UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO
ESCOLA DE QUÍMICA
Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Processos Químicos e Bioquímicos

THIAGO DA SILVA MONTEIRO

ANÁLISE CRÍTICA DOS MÉTODOS DE AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO AMBIENTAL DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES INDUSTRIAIS.

RIO DE JANEIRO
2016

UFRJ TPQB/EQ

Thiago da Silva Monteiro

ANÁLISE CRÍTICA DOS MÉTODOS DE AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO AMBIENTAL DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES INDUSTRIAIS.

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos, Escola de Química, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título de Mestre em Ciências em Engenharia de Biocombustíveis e Petroquímica.

Orientadora: Lídia Yokoyama, D Sc

Rio de Janeiro
2016

CIP - Catalogação na Publicação

M772a

Monteiro, Thiago da Silva
ANÁLISE CRÍTICA DOS MÉTODOS DE AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO AMBIENTAL DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES INDUSTRIAIS / Thiago da Silva Monteiro. -- Rio de Janeiro, 2016.
139 f.

Orientadora: Lídia Yokoyama.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola de Química, Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos, 2016.

1. Avaliação do Ciclo de Vida . 2. Avaliação de Desempenho Ambiental. 3. Tratamento de Efluentes de Refinarias de Petróleo. 4. Análise de Sensibilidade. 5. Variação do Método de AICV. I. Yokoyama, Lídia, orient. II. Título.

Elaborado pelo Sistema de Geração Automática da UFRJ com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Folha de Aprovação

Thiago da Silva Monteiro

ANÁLISE CRÍTICA DOS MÉTODOS DE AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO AMBIENTAL DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES INDUSTRIAIS.

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos, Escola de Química, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título de Mestre em Ciências em Engenharia de Biocombustíveis e Petroquímica.

Aprovada em 01 de Setembro de 2016

Presidente: Lídia Yokoyama, D Sc. UFRJ

Prof. Isaac Volschan Junior, D.Sc. UFRJ

Prof.ª Suzana Borschiver D.Sc. UFRJ

Andrea Azevedo Veiga, D.Sc. PETROBRAS

Rio de Janeiro
2016

DEDICATÓRIA

A minha família e minha noiva, pelo incentivo e confiança sempre depositados em cada etapa da minha formação e a Deus por sua presença em minha vida.

AGRADECIMETOS

Agradeço, primeiramente, a Deus pela sua presença constante em minha vida através da sua proteção e amparo nos momentos mais difíceis.

Em memória do meu pai, por todos os momentos de amor, sabedoria e educação.

A minha mãe Rita, avó Maria de Lourdes e irmã Luana, por todo incentivo e amor em todas as etapas da minha vida.

A minha noiva Roberta Argon, pelo seu amor, incentivo e parceria que tornaram realidade a realização e conclusão deste curso.

À UFRJ e a todos os professores que fizeram parte desta caminhada, pela excelente qualidade nos serviços prestados a educação.

Agradeço a minha orientadora, Profª. Lídia Yokoyama, pelo apoio e pela valiosa orientação.

Ao amigo e mentor, Tiago Tourinho, sempre solícito em auxiliar nos esclarecimentos e reflexões sobre o tema.

À CEDAE, agradeço a todos os colegas que de alguma forma proporcionaram momentos de aprendizado e auxílio na realização da minha formação profissional, em especial aos amigos: Walace Daniel, Gilberto Machado e Paulo Rodrigo.

Agradeço também a todos àqueles que não foram citados e que, de alguma maneira, contribuíram para a conclusão deste trabalho, Muito Obrigado!

"O mestre disse: Por natureza, os homens são próximos; a educação é que os afasta".
Confúcio (27 Ago -551 // -479)

RESUMO

A dissertação avalia uma estação de tratamento de efluentes industriais quanto ao seu Desempenho Ambiental. Para tal, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) foi aplicada como ferramenta de análise. A partir desta avaliação, uma análise crítica de sensibilidade foi realizada variando o método de Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV). Neste sentido o trabalho compreende: desenvolvimento de um Inventário de Ciclo de Vida (ICV), avaliação das categorias intermediárias de impacto mais afetadas; componentes (subprocessos) mais impactantes; o impacto ambiental total potencial; e análise de sensibilidade. Analisam-se 4 componentes: "Efluente", "Eletricidade", "Químicos" e "Transporte". Foram avaliadas as 18 categorias de impacto intermediárias do método ReCiPe 2008, sendo as mais afetadas: Toxicidade Humana (TH), Mudanças Climáticas (MC), Ecotoxicidade Marinha (ETM), Depleção de Combustíveis Fósseis (DCF) Radiação Ionizante (RI) e Eutrofização Marinha (EM). O potencial de impacto identificado foi o seguinte: Eletricidade (45,3%), Químicos (26,5%), Efluente (20,2%) e Transporte (7,96%). Os subcomponentes avaliados que mais contribuíram com o impacto em cada componete foram: Manganês (18% do total de 20,2% do Efluente); "Outras Bombas" (22,6% do total de 45,3% da Eletricidade); e Sulfato de Alumínio (6,6% do total de 26,5% dos Químicos). O componente "Transporte" tem todo o potencial de impacto associado ao subcomponente "*Truck 28t"* (caminhão). A análise de Dano em Pontuação Única indicou a seguinte ordem de impacto/m³ de efluente tratado: Danos à Saúde Humana (SH) com pontuação total de 95,5 miliPontos (mPt), seguidos de Danos à Disponibilidade de Recursos (DR) com 26 mPt e Danos à Diversidade do Ecossistema (DE) com 4,3 mPt. Nas três categorias, a "Eletricidade" foi o componente com maior potencial de impacto. Na Análise de Sensibilidade os método de AICV aplicados foram: EPS 2000, IMPACT 2002+, EDIP 2003, e Ecological Scarcity 2006. Os métodos EPS 2000 e IMPACT 2002+ apresentam a mesma sequência de potencial de impacto (Eletricidade/Químicos/Transporte/Efluente), assim com os métodos EDIP 2003 e Ecological Scarcity 2006 (Efluente/Eletricidade/Químicos/Transporte). O resultado do estudo foi repetido em 60% das simulações realizadas. Esta variação pode ser atribuída ao fato de alguns componentes terem abordagem direta e relacionada às características do "insumo", com a "Eletricidade" e o "Transporte", que estão diretamente vinculados a base de dados escolhida no método. Já os componentes "Efluente" e "Químicos" são formados a partir de uma seleção de subcomponentes, e nem todos estes são diretamente reconhecidos ou tem a mesma normalização e ponderação nos diferentes métodos. Com isso, entende-se que a variação no perfil dos resultados, é significativa e pode representar distorções na etapa de interpretação. Assim, a escolha do método é uma etapa crucial e deve estar alinhada com os dados do inventário a ser analisado.

Palavras-chave: Avaliação de Desempenho Ambiental, Avaliação do Ciclo de Vida (ACV); Tratamento de Efluentes de Refinarias de Petróleo; Análise de Sensibilidade; Variação do Método de AICV.

ABSTRACT

The dissertation evaluates a treatment plant for industrial effluents as to its environmental performance. To this end, the Life Cycle Assessment (LCA) was applied as an analysis tool. From this assessment, a critical sensitivity analysis was performed varying the Life Cycle Impact Assessment Method (LCIA). In this sense the work includes: developing an Inventory Lifecycle (ICV), evaluation of intermediate categories most affected impact; components (subprocesses) more impactful; the total potential environmental impact; and sensitivity analysis. They analyze four components: "Effluent", "electricity", "Chemicals" and "Transport". Were assessed 18 categories of intermediate impact of ReciPe 2008 method, the most affected were: Human toxicity (HT), Climate Change (CC), Marine Ecotoxicity (MET) Fossil Depletion (FD) Ionizing Radiation (IR) and Marine Eutrophication (ME). The identified potential impact was as follows: Electricity (45.3%), Chemicals (26.5%), Effluent (20.2%) and Transport (7.96%). Evaluated subcomponents that contributed to the impact on each componete were: Mn (18% of total 20.2% of the effluent); "Other Pumps" (22.6% of total 45.3% of electricity); and aluminum sulfate (6.6% of total 26.5% of Chemicals). The component "Transport" has the potential to impact associated with the subcomponent "Truck 28t". The damage analysis for Single score indicated the following order of impact / m^3 of treated effluent: Damage to Human Health (DHH) with a total score of 95,5 milliPoints (mPt), followed by Damage to Resources Availability (DRA) with 26 mPt and Damage to Ecosystem (DE) with 4.3 mPt. In the three categories, the "Electricity" was the component with the greatest potential impact. In the sensitivity analysis method applied LCIA were: EPS 2000 IMPACT 2002+, Edip 2003 and Ecological Scarcity 2006. The EPS 2000 methods and IMPACT 2002+ have the same potential impact sequence (Electricity / Chemicals / Transport / Effluent) and with EDIP 2003 methods and Ecological Scarcity 2006 (Effluent / Electricity / Chemicals / Transport). The result of the study was repeated in 60% of simulations. This variation can be attributed to the fact that some components have direct and related approach to the characteristics of the "input" with the "Electricity" and "Transport", which are directly linked to the database of choice in the method. Already components "Effluent" and "Chemicals" are formed from a selection of subcomponents, and not all of these are directly recognized or have the same normalization and weighting the different methods. With this, it is understood that the variation in the shape of results is significant and may represent distortion in the interpretation step. Thus, the choice of method is a crucial step and should be aligned with the inventory data to be analyzed.

Keywords: Environmental Performance Assessment, Life Cycle Assessment (LCA); Wastewater Treatment of Oil Refineries; Sensitivity analysis; LCIA Method Variation.

