municipal Solid Waste Landfills (2008). Retrieved June 8, 2017, from <https://www3.epa.gov/ttn/chief/ap42/ch02/index.html>
- EPA. Greenhouse Gas Emissions Estimation Methodologies for Biogenic Emissions from Selected Source Categories: Solid Waste Disposal, Wastewater Treatment and Ethanol Fermentation, Pub. L. No. EP-D-06-118, 43 (2010).
- EPA. (2017). Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990-2015. EPA 430-P-17-001. Retrieved August 14, 2017, from <https://www.epa.gov/ghgemissions/inventory-us-greenhouse-gas-emissions-and-sinks-1990-2015>

- EPLCA. (2010a). *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook: Analysing of existing Environmental Impact Assessment Methodologies for use in Life Cycle Assessment*. European Commission (First edit). JRC - European Commission; IES - Institute for Environment and Sustainability. <https://doi.org/10.2788/38479>
- EPLCA. (2010b). *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook: Framework and Requirements for LCIA Models and Indicators*. European Commission (First edit). JRC - European Commission; IES - Institute for Environment and Sustainability. <https://doi.org/10.2788/38719>
- EPLCA. (2011). *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook: Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European Context*. European Commission (First edit). JRC - European Commission; IES - Institute for Environment and Sustainability. <https://doi.org/10.278/33030>
- European Commission. (2001). *Disposal and Recycling Routes for Sewage Sludge: Part 3–Scientific and Technical Report. DG Environment – B/2*. Retrieved June 22, 2017, from http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/sludge_disposal.htm
- Fang, L. L., Valverde-Pérez, B., Damgaard, A., Plósz, B. G., e Rygaard, M. (2016). Life Cycle Assessment as Development and Decision Support tool for Wastewater Resource Recovery Technology. *Water Research*, 88, 538–549. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.10.016>
- Fatone, F., Di Fabio, S., Bolzonella, D., e Cecchi, F. (2011). Fate of Aromatic Hydrocarbons in Italian Municipal Wastewater Systems: An Overview of Wastewater Treatment Using Conventional Activated-Sludge Processes (CASP) and Membrane Bioreactors (MBRs). *Water Research*, 45(1), 93–104. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.08.011>
- Ferreira, J. V. R. (2004). *Análise de Ciclo de Vida dos Produtos*. Instituto Politécnico de Viseu.
- Finlayson-Pitts, B. J., e Pitts, J. N. (1993). Atmospheric Chemistry of Tropospheric Ozone Formation: Scientific and Regulatory Implications. *Air and Waste*, 43(8), 1091–1100. <https://doi.org/10.1080/1073161X.1993.10467187>
- Fitzsimons, L., Clifford, E., Mcnamara, G., Doherty, E., Phelan, T., Horrigan, M., Delauré, Y., e Corcoran, B. (2016). *Increasing Resource Efficiency in Wastewater Treatment Plants*. EPA Research Report. Retrieved from www.epa.ie/researchandeducation/research/
- Foladori, P., Andreottola, G., e Ziglio, G. (2010). *Sludge Reduction Technologies in Wastewater Treatment Plants*. IWA Publishing.
- Foley, J., de Haas, D., Hartley, K., e Lant, P. (2010). Comprehensive Life Cycle Inventories of Alternative Wastewater Treatment Systems. *Water Research*, 44(5), 1654–1666. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.11.031>
- Gallego, A., Hospido, A., Moreira, M. T., e Feijoo, G. (2008). Environmental Performance of Wastewater Treatment Plants for Small Populations. *Resources, Conservation and Recycling*, 52(6), 931–940. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2008.02.001>
- Godin, D., Bouchard, C., e Vanrolleghem, P. a. (2011). LCA of Wastewater Treatment Systems: Introducing a net Environmental Benefit Approach. In *Watermatex 2011* (pp. 159–167). 8th IWA Symposium on Systems Analysis and Integrated Assessment.
- Godin, D., Bouchard, C., e Vanrolleghem, P. A. (2012). Net Environmental Benefit: Introducing a New LCA Approach on Wastewater Treatment Systems, 1624–1632. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.056>
- Goedkoop, M., Huijbregts, R., Huijbregts, M., Schryver, A. De, Struijs, J., e Zelm, R. Van. (2013). *ReCiPe 2008 - A life Cycle Impact Assessment Method Which Comprises Harmonised Category Indicators at the Midpoint and the Endpoint Level*. PRé Consultants (First edit). Ruimte en Milieu.