Lista de Figuras

Figura 1. Relação entre os parâmetros de ICV, categorias intermediárias, indicadores de categoria e pontos finais de categoria, no método ReCiPe 2008 (TOURINHO, 2014) 14
Figura 2. Consumo típico de água em refinarias de petróleo (GONDIM, 2014)..... 26
Figura 3. Fluxo resumido típico de distribuição de água em refinaria de petróleo (GONDIM, 2014) 29
Figura 4. Distribuição de água relacionada com o sistema de utilidades em uma refinaria de petróleo com reuso parcial do efluente (GONDIM, 2014) 30
Figura 5. Perfil de consumo de água nas diferentes atividades (PETROBRAS, 2013)..... 31
Figura 6. Fluxograma típico de tratamento de efluentes de refinarias de petróleo (SILVA JUNIOR, 2011) 42
Figura 7. Diagrama ilustrativo das unidades de tratamento da ETDI, dos pontos de dosagem de produtos químicos e descarte de lodo 46
Figura 8. Escopo do ICV avaliado. Fonte: Elaboração própria 47
Figura 9. Esquema do processo de tratamento da ETDI. O limite da análise é representado pela Fronteira do Sistema. Fonte: Elaboração própria..... 48
Figura 10. Impacto ambiental potencial dos componentes nas categorias intermediária analisadas 54
Figura 11. Avaliação de impacto pela Pontuação Única 56
Figura 12. Diagrama de Sankey para os quatro componentes avaliados..... 58
Figura 13. Ordem de contribuição individual na composição do impacto da análise de desempenho ambiental 60
Figura 14. Diagrama de Sankey para o componente “Efluente” 61
Figura 15. Diagrama de Sankey para o componente “Eletricidade” 61
Figura 16. Diagrama de Sankey para o componente “Químicos” 62
Figura 17. Pontuação Única do desempenho ambiental, através do método de AICV EPS 2000..... 65
Figura 18. Pontuação Única do desempenho ambiental, através do método de AICV IMPACT 2002+ 66
Figura 19. Pontuação Única do desempenho ambiental, através do método de AICV EDIP 2003 ... 67
Figura 20. Pontuação Única do desempenho ambiental, através do método de AICV Ecological scarcity 2006. 68
Figura 21. Concentração de Manganês. Amostras do efluente de origem petroquímica entre 2002 e 2003. As linhas horizontais representam os limites de lançamento disponíveis. Adaptado de HARTMANN, (2004) 75

Lista de Tabelas

Tabela 1. Dados relevantes sobre as refinarias nacionais. Adaptado de POMBO (2011) 31
Tabela 2. Relação entre a idade da refinaria, vazão e DBO. Adaptado de SANTOS (2010) 34
Tabela 3. Fontes de contaminantes em refinarias de petróleo (VANELLI, 2004) 34
Tabela 4. Efeitos indesejáveis de contaminantes (VANELLI, 2004) 35
Tabela 5. Distribuição de contaminantes por produto (VANELLI, 2004) 35
Tabela 6. Características dos despejos brutos das refinarias de petróleo (MARIANO, 2001) 36
Tabela 7. Relação entre as unidades de geração de efluentes e as características destes 36
Tabela 8. Unidades dos sistemas de tratamento - Antigo e Novo da ETDI 44
Tabela 9. Caracterização do efluente de uma refinaria de petróleo tratado 50
Tabela 10. Consumo de energia elétrica da ETDI 50
Tabela 11. Produtos químicos consumidos e dosagem aplicada por sistema 51
Tabela 12. Quantidades de produtos químicos consumidos na ETDI para uma vazão de operação de 428 m^3/h 51
Tabela 13. Produção de lodo úmido 52
Tabela 14. Produção de lodo centrifugado (seco) 52
Tabela 15. Componentes mais impactantes, e suas respectivas unidades, por categoria intermediária de impacto 55
Tabela 16. Resumo dos resultados da análise de sensibilidade variando o método de AICV 63
Tabela 17. Consumo de energia - Sistema de Flotação por Ar Dissolvido 94
Tabela 18. Sistema de Biodiscos com 4 estágios. Potência por motor (kWh) 97
Tabela 19. Sistema de Biodiscos acionado a AR. Potência por motor (kWh) 97
Tabela 20. Consumo (kWh) por tipo de acionamento em sistemas de Biodiscos 98
Tabela 21. Potência de acionamento de decantadores 98
Tabela 22. Configuração das bombas de carga da ETDI 99
Tabela 23. Vazão das bombas de recirculação da ETDI 99
Tabela 24. Vazão das bombas de rejeito da ETDI 99
Tabela 25. Potências de bombas de carga para ETDI 100
Tabela 26. Estimativa do consumo de energia do sistema FAD da ETDI 101
Tabela 27. Estimativa do consumo de energia do sistema de Biodiscos 102
Tabela 28. Estimativa de consumo de energia de bombas de rejeito centrífuga da ETDI 102
Tabela 29 - Estimativa do consumo de energia das bombas de rejeito tipo monifuso da ETDI 103
Tabela 30. Estimativa de consumo de energia das bombas dosadoras de 100 L/h 104
Tabela 31. Estimativa de consumo de energia das bombas dosadoras de 1200 L/h 105
Tabela 32. Consumo de energia das bombas dosadoras da ETDI 105
Tabela 33. Estimativa de dosagem de produtos químicos no FAD 106
Tabela 34. Estimativa da dosagem de Metanol 109
Tabela 35. Estimativa do consumo de Metanol na ETDI 109
Tabela 36. Caracterização de faixas de dosagem de polieletrólito em desidratação de lodo. 110
Tabela 37. Estimativa da eficiência de remoção de óleo em separadores API 111

Tabela 38. Estimativa da eficiência de remoção de óleo em separadores API 111
Tabela 39. Estimativa de concentração de óleo nos sistemas SAO (API e PPI) e FAD 112
Tabela 40. Estimativa de lodo gerado – SAO (API e PPI) e FAD 113
Tabela 41. Estimativa da taxa de produção de lodo nos sistema de Biodiscos 114
Tabela 42. Estimativa de produção de lodo no sistema de Biodisco 114
Tabela 43. Cálculo de tKm para transporte do lodo 118
Tabela 44. Resultados de verificação do impacto nas Categorias Intermediárias apresentados pelo SimaPro para o método ReCipe 2008 119
Tabela 45. Resultados de verificação do impacto nas Categorias de Pontuação Única 120
Tabela 46. Resultados da Análise de Sensibilidade – EPS 2000 V2.06 / EPS – Pontuação Única ... 121
Tabela 47. Resultados da Análise de Sensibilidade – IMPACT 2002+ V2.06 / IMPACT 2002+ – Pontuação Única 122
Tabela 48. Resultados da Análise de Sensibilidade – EDIP 2003 V1.02 / Default – Pontuação Única 123
Tabela 49. Resultados da Análise de Sensibilidade – Ecological Scarcity 2006 V1.05 / Ecological scarcity 2006 – Pontuação Única 124

Lista de Acrônimos

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACV	Avaliação de Ciclo de Vida
AICV	Análise de Impacto de Ciclo de Vida
ANA	Agência Nacional de Águas
ANP	Agência Nacional do Petróleo
API	*Americam Petroleum Institute*
AT	Acidificação Terrestre
BAC	Bacia de Águas Contaminadas
BAE	Bacia de Aeração
BFW	*Boiler Feed Water*
$CaCO_3$	Carbonato de Cálcio
$Ca(OH)_2$	Hidróxido de Cálcio
CFC	Clorofluorocarboneto
CML	*Centrum Milieukunde Leiden*
CNAE	Classificação Nacional de Atividades Econômicas
CNARH	Cadastro Nacional de Usuários de Recursos Hídricos
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
CTR	Centro de Tratamento de Resíduos
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBO5	Demanda Bioquímica de Oxigênio de 5 dias
DCB	Diclorobenzeno
DCF	Depleção de Combustíveis Fósseis
DDT	Diclorodifeniltricloroetano
DE	Danos à Diversidade do Ecossistema
DALY	*Disability Adjusted Life Years*
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DH	Depleção Hídrica
DR	Danos à Disponibilidade de Recursos
DRM	Depleção de Recursos Minerais
EAD	Eutrofização na Água Doce
EC	*European Commission*
EDIP	*Environmental Design of Industrial Product*
EEA	*European Environment Agency*
EI99	Eco Indicador 99
ELU	*Environmental Load Unit*
EM	Eutrofização Marinha
EPD	Declaração Ambiental de Produto
EPFL	*Swiss Federal Institute of Technology* - Lausanne
EPS	*Environmental Priority Strategies in product design*
ETA	Estação de Tratamento de Água
ETDI	Estação de Tratamento de Despejos Industriais
FAD	Flotação por Ar Dissolvido
HCN	Cianeto de Hidrogênio
H_2S	Ácido Sulfídrico

ICA	Índice de Consumo de Água
ICV	Inventário de Ciclo de Vida
ISO	*International Organization for Standardization*
LCA	*Life Cycle Assessment*
MTBE	Metil-tert-Butil-Éter
N	Nitrogênio
Na_2CO_3	Carbonato de Sódio
NaH_2PO_4	Fosfato Monossódio
Na_2HPO_4	Fosfato Dissódio
Na_3PO_4	Fosfato Trissódio
$Na_3(PO_3)_6$	Hexametafosfato de Sódio
$Na_4P_2O_7$	Pirofosfato Tetrassódio
$Na_5P_3O_{10}$	Tripolifosfato de Sódio
NH_3	Amônia
$(NH_4)_2HPO_4$	Fosfato Diamônio
NMVOC	*Non-Methane Volatile Organic Compounds*
OG	Óleos e Graxas
OSU	Ocupação de Solo Urbano
OTA	Ocupação de Terra Agrícola
P	Fósforo
pH	Potencial Hidrogeniônico
PPI	Placas Paralelas Interceptoras
RBC	Reator Biológico de Contato
REVAMP	Renovação do Parque de Refino
RCO	Redução da Camada de Ozônio
RI	Radiação Ionizante
SAO	Separador Água e Óleo
SISAUTO	Sistema de Automonitoramento da Refinaria
SST	Sólidos Suspensos Totais
TAC	Tanque de Águas Contaminadas
TAN	Transformação de Área Natural
TAO	Tanque de Águas Oleosas
TH	Toxicidade Humana
TS	Teor de Sólidos
UALQ	Unidade de Alquilação
UCR	Unidade de Coqueamento Retardado
UDS	Unidade de Desaromatização de Solventes
UF	Unidade Funcional
UGH	Unidade de Geração de Hidrogênio
UHDT	Unidade de Hidrotratamento
URFCC	Unidade de Craqueamento Catalítico Fluido de Resíduos

Lista de Símbolos

% Cap_{Sol}	Porcentagem de Captura de Sólidos Escolhida
$C_{centSST}$	Carga Mássica de SST Afluente à Centrífuga
C_{mST}	Carga Mássica de Sólidos Totais na Torta
ρs	Densidade do Lodo Seco
Q	Vazão Efluente
$Q_{lodo\ adens}$	Vazão Afluente
Qf	Vazão de Lodo Desaguado Gerado
ST	Carga Mássica

Sumário

Lista de Figuras ..... **viii**

Lista de Tabelas ..... **ix**

Lista de Acrônimos ..... **xi**

Lista de Símbolos ..... **xiii**

1. INTRODUÇÃO **1**

1.1. Objetivo 3

1.2. Justificativa 4

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA **5**

2.1. Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) 5

2.1.1. Estrutura Metodológica 5

2.1.2. Métodos de Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV) 9

2.1.3. ACV Aplicada a Sistemas de Tratamento de Efluentes 19

2.2. Consumo de Água, Geração e Tratamento de Efluente em Refinarias de Petróleo 24

2.2.1. Consumo de Água em uma Refinaria de Petróleo 24

2.2.2. Efluentes Gerados em Refinarias de Petróleo 32

2.2.3. Tratamentos de Efluentes em Refinarias de Petróleo 38

3. METODOLOGIA **43**

3.1. Descrição das Etapas de Tratamento da ETDI 43

3.2. Definição de Sistema de Produto 47

3.3. Unidade Funcional – UF 47

3.4. Metodologia de AICV Selecionada 47

3.5. Fronteira do Sistema 48

3.6. Inventário do Ciclo de Vida (ICV) 48

3.6.1. Caracterização Qualitativa e Quantitativa das Emissões e Produtos da ETDI 49

3.7. Análise de Sensibilidade 53

4. RESULTADOS **54**

4.1. Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida 54

4.1.1. Avaliação do Impacto nas Categorias Intermediárias 54

4.1.2. Verificação do Impacto nas Categorias Finais – Pontuação Única 56

4.1.3. Verificação da Contribuição do Impacto a Partir do Diagrama de Sankey 57

4.2. Análise de Sensibilidade 63

5. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS 71

6. CONCLUSÃO 79

7. RECOMENDAÇÕES 81

BIBLIOGRAFIA 82

APÊNDICE A – Estimativos de Consumo de Energia 91

APÊNDICE B – Estimativa de Produtos Químicos Consumidos 106

APÊNDICE C – Estimativa de Resíduos Sólidos Gerados 111

APÊNDICE D – Resultados de Verificação do Impacto nas Categorias Intermediárias. 119

APÊNDICE E – Resultados de Verificação do Impacto nas Categorias de Pontuação Única. 120

APÊNDICE F – Resultados da Análise de Sensibilidade. 121

1. INTRODUÇÃO

A crescente conscientização sobre a importância da proteção ambiental e dos possíveis impactos associados a produtos manufaturados e consumidos tem aumentado o interesse no desenvolvimento de métodos para melhor compreender e diminuir estes impactos. Uma das técnicas em desenvolvimento com este propósito é a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) (ABNT, 2009a).

A ACV é uma metodologia utilizada para o estudo das cargas ambientais associadas aos diversos estágios de um sistema ou produto, pelo levantamento e quantificação da energia e dos materiais necessários (entradas) e dos resíduos e emissões liberados ao meio ambiente (saídas). Ou seja, é uma metodologia capaz de avaliar o desempenho ambiental da função exercida por um processo ao longo de seu ciclo de vida (GUTIERREZ, 2014).

Estações de Tratamento de Efluentes (ETE) contribuem para a conservação do ambiente aquático através da remoção de poluentes. No entanto, os sistemas de tratamento que compõem uma ETE têm impactos ambientais substanciais durante o seu ciclo de vida devido ao consumo de energia, uso de produtos químicos, geração de lodo, e as emissões de gases. Ao longo dos anos, a geração de efluentes vem aumentando em função do desenvolvimento das atividades e das populações. Neste sentido, a capacidade de tratamento necessária e o número de estações de tratamento também estão aumentando (PIAO, et al., 2015).

A seleção de sistemas de tratamento, que compõem uma ETE, é determinante para a obtenção de uma melhor eficiência econômica, bem como para reduzir o impacto ambiental do ciclo de vida (COROMINAS, et al., 2013). Sistemas de tratamento de efluentes envolvem processos complexos que abrangem etapas biológicas, transporte e fenômenos hidráulicos, entre outros. Há também uma variedade consideráveis de *layouts* de plantas. Todos estes fatores tornam difícil propor alternativas de controle e operação e, em particular, dificultam a sua avaliação e comparação (MENESES, et al., 2015)

Efluentes industriais, no caso de uma refinaria de petróleo, são resíduos provenientes de indústrias que se dedicam principalmente a produção de combustíveis, lubrificantes e intermediários petroquímicos. Estes efluentes são compostos de óleo e gordura, juntamente com muitos outros compostos orgânicos tóxicos. (DIYA'UDDEEN, et al., 2011).

A crise de disponibilidade de água, lançamento de efluentes para o meio ambiente, bem como as despesas de abastecimento de água e tratamento de efluentes também são razões para

encontrar novos métodos para minimizar a utilização de água doce e a produção de efluente em diferentes indústrias (MOHAMMADNEJAD, et al., 2011).

Neste sentido, um estudo que se propõe a avaliar o desempenho ambiental de uma unidade de tratamento de efluente industriais de uma refinaria de petróleo deve ser contextualizado pela relação entre o consumo de água e o efluente gerado, frente à recente escassez hídrica no Brasil e toda temática mundial envolvendo um consumo sustentável dos recursos naturais. Ferramentas e estudos que permitam ampliar e aprimorar conhecimento, controle, planejamento e implementação de processos industriais são fundamentais no processo de transformação e comprometimento do setor industrial com uma visão sustentável.

Em 2015 o Senado Federal, através do Boletim Legislativo Nº27, abordou diversos questionamentos acerca da questão hídrica recente no Brasil. O Boletim cita a questão do reuso, que tem a regulamentação muito pouco desenvolvida no Brasil, e algumas outras medidas para mitigar a escassez hídrica. Dentre as medidas estão a redução do consumo de água pela indústria e agricultura além da implementação de projetos de saneamento básico, tratamento de esgotos e mensuração da eficiência desses processos. O Boletim aponta ainda que, segundo dados de 2010 da Agência Nacional de Águas (ANA), a proporção da vazão consumida no País foi de: 54% para a irrigação; 22% para o abastecimento humano urbano; 17% para o industrial; 6% para o consumo animal e 1% para o abastecimento humano rural (Senado Federal, 2015).

Nos últimos anos a indústria do petróleo no Brasil ganhou ainda mais importância frente às descobertas na camada pré-sal. Consequentemente, um conjunto amplo de mudanças e desafios de natureza regulatória, macroeconômica, microeconômica e tecnológica vem sendo enfrenta ao longo dos anos por esta indústria. Dentro de um planejamento estratégico que deve ser desenvolvido para acompanhar todos os desdobramentos deste cenário, existe a necessidade de se criar mecanismos para a sustentabilidade ambiental dos processos, reinventando uma indústria de petróleo focada na busca de novas tecnologias ambientais mais eficientes e com menor geração de resíduos (ALMADA, 2012).

Dadas as necessidades de longo prazo para a sustentabilidade ambiental, as metas para os sistemas de tratamento de efluentes precisam ir além da proteção dos corpos hídricos e da saúde humana, buscando também minimizar a perda de recursos, reduzir o uso de energia e água, reduzir a geração de resíduos e permitir ainda que ações reciclagem sejam feitas. Há uma mudança de paradigma, a partir de resíduos para recuperação de recurso e reutilização de água,

que podem ser devidamente tratados usando ACV nas fases de investigação de novas tecnologias ou em escala real quando posta em prática (COROMINAS, et al., 2013).

A validade dos resultados dos estudos de ACV está restrita às limitações das práticas atuais. Algumas conclusões podem se tornar inválidos como os avanços de pesquisas (por exemplo, incluindo novos poluentes, encontrar novos fatores para estimar os impactos potenciais, considerando singularidades ambientais locais) (COROMINAS, et al., 2013). Mesmo assim, ACV vem sendo apresentada como uma ferramenta de gestão ambiental eficiente nos processos de decisão, permitindo experimentações técnicas que levam à redução de impactos ambientais em sistemas de tratamento de efluentes (GUTIERREZ, 2014).

1.1. Objetivo

O presente trabalho apresenta uma Avaliação de Desempenho Ambiental da rota tecnológica de processo da Estação de Tratamento de Despejos Industriais (ETDI) de uma refinaria de petróleo nacional. A partir desta avaliação, uma análise de sensibilidade foi realizada como forma de promover uma análise crítica de um conjunto de diferentes métodos de Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV). Com isso, pretende-se contribuir com a elucidação das limitações e características dos resultados e dos métodos selecionados, de forma a promover a ACV como ferramenta de tomada de decisão para a seleção de processos de tratamento de efluentes.

Neste sentido, o objetivo geral é estruturar um Inventário de Ciclo de Vida (ICV) e desenvolver um Estudo de Desempenho Ambiental da ETDI, incluindo o gerenciamento dos subprodutos gerados, não sendo consideradas nas análises as etapas de implantação e descomissionamento dos equipamentos da ETDI. Adotou-se o ReCiPe 2008 como método principal de AICV. A análise crítica de sensibilidade é realizada a partir da aplicação dos métodos EPS 2000; IMPACT 2002+; EDIP 2003; e Ecological Scarcity 2006.

Os objetivos específicos da pesquisa são:

i. Estruturar o Inventário de Ciclo de Vida referente à fase operacional da ETDI;
ii. Avaliar o impacto ambiental potencial do desempenho ambiental da ETDI, em função das entradas de insumos e saídas de produtos e subprodutos;
iii. Identificar o componente mais impactante do processo e os pontos críticos em potencial, permitindo uma revisão da etapa ou processo envolvido;

iv. Realizar uma análise crítica de sensibilidade do desempenho ambiental do processo frente à alteração do método de AICV, visando identificar a robustez do resultado;
v. Subsidiar estudos futuros de melhorias ambientais relacionadas à implantação de sistemas de reaproveitamento de subprodutos gerados, como um sistema de reuso do efluente tratado em detrimento da captação e tratamento de água.

1.2. Justificativa

A justificativa de realização deste estudo é suportada por diferentes aspectos associados aos potenciais resultados obtidos através de estudos de ACV. Neste caso, alguns aspectos estão associados a:

i. ***Aumento do parque de refino de petróleo no Brasil:*** Oportunidade de aplicar e dicutir conceitos e resultados de estudos de ACV nas etapas de projeto/execução.
ii. ***Temática de Sustentabilidade:*** Vertentes como "Refinarias Verdes" e "Coque Verde" são cada vez mais comuns nas abordagens de mercado que buscam a sustentabilidade ambiental como promotora de um setor ou produto. Desde **2005**, a **Braskem** utiliza a metodologia de ACV para avaliar os aspectos relativos à sustentabilidade em sua cadeia de valor, embasando decisões relativas ao negócio. Atualmente a empresa tem 58 estudos em seu *pipeline* de ACV.
iii. ***Aspectos Econômicos:*** Suportar indicações de busca por processos mais eficientes e redução do consumo de insumos em processos industriais são alguns dos desdobramentos de estudos de ACV, impactando diretamente nos custos de construção e operação, por exemplo.
iv. ***Aspectos Sociais:*** Desdobramento dos Impactos ambientais associados a produtos e serviços tem impacto em aspectos sociais relacionados a saúde e disponibilidade de recursos naturais, por exemplo.
v. ***Visão de Futuro e Tecnologias:*** A ACV como ferramenta de gestão ambiental está relacionada a questões de competitividade dos produtos e ao desenvolvimento e antecipação dos avanços associados a legislação ambiental. O movimento e a organização de grandes empresas associados a ACV indica um alinhamento tecnológico de longo prazo. Até o fim de 2014, 20 empresas participavam da Rede Brasileira de ACV, dentre elas: Basf, Braskem, Embraer, Embrapa, GE, Odebrecht, Oxiteno, Petrobras, Raízen e Vale.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

O desenvolvimento da Revisão Bibliográfica está baseado na abordagem dos principais fatos, cenários e características relacionadas ao consumo de água, efluente gerado e rotas de tratamento de efluentes em uma refinaria de petróleo, assim como a abordagem dos conceitos relativos à ACV e IVC que são aplicados neste trabalho.