- Güereca, P. L., Musharrafie, A., Martínez, E., Padilla, A., Morgan, M. J., e Noyola, A. R. (2011). A comparative Life Cycle as Assessment of a Wastewater Treatment Technology Considering Two Inflow Scales. In *LCM 2011 5th International Conference on Life Cycle Management*. Retrieved from <http://www.lcm2011.org/papers.html>
- Guinée, J. (2004). *Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards* (7th ed.). Kluwer Academic Publishers.
- Guinée, J. B., Heijungs, R., Huppes, G., Zamagni, A., Masoni, P., Buonamici, R., Ekvall, T., e Rydberg, T. (2011). Life Cycle Assessment: Past, Present, and Future. *Environmental Science & Technology*, 45(1), 90–96. <https://doi.org/10.1021/es101316v>
- Guisasola, A., de Haas, D., Keller, J., e Yuan, Z. (2008). Methane Formation in Sewer Systems. *Water Research*, 42(6–7), 1421–1430. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.10.014>
- Gutierrez, K. (2014). *Análise e Gerenciamento de Impactos Ambientais no Tratamento de Esgoto Doméstico Mediante Avaliação de Ciclo de Vida*. Universidade Federal de Minas Gerais.
- Hellström, D., Jeppsson, U., e Kärrman, E. (2000). A Framework for Systems Analysis of Sustainable Urban Water Management. *Environmental Impact Assessment Review*, 20(3), 311–321. [https://doi.org/10.1016/S0195-9255\(00\)00043-3](https://doi.org/10.1016/S0195-9255(00)00043-3)
- Hernández-Padilla, F., Margni, M., Noyola, A., Guereca-Hernandez, L., e Bulle, C. (2017). Assessing Wastewater Treatment in Latin America and the Caribbean: Enhancing Life Cycle Assessment Interpretation by Regionalization and Impact Assessment Sensibility. *Journal of Cleaner Production*, 142, 2140–2153. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.11.068>
- Hospido, A., Moreira, M. T., e Feijoo, G. (2008). A Comparison of Municipal Wastewater Treatment Plants for Big Centres of Population in Galicia (Spain). *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(1), 57–64. <https://doi.org/10.1007/s11367-007-0314-8>
- Hospido, A., Moreira, M. T., Fernández-Couto, M., e Feijoo, G. (2004). Environmental Performance of a Municipal Wastewater Treatment Plant. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 9(4), 261–271. <https://doi.org/10.1007/BF02978602>
- Hospido, A., Moreira, T., Martín, M., Rigola, M., e Feijoo, G. (2005). Environmental Evaluation of Different Treatment Processes for Sludge from Urban Wastewater Treatments: Anaerobic Digestion versus Thermal Processes. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 10(5), 336–345. <https://doi.org/10.1065/lca2005.05.210>
- Hospido, A., Sanchez, I., Rodriguez-Garcia, G., Iglesias, A., Buntner, D., Reif, R., Moreira, M. T., e Feijoo, G. (2012). Are all Membrane Reactors Equal from an Environmental Point of View? *Desalination*, 285, 263–270. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.10.011>
- IPCC. (2007). *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.
- IPCC. (2013). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. (T. F. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex, e P. M. Midgale, Eds.). Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- 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.

- Jeppsson, U., e Hellstrom, D. (2002). Systems Analysis for Environmental Assessment of Urban Water and Wastewater Systems. *Water Science and Technology*, 46(6–7), 121–129.
- Jolliet, O., Saadé-Sbeih, M., Shaked, S., Jolliet, A., e Crettaz, P. (2016). *Environmental Life Cycle Assessment*. CRC Press.
- Jungbluth, N., Emmenegge, M. F., Dinkel, F., Stettler, C., Doka, G., Chudacoff, M., Dauriat, A., Gnansounou, E., Spielmann, M., Sutter, J., Kljun, N., Keller, M., e Schleiss, K. (2007). *Life Cycle Inventories of Bioenergy - "ecoinvent data v2.0."* (N. Jungbluth, Ed.) (Ecoinvent). Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- Kampschreur, M. J., Temmink, H., Kleerebezem, R., Jetten, M. S. M., e van Loosdrecht, M. C. M. (2009). Nitrous Oxide Emission During Wastewater Treatment. *Water Research*, 43(17), 4093–4103. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.03.001>
- Kupfer, T., Baitz, M., Makishi, C., Kokborg, M., Schöll, S., Rudolf, M., Thellier, L., Gonzalez, M., Schuller, O., Hengstler, J., Stoffregen, A., Köhler, A., e Thylmann, D. (2017). *GaBi Database & Modelling Principles. Thinkstep* (2017 Editi). Retrieved from <http://www.gabi-software.com/international/support/gabi/gabi-modelling-principles/>
- Lemos, D., Dias, A. C., Gabarrell, X., e Arroja, L. (2013). Environmental Assessment of an Urban Water System. *Journal of Cleaner Production*, 54, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.04.029>
- Lim, J. H. (2012). *Assessment of Sludge Management Options in a Waste Water Treatment Plant*. Massachusetts Institute of Technology.
- Listowski, A., Ngo, H. H., Guo, W. S., Vigneswaran, S., Shin, H. S., e Moon, H. (2011). Greenhouse Gas (GHG) Emissions from Urban Wastewater System: Future Assessment Framework and Methodology. *Journal of Water Sustainability*, 1(1), 113–125.
- Lorenzo-Toja, Y., Alfonsín, C., Amores, M. J., Aldea, X., Marin, D., Moreira, M. T., e Feijoo, G. (2016). Beyond the Conventional Life Cycle Inventory in Wastewater Treatment Plants. *Science of the Total Environment*, 553, 71–82. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.073>
- Lundie, S., Peters, G. M., e Beavis, P. C. (2004). Life Cycle Assessment for Sustainable Metropolitan Water Systems Planning. *Environmental Science and Technology*, 38(13), 3465–3473. <https://doi.org/10.1021/es034206m>
- Lundin, M. (2003). *Indicators for Measuring the Sustainability of Urban Water Systems - A Life Cycle Approach*. Chalmers University of Technology.
- Lundin, M., Olofsson, M., Pettersson, G. J., e Zetterlund, H. (2004). Environmental and Economic Assessment of Sewage Sludge Handling Options. *Resources, Conservation and Recycling*, 41(4), 255–278. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2003.10.006>
- Machado, A. P., Urbano, L., Brito, A. G., Janknecht, P., Salas, J. J., e Nogueira, R. (2007). Life Cycle Assessment of Wastewater Treatment Options for Small and Decentralized Communities. *Water Science and Technology*, 56(3), 15–22. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.497>
- Mcnamara, G., Horrigan, M., Phelan, T., Fitzsimons, L., Delaure, Y., Corcoran, B., Doherty, E., e Clifford, E. (2014). Life Cycle Assessment of Waste Water Treatment Plants in Ireland. In *South East European Conference on Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems*. <https://doi.org/10.13140/2.1.2641.6008>
- Metcalf e Eddy. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse* (4th ed.). USA: McGraw-Hill Education.
- Ministério do Ambiente. Decreto-Lei n.º 152/97, de 19 de junho (1997). Diário da República.
- Ministério do Ambiente. Decreto-Lei n.º 236/98, de 01 de agosto (1998). Diário da República.