2.1. Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)

A ACV teve o seu início na década de 1960 e, desde então, um grande número de abordagens foram desenvolvidas para diferentes disciplinas (COROMINAS, et al., 2013). O Ciclo de Vida pode ser definido como um conjunto de estágios seguidos e encadeados de um sistema de produto, desde a aquisição da matéria prima ou geração de recursos naturais até a disposição final. Por serem muito detalhados, os estudos envolvendo Ciclo de Vida devem ser muito bem estruturados (ABNT, 2009a).

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é tida como uma ferramenta de gestão ambiental. Esta ferramenta avalia e quantifica todas as emissões pertinentes, consumo de recursos, cargas, aspectos ambientais e seus potenciais impactos. Esta análise é desenvolvida de forma holística, sistemática e multidisciplinar, associada a um serviço, processo, atividade ou produto (GUTIERREZ, 2014).

Neste sentido, o desempenho ambiental de sistemas de tratamento de efluentes pode ser determinado através de uma ACV, podendo com isso identificar alternativas de melhoria para uma única planta bem como para comparar diferentes tecnologias (NIERO, et al., 2014).

A seguir, é apresentada um breve descrição da estrutura metodológica de uma ACV, alguns métodos de Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV), além de uma revisão de alguns trabalhos publicados em que os conceitos de ACV são aplicados a sistemas de tratamento de efluentes.

2.1.1. Estrutura Metodológica

Por ser um método internacionalmente padronizado e de importância crescente, a ACV teve através da *International Organization for Standardization* (ISO), a criação de uma série

específica para orientar este tipo de estudo: série de normas ISO 14040. Os estudos de ACV podem ser divididos em quatro etapas principais, como descrito na norma ISO 14.040,como apresentado a seguir (ABNT, 2009a):

1ª Etapa: Definição de Objetivo e Escopo

Estes têm a função de apresentar o motivo da realização e a abrangência a que se propõe o estudo. Ao definir o objetivo, deve-se abordar: as razões para a realização do estudo; a aplicação pretendida; público-alvo; e se existe a pretensão de usar os resultados em afirmações comparativas para divulgação pública (ABNT, 2009b).

Na definição de um estudo ACV, devem ser considerados e claramente apresentados os seguintes itens:

- Definição de Sistema de Produto;
- Unidade Funcional (UF);
- Fronteira do Sistema;
- Metodologia da AICV e Tipos de Impactos;
- Requisitos de Qualidade dos Dados e
- Comparações entre Sistemas

Definição de Sistema de Produto

Sistema de produto é um conjunto de processos elementares, com fluxos de produto, que desempenha uma ou mais funções definidas. Este sistema compreende todos os aspectos de insumos, energia, transporte e atividades que ocorrem na confecção daquele produto, ou processo, assim como as saídas (ABNT, 2009a).

Unidade Funcional (UF)

A unidade funcional (UF) representa a quantificação das funções identificadas do produto, sendo sua principal função o fornecimento de uma referência em relação à qual os dados de entrada e saída são relacionados (ABNT, 2009b). Esta referência é fundamental para garantir que a comparabilidade dos resultados de ACV seja feita numa base comum (ABNT, 2009a). Sendo assim, as aparentes discrepâncias entre estudos de ACV, citados na literatura, surgem porque os sistemas

não são especificados através de uma base comparável ou porque sistemas diferentes são comparados (GUTIERREZ, 2014).

Fronteira do Sistema

A fronteira do sistema determina, através de um conjunto de critérios, quais processos devem ser inclusos na ACV, fazendo parte de um sistema de produto. A norma ISO 14040 indica ser ideal que o sistema de produto seja modelado de modo que as entradas e saídas na sua fronteira sejam fluxos elementares (ABNT, 2009a).

Segundo a ISO 14.044, devem ser elencadas e avaliadas, quais categorias de impacto, indicadores das categorias e modelos de caracterização, serão incluídos no estudo de ACV. Deve-se garantir que estes estejam harmonizados com o objetivo do estudo (ABNT, 2009b).

Metodologia da AICV e Tipos de Impactos

A metodologia deve determinar quais categorias de impacto, indicadores das categorias e modelos de caracterização serão abordados no estudo da ACV (ABNT, 2009b).

Os tipos ou categorias de impacto são classes que representam as questões ambientais às quais os resultados da AICV podem ser relacionados. Estas se encontram inseridas no mecanismo ambiental que vincula os resultados da análise do inventário aos indicadores de categoria e aos pontos finais de categoria.

Uma categoria de impacto tem o indicador como uma representação mensurável, enquanto o ponto final de categoria pode ser visto como um aspecto do ambiente natural, da saúde humana ou de algum recurso que marca uma questão ambiental pertinente (ABNT, 2009b).

Requisitos de Qualidade dos Dados

Estes são diretamente dependentes do objetivo e do escopo do estudo, uma vez que a capacidade de alcançar os requisitos estabelecidos está na qualidade dos dados. Neste contexto, é fundamental que os dados indisponíveis ou não contemplados sejam alertados. Os requisitos da qualidade dos dados devem abordar e garantir a cobertura temporal, geográfica; precisão; consistência; representatividade; reprodutibilidade; incerteza da informação e as fontes dos dados (ABNT, 2009b).

Comparações entre Sistemas

Em um estudo comparativo a equivalência dos sistemas a serem comparados deve ser avaliada antes da interpretação dos resultados. Os sistemas devem ser comparados a partir da mesma unidade funcional e de considerações equivalentes em termos de metodologias, tais como: limites do sistema, desempenho, qualidade dos dados, procedimentos de alocação, critérios da avaliação de entradas e saídas e análise de impacto (ABNT, 2009a).

2ª Etapa: Análise do Inventário do Ciclo de Vida (ICV)

Esta etapa envolve a coleta de dados (compilação) e a quantificação (cálculos) das entradas e saídas relevantes de um sistema de produto ao longo do seu Ciclo de Vida (ABNT, 2009a). A análise aborda a coleta e validação dos dados, a correlação dos dados aos processos elementares e à unidade funcional, compilação dos dados e o refinamento da fronteira do sistema (caso necessário) (ABNT, 2009b).

3ª Etapa: Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV)

Esta etapa tem o objetivo de garantir a compreensão e a avaliação da magnitude e o significado dos impactos ambientais potenciais, para isso são utilizando os resultados do ICV (ABNT, 2009a). Na avaliação ocorre a associação dos dados de inventário com categorias de impacto específicas e indicadores de categoria, objetivando a compreensão destes impactos. O cálculo de resultados dos indicadores de categoria (caracterização) também é desenvolvido nesta etapa.

A abordagem da AICV é relativa, estruturada em torno de uma UF, por isso todas as entradas e saídas no ICV e o perfil da AICV estarão relacionados a ela. Esta fase inclui a coleta de resultados dos indicadores para as diferentes categorias de impacto, que em conjunto representam o perfil da AICV para o sistema (ABNT, 2009a).

A fase AICV compreende uma série de elementos obrigatórios e de elementos opcionais. Os seguintes elementos são obrigatórios: indicadores de categoria e modelos de caracterização; seleção das categorias de impacto, correlação dos resultados do ICV às categorias de impacto selecionadas (classificação); e os cálculos dos resultados dos indicadores de categoria (caracterização). Já os elementos opcionais podem ser: normalização (cálculo de magnitude dos resultados dos indicadores de categoria com relação a informações de referência); agrupamento

(agregação e possível hierarquização das categorias de impacto); ponderação (conversão e possível agregação dos resultados normalizados dos indicadores entre as diferentes categorias de impacto, utilizando fatores numéricos (pesos) baseada em escolha de valores); análise de qualidade dos dados (melhor entendimento da confiabilidade da coleção de resultados dos indicadores, o perfil da AICV) (ABNT, 2009b).

4ª Etapa: Interpretação do Ciclo de Vida

A 4ª etapa busca avaliar o estudo considerando verificações de completeza, sensibilidade e consistência. Outra função da Interpretação do Ciclo de Vida é identificar as questões relevantes com base nos resultados das fases de ICV e AICV, permitindo assim tirar conclusões, verificar limitações e dar recomendações. Ou seja, esta etapa é responsável pelas constatações da análise de inventário, onde as avaliações de impacto são consideradas em conjunto (ABNT, 2009a).

O objetivo da avaliação é estabelecer e elevar o grau de certeza, garantindo a confiabilidade dos resultados do estudo de ACV, incluindo questões relevantes. A técnica visa garantir que todas as informações relevantes e os dados necessários para a interpretação estejam completos e disponíveis. Questões relevantes podem ser apresentadas na forma de dados de inventário (energia e emissões), na forma de categorias de impacto (uso de recursos e mudanças climáticas) ou como contribuições significativas, na forma de processos elementares, como produção de energia e transporte.

A confiabilidade dos resultados finais e conclusões deve ser garantida pela verificação de sensibilidade, capaz de determinar de que forma eles são afetados por incertezas nos dados, método de alocação ou cálculo dos resultados dos indicadores de categoria. Sendo assim, a verificação determinará se as premissas, métodos e dados são consistentes e alinhados ao objetivo e o escopo (ABNT, 2009b).

2.1.2. Métodos de Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV)

Os diferentes métodos de AICV tem por objetivo conectar cada resultado do ICV ao impacto ambiental correspondente. Estes dão suporte à modelagem dos efeitos dos aspectos ambientais no objeto de estudo, indicando categorias de impacto que serão afetadas e quantificando os efeitos. A metodologia de AICV pode ser vista de duas formas (HUMBERT, et al., 2012):

Clássicas: restringem a modelagem quantitativa aos estágios iniciais da cadeia causa-efeito, classificam e caracterizam os resultados de ICV nas categorias intermediárias de impacto. Estas metodologias visam reduzir incertezas, exemplos destes métodos são o CML e EDIP 2003; e

Orientadas ao dano*:* tem a proposta de modelar a cadeia causa-efeito nos pontos finais de categoria e são voltadas para os danos causados ao meio ambiente, às espécies e aos recursos. Estas metodologias apresentam maiores incertezas, exemplos destes métodos são o EPS 2000 e Eco-indicador 99.

Diversos métodos de AICV já foram desenvolvidos, alguns exemplos são: Eco-indicador 99 (Holanda), CML (Holanda), EPS 2000 (Suécia), EDIP 2003 (Dinamarca), IMPACT 2002+ (Suíça), BEES (EUA), LIME (Japão), Ecological Scarcity 2006 e ReCiPe 2008 (Holanda),etc.

Desenvolvido por cientistas da *Center of Environmental Science of Leiden University*, o método CML foi, durante muito tempo, o mais utilizado nos trabalhos que aplicavam ACV, isso se deve às abrangentes categorias que considerava e por sua "abordagem orientada ao problema ambiental". Este método (CML) organiza os impactos em 18 categorias e o Eco-Indicator 99 em apenas três: Saúde Humana, Ecossistemas e Custos excedentes de recursos.