- Ministério do Ambiente. Decreto-Lei n.º 348/1998, de 09 de Novembro (1998). Diário da República.
- Ministério do Ambiente. Decreto-Lei n.º 149/2004, de 22 de Junho (2004). Diário da República.
- Ministério do Ambiente. Decreto-Lei n.º 93/2015, de 29 de maio (2005). Diário da República.
- Ministério do Ambiente. Decreto-Lei n.º 276/2009, de 2 de Outubro (2009). Diário da República.
- Monte, H. M. do, e Albuquerque, A. (2010). Reutilização de Águas Residuais. In *Série Guias Técnicos 14*. Instituto Superior de Engenharia de Lisboa.
- Morrison, M., Srinivasan, R. S., e Ries, R. (2016). Complementary Life Cycle Assessment of Wastewater Treatment Plants: An Integrated Approach to Comprehensive Upstream and Downstream Impact Assessments and its Extension to Building-Level Wastewater Generation. *Sustainable Cities and Society*, 23, 37–49. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2016.02.013>
- Niero, M., Pizzol, M., Bruun, H. G., e Thomsen, M. (2014). Comparative Life Cycle Assessment of Wastewater Treatment in Denmark Including Sensitivity and Uncertainty Analysis. *Journal of Cleaner Production*, 68, 25–35. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.12.051>
- OpenLCA. (2017a). Agribalyse database. Retrieved June 15, 2017, from <https://nexus.openlca.org/database/Agribalyse>
- OpenLCA. (2017b). BioEnergieDat Database. Retrieved June 15, 2017, from <https://nexus.openlca.org/database/bioenergiedat>
- Ortiz, M., Raluy, R. G., e Serra, L. (2007). Life Cycle Assessment of Water Treatment Technologies: Wastewater and Water-Reuse in a Small Town. *Desalination*, 204(1–3 SPEC. ISS.), 121–131. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.04.026>
- Pasqualino, J. C., Meneses, M., Abella, M., e Castells, F. (2009). LCA as a Decision Support Tool for the Environmental Improvement of the Operation of a Municipal Wastewater Treatment Plant. *Environmental Science and Technology*, 43(9), 3300–3307. <https://doi.org/10.1021/es802056r>
- Piao, W., Kim, Y., Kim, H., Kim, M., e Kim, C. (2016). Life Cycle Assessment and Economic Efficiency Analysis of Integrated Management of Wastewater Treatment Plants. *Journal of Cleaner Production*, 113, 325–337. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.11.012>
- Pintilie, L., Torres, C. M., Teodosiu, C., e Castells, F. (2016). Urban Wastewater Reclamation for Industrial Reuse: An LCA Case Study. *Journal of Cleaner Production*, 139, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.07.209>
- Pizzol, M., Christensen, P., Schmidt, J., e Thomsen, M. (2011). Impacts of “Metals” on Human Health : a Comparison Between Nine Different Methodologies for Life Cycle Impact Assessment (LCIA). *Journal of Cleaner Production*, 19(6–7), 646–656. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2010.05.007>
- Poulsen, T. G., e Hansen, J. a. (2003). Strategic Environmental Assessment of Alternative Sewage Sludge Management Scenarios. *Waste Manag and Research*, 21(1), 19–28. <https://doi.org/10.1177/0734242X0302100103>
- Remy, C. (2010). *Life Cycle Assessment of Conventional and Source Separation Systems for Urban Wastewater Management*. Technischen Universität Berlin.
- Renou, S., Thomas, J. S., Aoustin, E., e Pons, M. N. (2008). Influence of Impact Assessment Methods in Wastewater Treatment LCA. *Journal of Cleaner Production*, 16(10), 1098–1105. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2007.06.003>

- Ribeiro, R. P., De Mello, W. Z., Alvim, R. B., Andrade, S. A., Brotto, A. C., Kligerman, D. C., Oliveira, J. L. M., e De Almeida, P. A. (2013). Emissões de Óxido Nitroso do Tanque de Aeração de uma Estação de Tratamento de Esgotos com Sistema de Lodos Ativado Convencional. *Química Nova*, 36(7), 998–1003. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422013000700013>
- Rodriguez-Garcia, G., Molinos-Senante, M., Hospido, A., Hernández-Sancho, F., Moreira, M. T., e Feijoo, G. (2011). Environmental and Economic Profile of Six Typologies of Wastewater Treatment Plants. *Water Research*, 45(18), 5997–6010. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.08.053>
- Roeleveld, P. J., Klapwijk, A., Eggels, P. G., Rulkens, W. H., e Van Starckenburg, W. (1997). Sustainability of Municipal Wastewater Treatment. *Water Science and Technology*, 35(10), 221–228. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00199-6](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00199-6)
- Schouten, P., Sharma, A., Burn, S., Googman, N., e Imapathi, S. (2013). Evaluation of Fugitive Greenhouse Gas Emissions from Decentralised Wastewater Treatment Plants. In *World Environmental and Water Resources Congress 2013: Showcasing the Future* (pp. 3050–3061). ASCE 2013.
- SCORE LCA. (2013). Considering Geographic Aspects in LCA: Benefit and Implementation. Study N° 2013 05 - CIRAI/IFPEN 2015 - Scientific Synthesis.
- Sousa, R. J. V. (2005). *Estratégias de Gestão de Lamas das Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR). Extrusão de Lamas Para Aplicação na Agricultura*. Universidade do Porto.
- Stokes, J., e Arpad, H. (2011). *Life-Cycle Energy Assessment of Alternative Water Supply Systems in California*. Energy Research and Development Division. University of California.
- Tata, P., Witherspoon, J., e Lue-Hing, C. (2003). *VOC Emissions from Wastewater Treatment Plants - Characterization, Control, and Compliance*. CRC Press LLC.
- Thinkstep. (2017). GaBi Software. Retrieved April 11, 2017, from <http://www.gabi-software.com/international/software/gabi-software/>
- UNFCCC. Methodological “Tool to Determine Project Emissions from Flaring Gases Containing Methane” - Annex 13 (2006). Retrieved August 2, 2017, from https://cdm.unfccc.int/methodologies/PAMethodologies/tools/am-tool-06-v1.pdf/history_view
- UNFCCC. Methodological Tool “Project Emissions from Flaring” (Version 02.0.0) (2012). Retrieved August 2, 2017, from https://cdm.unfccc.int/methodologies/PAMethodologies/tools/am-tool-06-v1.pdf/history_view
- WEF. (2007). *Operation of Municipal Wastewater Treatment Plants*. (Water Environment Federation, Ed.) (6th ed.). McGraw Hill Professional.
- Zang, Y., Li, Y., Wang, C., Zhang, W., e Xiong, W. (2015). Towards More Accurate Life Cycle Assessment of Biological Wastewater Treatment Plants: a Review. *Journal of Cleaner Production*, 107, 676–692. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.05.060>
- Zaribaf, B. H., Zhang, Q., e Bennett, N. (2013). Life Cycle Energy and Greenhouse Gas Emissions of an Integrated Water Management System , City of Clearwater , FL. In *Sustainable Wtr Mgmt Conference Proceedings*. American Water Works Association AWWA.

8. ANEXOS

Anexo 1. Estrutura da modelação para a linha líquida a partir do software GaBi

Anexo 2. Estrutura da modelação para a linha sólida a partir do software GaBi

Anexo 3. Estrutura da modelação para a linha gasosa a partir do software GaBi

Anexo 3.1 Opção de gestão do biogás – Caso I: Situação Presente (Combustão em *Flare* e produção de calor em caldeira)

Anexo 3.2 Opção de gestão do biogás – Caso II: Combustão em *Flare*

Anexo 3.3 Opção de gestão do biogás – Caso III: Produção de energia e calor (Cogeração)

Anexo 4. Estrutura da modelação para os cenários de gestão das lamas desidratadas a partir do software GaBi