Em 2008 surgiu o método denominado ReCiPe, sendo visto como uma evolução do método CML, unindo o CML (orientado ao problema) e o método Eco-Indicator 99 (orientado ao dano ambiental). Esse então passou a ser o método mais qualificado, e, portanto, mais utilizado dentro dos novos estudos, mesmo naqueles que consideram categorias de impacto avulsas/isoladas/reduzidas. Sendo assim, o ReCiPe inclui essas duas estratégias. Pesos são associados e os fatores ambientais da CML podem ser multiplicados por esses pesos (fatores de impacto) para agregá-los em três categorias, o que pode facilitar a análise. No entanto, deve-se atentar para o aumento das incertezas que podem vir associadas (GUTIERREZ, 2014).

A seguir, será feita uma breve abordagem dos métodos que são utilizados no estuto.

ReCiPe 2008

O método ReCiPe 2008 compreende dois grupos de categorias de impacto: as intermediárias e as finais. No primeiro grupo, dezoito categorias de impacto são direcionadas a um nível intermediário (*Midpoints*) do mecanismo ambiental. A seguir são apresentas as categorias de impacto (GOEDKOOP, et al., 2013)

1. Acidificação Terrestre (AT);
2. Depleção Hídrica (DH);
3. Depleção de Recursos Minerais (DRM);
4. Depleção de Combustíveis Fósseis (DCF);
5. Ecotoxicidade Terrestre (ETT);
6. Ecotoxicidade da Água Doce (ETD);
7. Ecotoxicidade Marinha (ETM);
8. Eutrofização na Água Doce (EAD);
9. Eutrofização Marinha (EM);
10. Formação de Oxidantes Fotoquímicos (FOF);
11. Formação de Material Particulado (FMP);
12. Mudanças Climáticas (MC);
13. Ocupação de Terra Agrícola (OTA);
14. Ocupação de Solo Urbano (OSU);
15. Radiação Ionizante (RI);
16. Redução da Camada de Ozônio (RCO);
17. Toxicidade Humana (TH); e
18. Transformação de Área Natural (TAN);

Na sequência, algumas das categorias intermediárias são abordadas do ponto de vista das definições que norteiam a mensuração dos potenciais de impacto associados a cada uma delas (GUTIERREZ, 2014).

Mudanças Climáticas (MC)

A este impacto importam o CO_2, N_2O, CH_4 e outros gases que aumentam a radiação infravermelha na superfície terrestre e impedem a dispersão dos raios solares. Os níveis de emissão mais elevados desses gases agravam o efeito e aumentam a temperatura terrestre. O potencial de aquecimento global é expresso em kg de CO_2 equivalente/kg de emissão.

Depleção da camada de ozônio (DCO)

O ozônio (O_3) é continuamente formado e destruído na atmosfera pela ação do sol e reações químicas. A chamada "camada de ozônio" se situa na estratosfera e filtra os raios nocivos

(UV) provenientes da luz solar. A DCO acontece quando a taxa de destruição se eleva devido à emissão de substâncias para a atmosfera que aumentam a catálise do O_3. A exposição a esses raios pode aumentar a ocorrência de problemas de pele, doenças oculares e interferência em ecossistemas. O potencial de depleção da camada de ozônio de diversos gases é dado em termos de kg de CFC-11 equivalente/kg de emissão.

Acidificação Terrestre (AT)

Está relacionada à emissão de substâncias solúveis (como SO_2, NO_x e NH_3) que em reação com o vapor de água atmosférico dão origem à chamada "chuva ácida" (H_2SO_4 e HNO_3). A deposição destes ácidos (causados além da chuva também por névoa, neve e orvalho) resulta em alterações na fauna e na flora locais e regionais, além de danificar estruturas e edificações. O potencial de acidificação de cada substância é expresso em kg de SO_2 equivalente/kg emissão. O horizonte temporal é definido como infinito e a escala geográfica varia entre local e Continental.

Eutrofização (EUT)

Refere-se à consequente elevação de biomassa no ambiente, pela disposição de nutrientes. Em meio aquático, o aumento de nutrientes leva ao crescimento de biomassa na lâmina d'água, impedindo a passagem de luz, o que diminui a taxa fotossintética e, consequentemente, o oxigênio dissolvido. Este quadro altera as condições naturais desses ambientes e afeta a diversidade local. O potencial de eutrofização é expresso como kg de P equivalente/kg de emissão.

Toxicidade humana (TH)

Reporta-se a substâncias que apresentam características tóxicas e não biodegradáveis, como metais e compostos aromáticos, ocasionando problemas à saúde humana quando ingeridas ou inaladas. Os fatores de caracterização correspondentes a esse impacto consideram critérios como destino, exposição e efeitos da exposição às substâncias em um horizonte de tempo infinito. A toxicidade humana é expressa em kg de 1,4 diclorobenzeno equivalente/kg emissão.

Ecotoxicidade

Pode ser ***terrestre (ECT)*** ou ***aquática (ECA)*** e diz respeito ao impacto causado por substâncias tóxicas emitidas para o ar, solo ou água sobre os ecossistemas correspondentes. Como

consequência final desses impactos, podemos observar a redução na produção agrícola e na biodiversidade da flora e da fauna. As categorias de ***ecotoxicidade*** são calculadas da mesma forma que a toxicidade humana, excluindo-se o horizonte de tempo. Os fatores de caracterização são expressos igualmente em kg de 1,4 diclorobenzeno equivalente/kg de emissão.

Formação de oxidantes fotoquímicos (FOF)

Também chamado de "smog fotoquímico" ou nevoeiro é fruto da reação fotoquímica entre óxidos de nitrogênio e substâncias orgânicas voláteis com a luz solar. Apresentam-se como uma barreira que pode diminuir a atividade da fotossíntese da flora pela redução da luminescência solar. Níveis muito elevados destes poluentes também podem causar irritações, dores e problemas respiratórios. Os fatores de potencial de oxidantes fotoquímicos são calculados em kg de NMVOC equivalente/kg de emissão.

Nas categorias de impacto do segundo grupo se encontram os pontos finais de categoria. A maior parte das categorias de impacto do nível intermediário é, posteriormente, convertida e agregada nos três pontos finais de categoria (*Endpoints*):

1. Danos à saúde humana (SH);
2. Danos à diversidade do ecossistema (DE); e
3. Danos à disponibilidade de recursos (DR).

Para uma melhor compreensão dos termos e significados aplicados no estudo, as categorias de impacto intermediárias serão chamadas de categorias intermediárias. Já as categorias de impacto finais serão chamadas de pontos finais de categoria. A Figura 1 apresenta a relação entre os parâmetros de ICV, categorias intermediárias, indicadores de categoria e pontos finais de categoria.

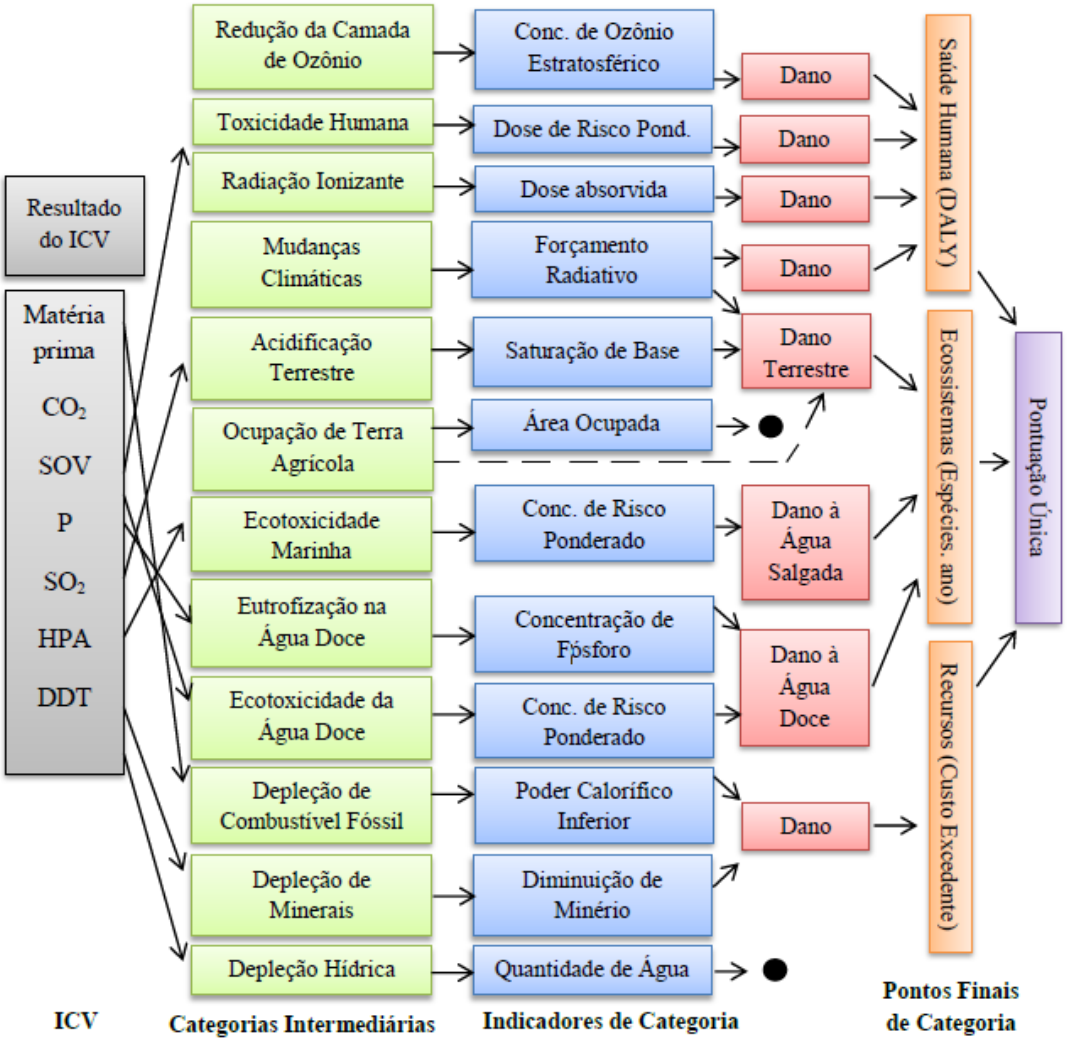

Figura 1. Relação entre os parâmetros de ICV, categorias intermediárias, indicadores de categoria e pontos finais de categoria, no método ReCiPe 2008 (TOURINHO, 2014)

EPS (*Environmental Priority Strategies in product design) 2000*

O padrão da metodologia EPS é orientado ao dano, sendo ELU (do inglês *Environmental Load Unit,* ou Unidade de Carga Ambiental), a unidade de indicação que inclui caracterização, normalização e ponderação.

Este método não é totalmente adaptado para os dados do inventário da biblioteca do Ecoinvent e para o banco de dados *USA Input Output 98*, e, portanto, omite as emissões que poderiam ter sido incluídas na avaliação de impacto.