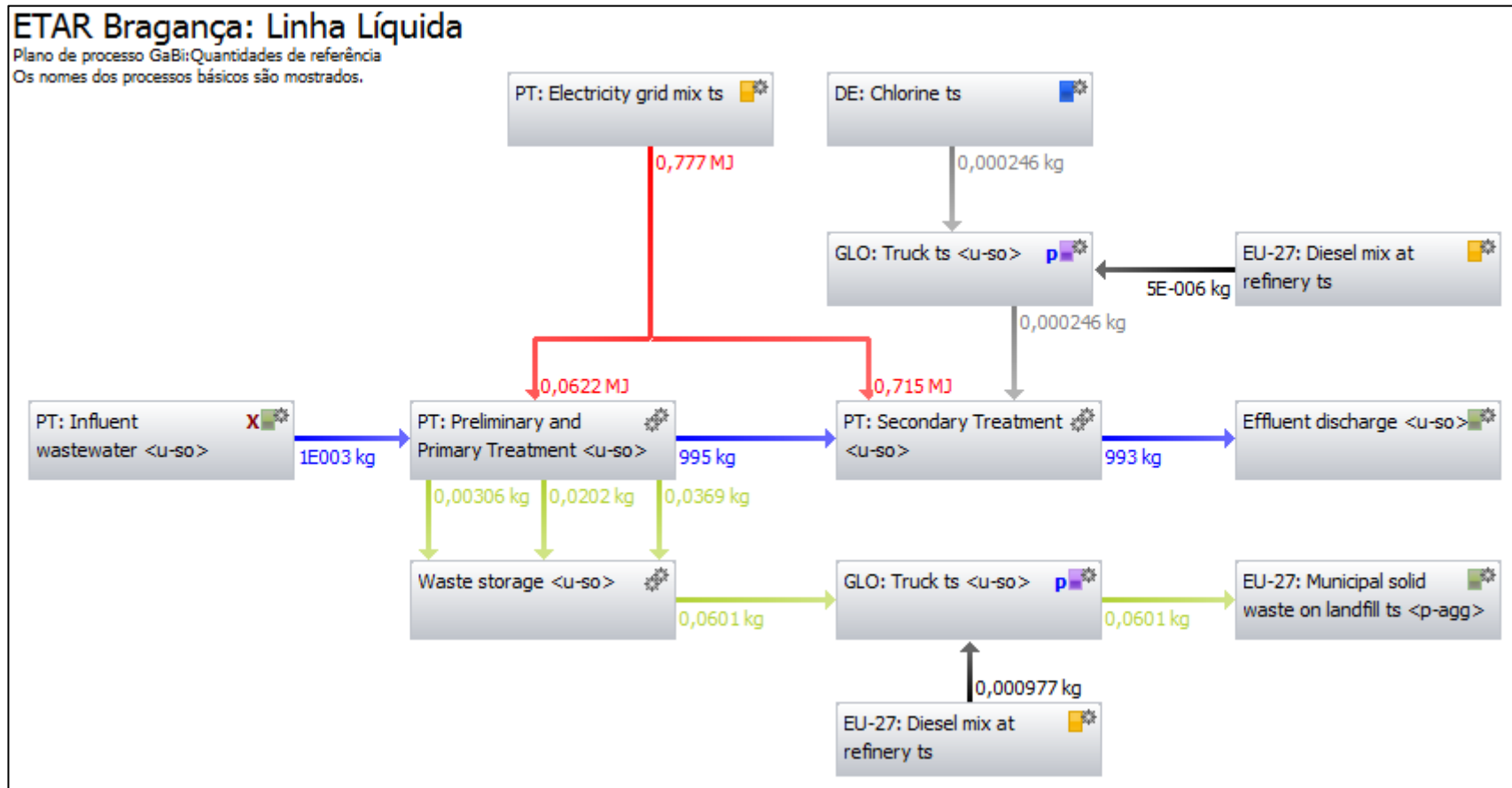
Anexo 4.1 Caso I: Situação Presente – Lamas encaminhadas para compostagem

Anexo 4.2 Caso II: Lamas utilizadas como biofertilizante

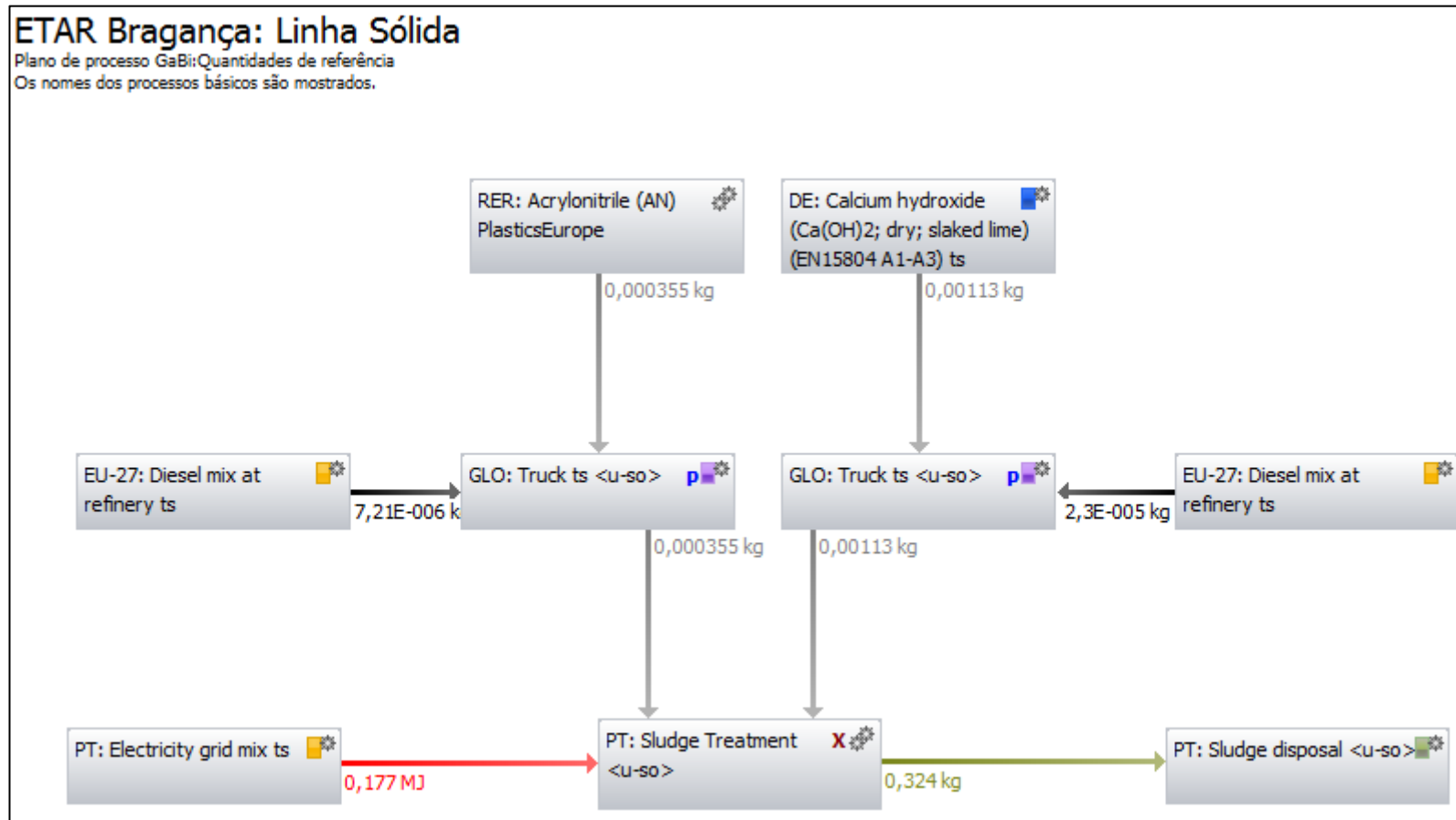
Anexo 4.3 Caso III: Lamas encaminhadas para incineração

Anexo 4.4 Caso IV: Lamas encaminhadas para o aterro sanitário

Anexo 1. Estrutura da modelação para a linha líquida a partir do software GaBi

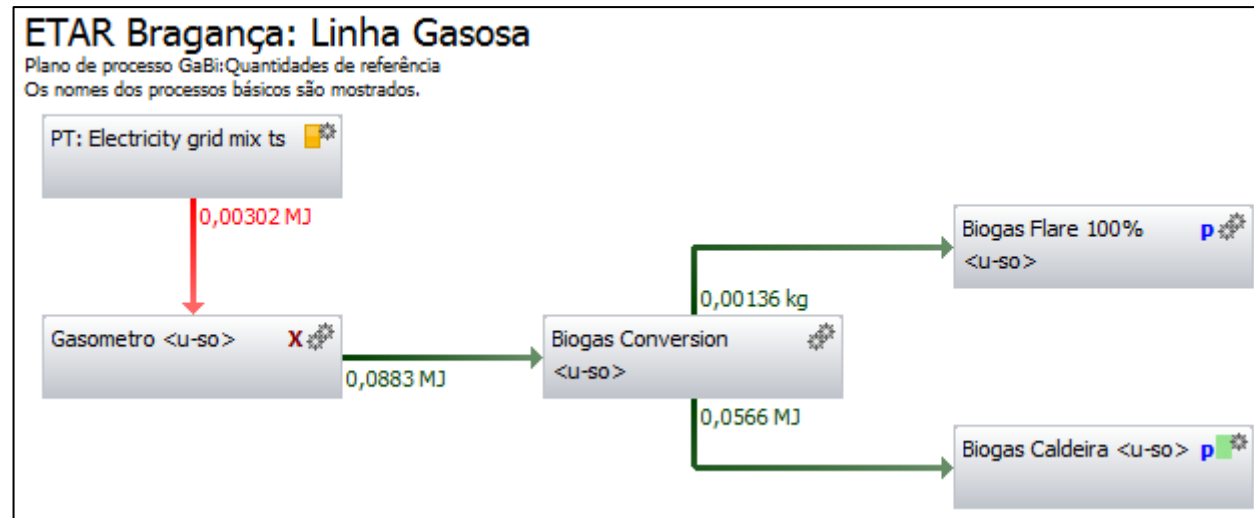


Anexo 2. Estrutura da modelação para a linha sólida a partir do software GaBi

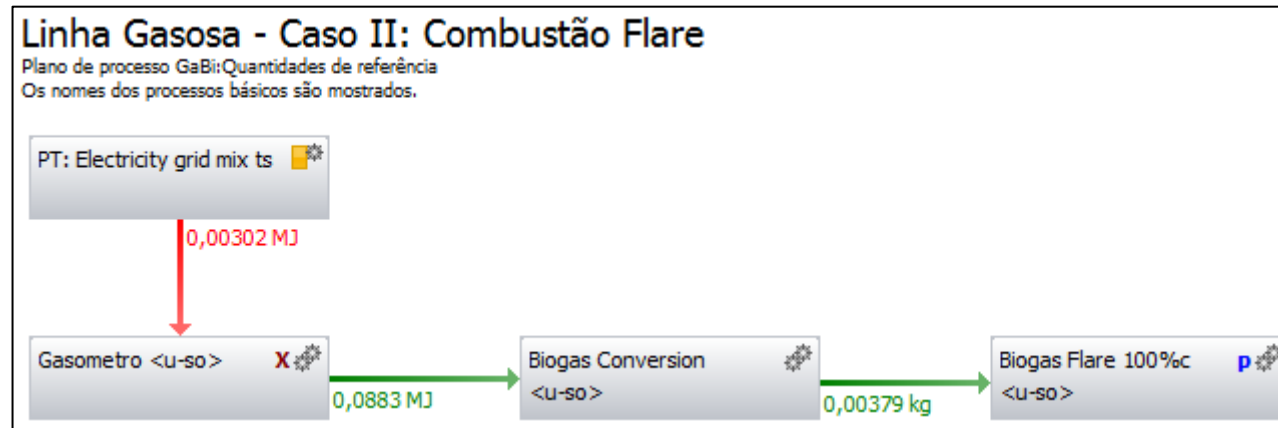


Anexo 3. Estrutura da modelação para a linha gasosa a partir do software GaBi