Para calcular valores de caracterização padrão, o método aplicada uma abordagem empírica, de equivalência e modelo mecanicista (é aquele em que os elementos básicos do

modelo têm uma correspondência direta com os mecanismos subjacentes no sistema). O método baseia-se nas seguintes categorias:

Saúde Humana

- A expectativa de vida, expresso em anos de vida perdidos (ano/pessoa);
- Morbidade e sofrimento grave, no ano da pessoa, incluindo a fome;
- A morbidade, no ano de um indivíduo, como frio ou gripe;
- Incômodo grave, no ano de um indivíduo, que normalmente causam uma reação para evitar o incômodo;
- Incômodo, no ano de um indivíduo, irritante, mas que não cause qualquer ação direta.

Capacidade de Produção de Ecossistemas

- Capacidade de produção de culturas, em kg de peso no momento da colheita;
- Capacidade de produção de madeira, em kg de peso seco;
- Capacidade de produção de peixe e carne, em kg de peso total de animais;
- Capacidade em base de cátions, em equivalentes mols de H+ (usado somente quando modelos, incluindo os outros indicadores não estão disponíveis);
- A capacidade de produção de água (irrigação), em kg, que é aceitável para a irrigação, em relação a substâncias tóxicas persistentes;
- Capacidade de produção de água (potável), em kg de água que satisfazem os critérios da OMS para a água potável.

Ações de Recursos Abióticos

Indicadores de recursos abióticos, que são representados pelo esgotamento das reservas elementares ou minerais e das reservas fósseis.

Biodiversidade

A categoria de impacto padrão para a biodiversidade é a extinção de espécies, expressa em Extinção Normalizada de Espécies (NEX).

Valores Culturais e Recreativos

As mudanças nos valores culturais e recreativas são difíceis de descrever por indicadores gerais, por serem altamente específicos e de natureza qualitativa. Os indicadores devem ser definidos quando necessário, e, portanto, não estão incluídos na metodologia padrão do SimaPro.

EDIP *(Environmental Design of Industrial Product) 2003*

A metodologia EDIP2003 representa 18 diferentes categorias de impacto. Alguns deles são realizados a partir de EDIP97, alguns são versões de EDIP97 atualizadas, ao passo que outros são modelados totalmente diferentes. A seguir são apresentadas as categorias de impacto desta metodologia.

- Aquecimento Global;
- Depleção da Camada de Ozônio;
- Acidificação;
- Eutrofização Terrestre;
- Eutrofização Marinha (N-equivalente);
- Eutrofização Marinha (P-equivalente);
- Formação de Ozônio - Humana e na Vegetação;
- Toxicidade Humana - Via ar, água e solo;
- Recursos;
- Desperdício.

Ecological Scarcity 2006

Este método é um seguimento do método *Ecological Scarcity* 1997, o qual é chamado Ecopontos 97 (CH) na biblioteca de métodos do SimaPro.

O método contém sete categorias de impacto específicas, relacionando cada substância à pontos de carregamento ambientais, na pontuação final como fator de caracterização. Uma vez que todas as categorias de impacto são expressas na mesma unidade (UBP), é adicionado um passo de ponderação, onde simplesmente acrescentam-se as pontuações. As substâncias presentes neste método são compatíveis com a base de dados Ecoinvent 2.0. Este Método é estendido para a categoria de impacto "emissão para o ar" com:

- Dióxido de carbono;
- Dióxido de carbono biogênico;

- Monóxido de carbono e;
- Monóxido de carbono biogênico.

Este método é estendido para a categoria de impacto "recursos naturais", com:

- Água, barragem;
- Água, potável;
- Água de refrigeração, superfície;
- Água de refrigeração, origem natural não especificada / kg;
- Água de refrigeração, subterrânea;
- Água fresca;
- Água de processo e refrigeração, origem natural não especificada;
- Água de processo, beber;
- Água de processo, a superfície;
- Água de processo, origem natural não especificada / kg;
- Água de processo, origem natural não especificada / m3;
- Água de processo, subterrânea;
- Água para uso em turbina, origem natural não especificada;
- Água de origem natural não especificada / kg.

IMPACT 2002+

A descrição da metodologia está baseada em Humbert, et al., (2012). A metodologia IMPACT 2002+ propõe uma implementação de uma abordagem combinado ponto médio/orientada para o dano a partir da combinação de diferentes outros métodos. O método apresenta as seguintes categorias intermediárias:

- Toxicidade humana;
- Efeitos respiratórios;
- Radiação ionizante;
- Destruição da camada de ozônio;
- Oxidação fotoquímica;
- Ecotoxicidade aquática;
- Ecotoxicidade terrestre;

- Acidificação aquático;
- Eutrofização aquático;
- Acidificação/eutrofização Terrestre;
- Ocupação do solo;
- Água turbinada;
- Aquecimento global;
- Consumo de energia não renovável;
- Extração mineral;
- Retirada de água;
- Consumo de água.

Novos conceitos e métodos para a avaliação comparativa de toxicidade humana e ecotoxicidade foram desenvolvidos para a metodologia do IMPACT 2002+. Para as outras categorias, métodos têm sido transferidos ou adaptados principalmente a partir da Eco-Indicator 99, a CML 2002 metodologia, a lista IPCC *(Intergovernmental Panel on Climate Change)*, a lista USEPA ODP, o banco de dados Ecoinvent.

Alguns pontos relevantes a ter em conta com relação a emissão de metais. O usuário deve estar ciente de que as metodologias atuais de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) têm problemas na especiação da modelagem, biodisponibilidade e bioconcentração de metais, tanto para as emissões de longo prazo e curto prazo. Fatores de Caracterização Atuais (FCA) do IMPACT 2002+ só se aplicam para os metais emitidos na forma dissolvida (íons). Portanto, as emissões de metais têm de ser devidamente especificado na análise de Inventário de Ciclo de Vida. Por razões práticas, na lista de substâncias do IMPACT 2002+, os fatores têm sido associados ao número CAS e nomes da forma elementar dos metais (não íons). No entanto, como mencionado, se FCAs não são aplicados apenas para formas dissolvidas (íons) os resultados finais de pontos poderá ser substancialmente superestimados.

Além disso, o ranking dos efeitos respiratórios devido à inorgânicos estão correlacionados com os de energia e, especialmente, mudanças climáticas categorias intermediárias. Se a toxicidade é dominada por metais pesados, deve-se verificar se eles são provenientes de emissões de curto prazo ou a longo prazo e interpretar os resultados de forma adequada. Atualmente, o estado da arte em toxicidade humana e avaliação da ecotoxicidade permitem uma precisão de

cerca de um fator de 100 (duas ordens de grandeza) quando comparado com uma variação total de cerca de 12 ordens de grandeza. Assim, todos os fluxos que têm um impacto de mais de 1% da pontuação total deve ser considerado como potencialmente importante.

2.1.3. ACV Aplicada a Sistemas de Tratamento de Efluentes

Dentro do campo de Tratamento de Efluentes, a ACV foi aplicada inicialmente na década de 1990. Desde então, muitos estudos têm sido publicados em revistas internacionais usando uma variedade de bancos de dados, condições de contorno, e métodos de avaliação de impacto para a interpretação dos resultados. Na busca por sistemas de tratamento ambientalmente mais sustentáveis, a ACV é uma ferramenta valiosa para elucidar os impactos ambientais mais amplos suportando decisões de projeto e operação (COROMINAS, et al., 2013).

Alguns estudos de ACV relacionados a tratamento de efluentes estão limitados à fase de Inventário de Ciclo de Vida (ICV) sem uma quantificação dos impactos ambientais potenciais (FOLEY, et al., 2010) através de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV). Além disso, a maior incerteza destes estudos tem sido parcialmente direcionada para a fase de inventário (HOSPIDO, et al., 2004).

Neste sentido, dadas as incertezas que caracterizam as fases de ICV e AICV, os resultados finais de uma ACV devem ser testados através de uma análise de sensibilidade para melhorar a sua robustez e transparência (GUO, et al., 2012).

Com o crescente interesse dos usuários, profissionais e pesquisadores no uso de ACV em sistemas de tratamento de efluentes, é importante fazer uma avaliação do que foi conseguido e descrever em alguma medida os desafios, limitações e recomendações deste tipo de estudo.

Corominas, et al.,(2013), a época do estudo, fizeram uma revisão crítica de artigos relevantes publicados sobre o tema. Dentro da revisão dos mais de 40 trabalhos os autores avaliam que 100% dos estudos definiram o objetivo e escopo do projeto, cobrindo uma vasta gama de unidades funcionais e limites do sistema. Quanto ao inventário, apenas 38% dos artigos, apresentam dados de inventáriol ou como informação de apoio, tornando o exercício reprodutível (ou quase) para os outros. A avaliação de impacto foi abordado em 82% dos estudos avaliados. No entanto, 38% desses estudos não indicam explicitamente a metodologia que eles usaram. Finalmente, apenas 33% dos estudos fornecia uma interpretação dos resultadosmais profunda, incluindo as limitações da metodologia e/ou a execução de uma análise de sensibilidade.

O estudo aponta ainda a necessidade de se adaptar a metodologia para novos compostos. Os desenvolvimentos em categorias de impacto relacionas a toxicidade, por exemplo, referem-se principalmente a metais pesados e poluentes prioritários (PP), embora haja uma deficiência grave das implicações dos PPs para a saúde humana. Além dissso, metodologias ACV estão sendo atualizado para incluir o efeito de PPs para a ecotoxicidade. Os autores indicam ainda que estudos de investigação são necessários para determinar os fatores de forma mais realista para os metais pesados descarregados no solo. Os valores reais relacionados com a sua persistência no meio ambiente são muito elevados, sendo necessárias mais investigações de modo a estabelecer mais precisamente a parte biodisponível de metais pesados, que são absorvidos pelas plantas e culturas, bem como a quantidade que é transferido para outra fase tal como lixiviados.

Por fim, o trabalho conclui que dentro dos limites das normas ISO, existe variabilidade na definição da unidade funcional e nos limites do sistema, a selecção da metodologia de avaliação do impacto e o procedimento seguido para a interpretação dos resultados. Por isso, existe a necessidade de desenvolver diretrizes padronizadas para o campo do tratamento de efluentes a fim de garantir a qualidade da aplicação da metodologia de ACV.

O trabalho de LI, et al., (2013) teve como objetivo um estudo de ACV para avaliar as vantagens e desvantagens ambientais de um sistema de tratamento de efluentes específico em comparação com outras estações de tratamento de efluentes que utilizam diferentes processos de tratamento avançados. O estudo foi realizado a partir de uma perspectiva holística, abrangendo os processos associados ao efluente tratado, incluindo a fase de construção e de produção de materiais de construção, fase de operação e manutenção, bem como o transporte e o tratamento do lodo.