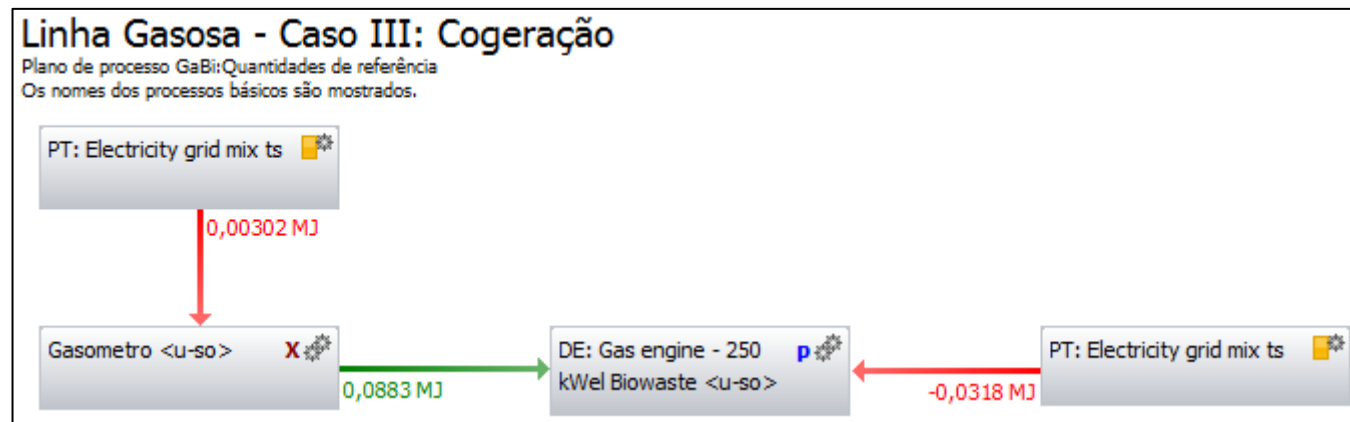
Anexo 3.1 Opção de gestão do biogás – Caso I: Situação Presente (Combustão em *Flare* e produção de calor em caldeira)



Anexo 3.2 Opção de gestão do biogás – Caso II: Combustão em *Flare*

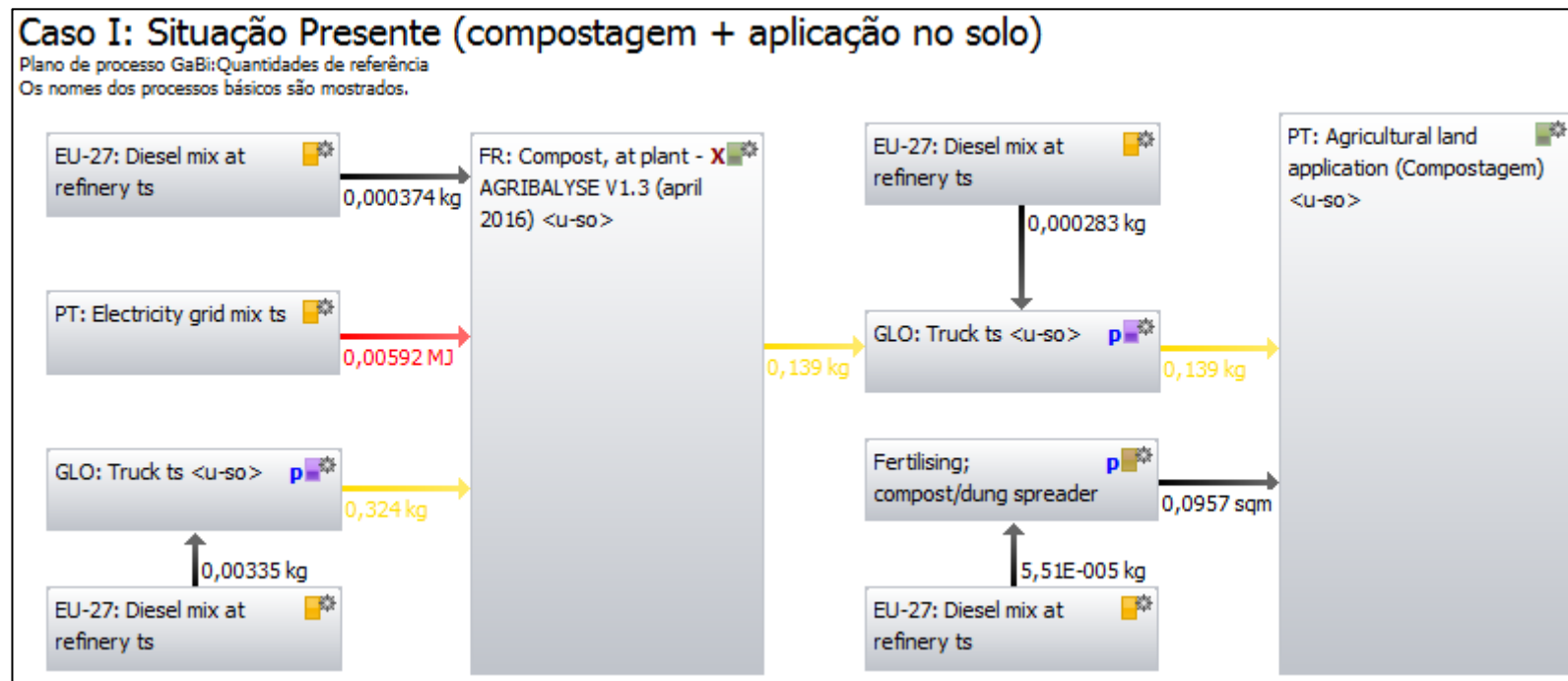


Anexo 3.3 Opção de gestão do biogás – Caso III: Produção de energia e calor (Cogeração)

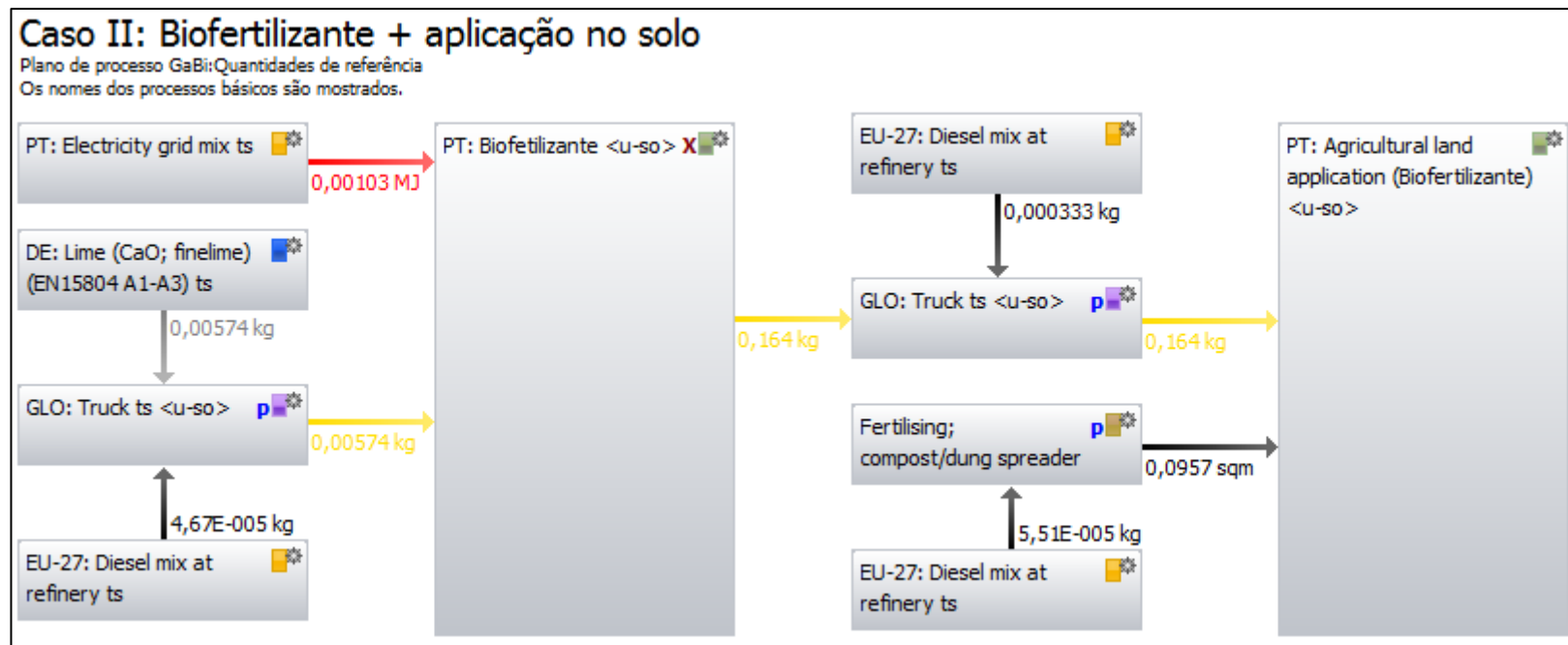


Anexo 4. Estrutura da modelação para os cenários de gestão das lamas desidratadas a partir do software GaBi

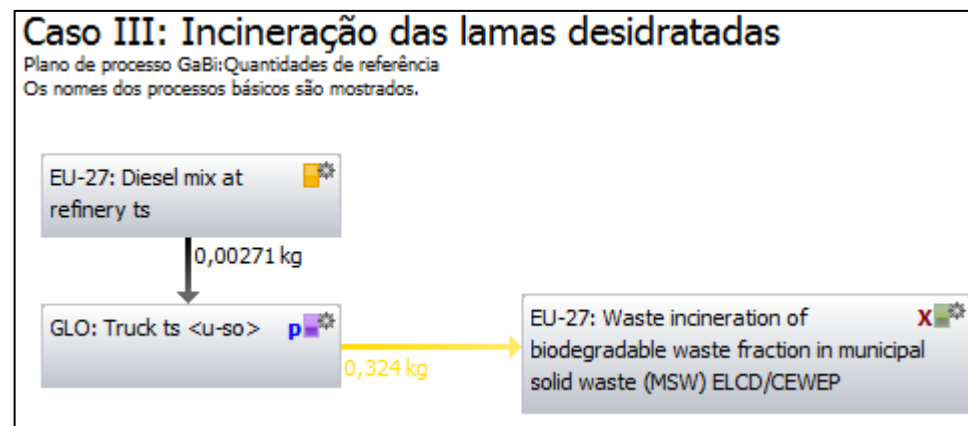
Anexo 4.1 Caso I: Situação Presente – Lamas encaminhadas para compostagem



Anexo 4.2 Caso II: Lamas utilizadas como biofertilizante



Anexo 4.3 Caso III: Lamas encaminhadas para incineração



Anexo 4.4 Caso IV: Lamas encaminhadas para o aterro sanitário