O sistema principal tem vazão de aproximadamente 105 m^3/d, sendo composto pelo processo A^2O (do inglês Anaerobic/Anoxic/Oxic, Anaeróbio/Anóxico/Aeróbio). Os produtos químicos aplicados são Cloreto de Polialumínio (PAC) e Poliacrilamida (PAM), para assegurar a filtração e o tratamento de lodos, respectivamente. A unidade funcional foi definida no estudo como "O tratamento de 105 m^3 de efluente por dia durante 50 anos. Além disso, a fase de demolição foi excluída do estudo devido à insuficiência de dados. O sistema de comparação foi o processo Bardenpho 5, remoção de nutrientes através do uso de 5 estágios (anaeróbia, anóxica primário, aeróbica primário, anóxico secundário, aeróbica secundária).

Para a construção do inventário os autores fizeram várias considerações, dentre elas os poluentes oriundos do processo de queima de carvão para a geração de energia elétrica (característico da matriz energética chinesa). Os autores também utilizaram outros estudos já desenvolvidos para desenvolver os dados dos materiais utilizados na etapa de construção dos sistemas, além de premissas do tipo de combustível e distâncias associados a fase e transporte. Neste estudo, o método CML 2000 foi utilizado para a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida usando o software SimaPro 7,0.

Dentre as conclusões, o estudo aponta a eletricidade como sendo responsável pelos maiores impactos, dando recomendações de buscar fontes alternativas como a eólica. O estudo aponta ainda a limitação para a composição do inventário da fase de construção devido a base de dados utilizada ser Européia. A etapa identificada como mais impactante é a fase de operação e manutenção.

Niero, et al., (2014) apresentam um estudo de ACV, que comparou o desempenho ambiental de tecnologias para o tratamento de efluentes mais aplicadas na Dinamarca. O estudo também abordou os fluxo relacionadas a entrada/saída e variabilidade relacionados com o processo no tempo e no espaço, bem como opções metodológicas. A unidade funcional é definida em termos quantitativos como o tratamento de 1 m3 de efluente. Diferentemente de outros estudos, este não definir uma concentração fixa de DQO, N e P. Somente a fase operacional foi considerada: a infra-estrutura ou desmantelamento de estruturas ou equipamentos, bem como a rede de esgotos, não faz parte do sistema.

Neste estudo, os autores optaram pelo método ReciPe 2008 para a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida na categorias intermediárias. O estudo indica ainda que a escolha do método de avaliação pode influenciar no resultado, e que por este motivo foi feita uma análise de sensibilidade e incerteza. Nesta avaliação os autores avaliaram a mudança de cenário e a mudança dos métodos. Pode-se destacar que o estudo indicou não ter nenhuma recomendação unânime quanto a variação de cenários. Além disso, é interessante observar que a principal contribuição positiva para o impacto em todos os tipos de plantas é o consumo de eletricidade de origem fóssil. Outro impacto destacado esta relacionado a produção de produtos químicos, particularmente cloreto férrico, mostrando uma contribuição positiva não negligenciável para as alterações climáticas e o esgotamento de recursos. Na análise, o estudo também indicou potenciais de

impacto negativos para alguns cenários que contemplavam geração/aproveitamento energético de gases gerados e/ou rotas alternativas de tratamento e disposição de lodo.

Dentre as conclusões finais do estudo, os autores destacam que a análise de sensibilidade dos métodos AICV provou a validade dos resultados para as alterações climáticas e esgotamento dos recursos fósseis, ao passo que os resultados obtidos para impactos de toxicida mostraram-se sensívisl à escolha do método. Além disso, é destacado a importância da utilização de dados primários ou caso não disponíveis, que as estimativas sejam feitas por peritos/especialistas. Neste caso, a qualidade dos dados foi apontada como limitante para a estimativa de produtos químicos e energia, por não serem de uma base de dados naicional.

Renou, et al., (2008) avaliaram a influência da ecolha do método de avaliação de impacto em estudos de ACV aplicados a sistemas de tratamento de efluentes. Os autores destacam que de frente para o aumento da preocupação ambiental na área de tratamento de eluentes sanitários e industriais, as partes interessadas precisam de ferramentas confiáveis de apoio à decisão para avaliar o desempenho ambiental. Para discutir como a ACV pode ser aplicada a projetos de tratamento de efluentes, tal avaliação foi realizada através de um estudo de caso em uma planta em grande escala. Os métodos de AICV utilizados foram: CML 2000, Eco indicador 99, EDIP 96, EPS e Ecopontos 97. Avaliação entre esses métodos foi obtida para o efeito estufa, depleção de recursos e da acidificação.

O estudo aponta que o Eco Indicador, EDIP 96 e EPS apresentam rigorosamente os mesmos resultados sobre o efeito estufa. Eles usam os coeficientes do IPCC *(Intergovernmental Panel on Climate Change)*, com base no método internacionalmente aceito para calcular efeito de estufa, nenhuma discrepância foi notada.

Os autores relatam que apesar das dificuldades para selecionar valores de referência adequados para calcular o esgotamento de recursos, os métodos avaliados apresentam um boa concordância com a electricidade e a produção de cal sendo os principais consumidores de recursos. Seja qual for o método AICV, fluxos de recursos energéticos (carvão, petróleo, urânio.), usado principalmente para a electricidade, cal e produção de cloreto férrico, contribuem com mais de 95% do impacto.

Com relação a toxicidade o estudo apontou uma grande variabilidade de resultado entre os diferentes métodos avaliados, resultado este relacionado a difernça de interpretação de impacto relacionado a metais pesados. O modo de geração de eletricidade é também uma fonte de

possível discrepância entre as avaliações realizadas para diferentes países. Na França, cerca de 70% da eletricidade é produzida em usinas nucleares e 16% em usinas hidrelétricas. Nos EUA, cerca de 50% de electricidade é produzida a partir do carvão, o que aumenta os efeitos relacionados com emissões para o ar.

Os resultados mostram uma grande variação entre os métodos AICV com relação tóxicidade de várias substâncias e, por consequência sobre a importância da avaliação de toxicidade neste tipo de estudo. Essas diferenças reforçam que as conclusões são funções da escolha do método AICV. Finalmente, os autores indicam que a ACV deve ser combinada com outras ferramentas, como análise de risco químico e microbiano (que é necessário para grandes estações de tratamento de efluentes) e avaliação de impacto ambiental (que é usado pelas autoridades locais para definir limites de descarga), fornecendo assim uma avaliação integrada e confiável da sustentabilidade dos sistemas.

Tourinho, (2014) apresenta uma dissertação que analisa estações de tratamento de efluentes quanto ao atendimento de requisitos técnicos e ambientais, necessários para se qualificarem como sustentáveis. Assim, o autor apresenta uma avaliação comparativa de desempenho ambiental de três tecnologias de tratamento de efluentes: i) lodos ativados convencional (CASP), ii) reator UASB (UASB), e iii) reator UASB seguido de lodos ativados (UASB-TA). Nos três casos, foi considerado o aproveitamento do metano gerado para a produção de eletricidade. A análise compreendeu: categorias de impacto mais afetadas; componentes (subprocessos) mais impactantes; o processo com menor impacto ambiental potencial; e análise de sensibilidade frente a variações operacionais e metodológicas. Foram analisadas 18 categorias de impacto intermediárias, identificando-se como as mais afetadas: Toxicidade Humana, Eutrofização, Mudanças Climáticas, Ecotoxicidade Marinha, Radiação Ionizante e Depleção de Combustíveis Fósseis. O processo UASB apresentu, segundo este estudo, o menor impacto ambiental potencial enquanto o processo CASP apresentou o maior. Os componentes que mais impactam negativamente categorias intermediárias são a eletricidade consumida e o transporte do lodo, enquanto a eletricidade gerada pela conversão do metano apresenta o maior impacto positivo.

O autor indica ainda que a principal limitação da AICV neste estudo foi a utilização de um método que não considera a concentração de DBO no efluente. No programa utilizado, o único método que considera este parâmetro no cálculo de impacto nos pontos finais de categoria é o

EPS 2000, que é aplicado na análise de sensibilidade. Contudo, adotá-lo como método principal de AICV neste estudo não elucidaria alguns aspectos importantes, como Mudanças Climáticas, Redução da Camada de Ozônio, Eutrofização na Água Doce e Eutrofização Marinha. Neste estudo e nestas condições e premissas adotadas, o processo UASB se mostra mais vantajoso ambientalmente, seguido do processo UASB-TA, sendo o processo CASP, o que apresenta maior impacto ambiental potencial. Contudo, vale ressaltar que esta análise é pontual, utilizando as premissas indicadas e a vazão de 3000 m^3/d, funcionando por um período de 25 anos.

Pelos exemplos apresentados notasse a diversificação de abordagem da aplicação de ACV em sistemas de tratamento de efluentes. No entanto, mesmo em condições diferentes de sistemas avaliados, definição de fronteira, unidade funcional, métodos de avaliação, os trabalhos normalmente indicam a necessidade de se trabalhar com dados nacionalizados. Além disso o componente eletricidade se destaca como um dos que mais contribuem com o potencial de impacto. Outro aspecto relevante está na indicação de se realizar análises de sensibilidade, ou seja, verificar se os resultados se mantêm frente a outros métodos de avaliação. Esta indicação se torna ainda mais relevante quando os estudos já identificam comportamento de resultados muito diferentes entre diferentes métodos para algumas categorias que avaliam metais pesados, por exemplo.

2.2. Consumo de Água, Geração e Tratamento de Efluente em Refinarias de Petróleo

Para entender a complexidade do efluente gerado em refinarias de petróleo e do seu tratamento, é preciso entender também como se dá o consumo de água neste segmento. A seguir, são apresentados alguns dados referentes a este perfil de consumo assim como a caracterização do efluente gerado e as rotas tecnológicas de tratamento.

2.2.1. Consumo de Água em uma Refinaria de Petróleo

Durante o processo de refino, as operações demandam grandes volumes de água, por conseguinte, em contrapartida, são geradas grandes quantidades de efluentes líquidos, sendo alguns de difícil tratamento (COELHO, et al., 2006).

Dependendo do processo industrial, a água pode ser tanto matéria-prima, sendo incorporada, portanto, ao produto final, como um auxiliar na preparação de matérias-primas,

fluido de transporte, fluido de aquecimento e/ou refrigeração ou nos processos de limpeza de equipamentos, etc. Os padrões de qualidade da água dependem de como ela será utilizada, podendo ser mais exigente, como no caso de indústrias alimentícias e farmacêuticas, ou menos exigentes, como no caso de sistemas de refrigeração (POMBO, 2011).

Tendo em vista que as plantas de refino são grandes consumidoras de água, é fundamental que se desenvolvam estudos para garantir a otimização e o uso racional da água. Segundo dados da ANP (2013), só no ano de 2012 as refinarias brasileiras processaram 307.162 m^3 de petróleo/dia. Para que se tenha uma ideia do volume de água consumida neste processamento, foi utilizado o índice de Consumo de Água (ICA) médio das refinarias brasileiras, dado por Amorim (2005). A partir deste índice (0,9 m^3 de água por m^3 de petróleo processado), obteve-se a estimativa de consumo de água de 276.446 m^3/dia.

Através de programas de uso racional e eficaz, a PETROBRAS pode aumentar o volume de água reusada em 16%, de 20,32 bilhões de litros em 2011 para 23,31 bilhões de litros em 2014. O volume suplementar de reuso equivale a 3% de toda água consumida pelas refinarias no Brasil. As ações de reuso abrangem tanto os projetos de investimento quanto ações de mudança em procedimentos operacionais objetivando maior recuperação de água. Além disso, foram aplicadas medidas que permitiram maior eficiência no uso de água e vapor nas operações das refinarias. Essas iniciativas fizeram com que, entre os anos de 2011 e 2014, a relação entre a quantidade de água consumida e o volume de petróleo processado diminuísse em 12,5%. Em 2011, se refinava 0,98 m^3 de petróleo com 1 m^3 de água. Em 2014, este índice foi de 1,12 m^3 de petróleo refinados para cada m^3 de água consumida (PETROBRAS, 2015).

Coelho et al. (2006) relataram que o volume de efluente gerado durante o processamento de refino de petróleo é 0,4 -1,6 vezes a quantidade do óleo bruto refinado.

Frente à expansão da capacidade do parque de refino brasileiro, as refinarias de petróleo se tornam cada vez mais relevante no contexto nacional e no cenário de escassez de recursos hídricos, o que torna fundamental projetar as novas refinarias buscando minimizar o consumo de água e a geração de efluentes, além de maximizar o reuso destes efluentes.

Nas refinarias do Brasil, esta relação atualmente encontra-se em média na ordem de 1,2 m^3 de petróleo com 1 m^3 de água (GONDIM, 2014). Uma distribuição característica do consumo de água em uma refinaria é apresentada na Figura 2.

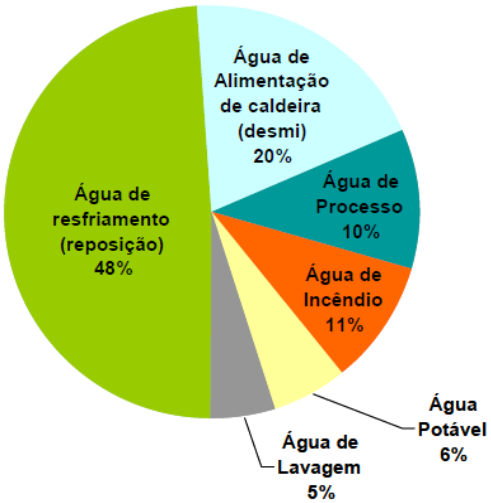

Figura 2. Consumo típico de água em refinarias de petróleo (GONDIM, 2014)

A água que se utiliza no refino de petróleo pode ser captada e tratada pela própria refinaria, estes processos também podem ser feito em refinarias de volumes menores, administradas por companhias municipais de água ou empresas de tratamento de água. Para refinarias de maior volume, estes processos se tornam mais econômicos quando são operados pela própria refinaria ou por um consórcio. A fonte de água pode ser um rio, um poço artesiano ou mesmo o mar.

Em uma refinaria de petróleo, a água captada possui diversos usos, e para cada um de seus usos é requerido um tratamento específico. São utilizados diferentes processos de tratamento de água para que mesmo que com características físico-químicas e destinos diferentes, possa ser garantida a sua qualidade. Estes processos dependem de (VANELLI, 2004):

- Qualidade demandada para cada tipo de água consumida;
- Qualidade da água bruta captada;
- Vazão de tratamento demandada.

As duas principais funções da água nas refinarias de petróleo são, primeiro o uso para resfriamento e segundo para alimentação das caldeiras. O uso de circuitos de resfriamento semi-abertos, o qual proporciona a recirculação dessas águas, pode restringir a parcela de água recolhida em mais de 90 %, além de poder também promover a diminuição da parcela de efluentes gerados. No entanto, a ampliação da recirculação e do reuso da água nas refinarias é extremamente dependente da disponibilidade de fornecimentos de água de qualidade apropriada. O vapor produzido pelas caldeiras é aplicado nos processos de retificação com vapor (“stripping”)

e destilação. O condensado consequente de tais operações pode ser contaminado, pois o vapor entra em contato direto com as frações de petróleo (MARIANO, 2001)

A água auxilia os processos produtivos, seja no estado vapor ou no estado líquido, em função da sua boa capacidade de troca térmica e excelente solvência, além de ser uma substância não tóxica e de quantidade relativamente abundante na natureza. A sua utilização é de essencial importância para a indústria de um modo geral, tendo entre as suas aplicações clássicas as seguintes (MUSTAFA, 1998):

No estado vapor

- Aquecimento de fluidos de processo em refervedores de torres de destilação e pré-aquecedores de carga;
- Acionamento de turbina a vapor para funcionamento de equipamentos rotativos (bombas, compressores e turbogeradores de energia elétrica);
- Redução de pressão parcial de compostos leves para evitar degradação e auxiliar na destilação;
- Selagem de equipamentos rotativos;
- Sopragem de fuligem em fornos e caldeiras;
- Atomização de combustíveis líquidos em fornos e caldeiras.

No estado líquido

- Resfriamento de produtos intermediários e finais, através de trocadores de calor ou por contato direto;
- Diluição de produtos químicos utilizados nos processos;
- Absorção e extração de compostos polares;
- Participação como reagente em reações químicas;
- Verificação de estanqueidade de equipamentos (teste hidrostático);
- Selagem de equipamentos rotativos;
- Lavagem de equipamentos e sistemas durante a liberação para manutenção;
- Hidrojateamento para limpeza de trocadores de calor e tanques;
- Funcionamento de chuveiros e lava-olhos de emergência;
- Combate a incêndio.

A qualidade da água industrial é determinada pelo processo que irá atender, podendo vir de diversas fontes. Segundo Savelske e Bagajewicz (2000), a água a ser utilizada é caracterizada a partir de limites de concentração de entrada e saída de poluentes, sendo significativo, para cada processo uma carga fixa de contaminantes. Tais autores definem também alguns conceitos clássicos relativos a qualidade da água e os processos, os quais são listados a seguir:

- **Processos usuários de água fresca:** são processos que demandam água fresca, mas que podem ser consumidores de efluentes;
- **Processo principal:** é o caso de um processo que utiliza somente água fresca;
- **Processos usuários de efluentes intermediários:** são processos que recebem e enviam efluentes para outros processos;
- **Processos usuários de efluentes terminais:** são processos que são alimentados por efluentes de outros processos, mas após a sua utilização são descartados para o tratamento de efluentes;
- **Conjunto de percussores de um processo j:** é o conjunto de todos os processos que recebem o efluente de um processo j;
- **Conjuntos receptores do processo j:** é o conjunto de todos os processos que recebem o efluente proveniente do processo j;
- **Provedores parciais de efluentes:** são processos em que o efluente gerado é parcialmente usado por outro processo e a outra parte é enviada diretamente para tratamento;
- **Provedores totais de efluentes:** são processos em que o efluente gerado é totalmente reusado por outro processo.

A distribuição de água em uma refinaria é ilustrada na Figura 3. A água bruta (água nova), que pode ser captada continuamente de um rio ou de uma represa, abastece uma Estação de Tratamento de Água (ETA), onde passa por várias etapas de tratamento, sendo então destinada para as seguintes rotas de aplicação (GONDIM, 2014):

- Plantas de desmineralização, onde a água é direcionada através de resinas de troca iônica ou em membranas de osmose inversa, gerando água tratada com qualidade para abastecer as caldeiras (BFW, *Boiler Feed Water*). No Brasil geralmente esta água ainda passa por um polimento em leito misto de troca iônica, para diminuir o teor de sílica abaixo de 0,020 mg/L;

- Água para o processo (serviço), para suprir com as necessidades das unidades de processo, lavagens, descoqueamento, etc.
- Água de reposição de torres de resfriamento, para suprir as perdas intrínsecas à operacionalidade destas torres, tais como: evaporação, respingos (arraste) e a purga. Vale ressaltar que as dissipações de água pela realização de purgas são primordiais para fins de controle das concentrações requeridas de sais dissolvidos relativos ao ciclo de concentração. Este último é estimado em função do tipo de programa de tratamento empregado para o controle da corrosão e depósitos na água de resfriamento.

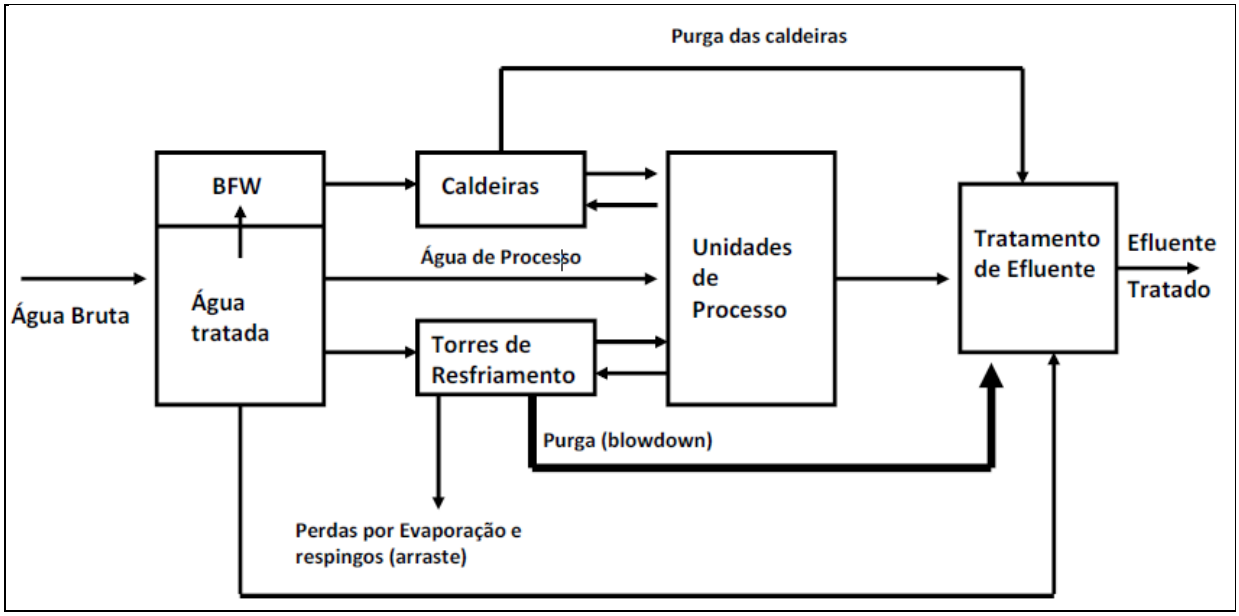

Figura 3. Fluxo resumido típico de distribuição de água em refinaria de petróleo (GONDIM, 2014)

Uma visão um pouco mais detalhada da geração de água relacionada com o sistema de utilidades pode ser observada na Figura 4.

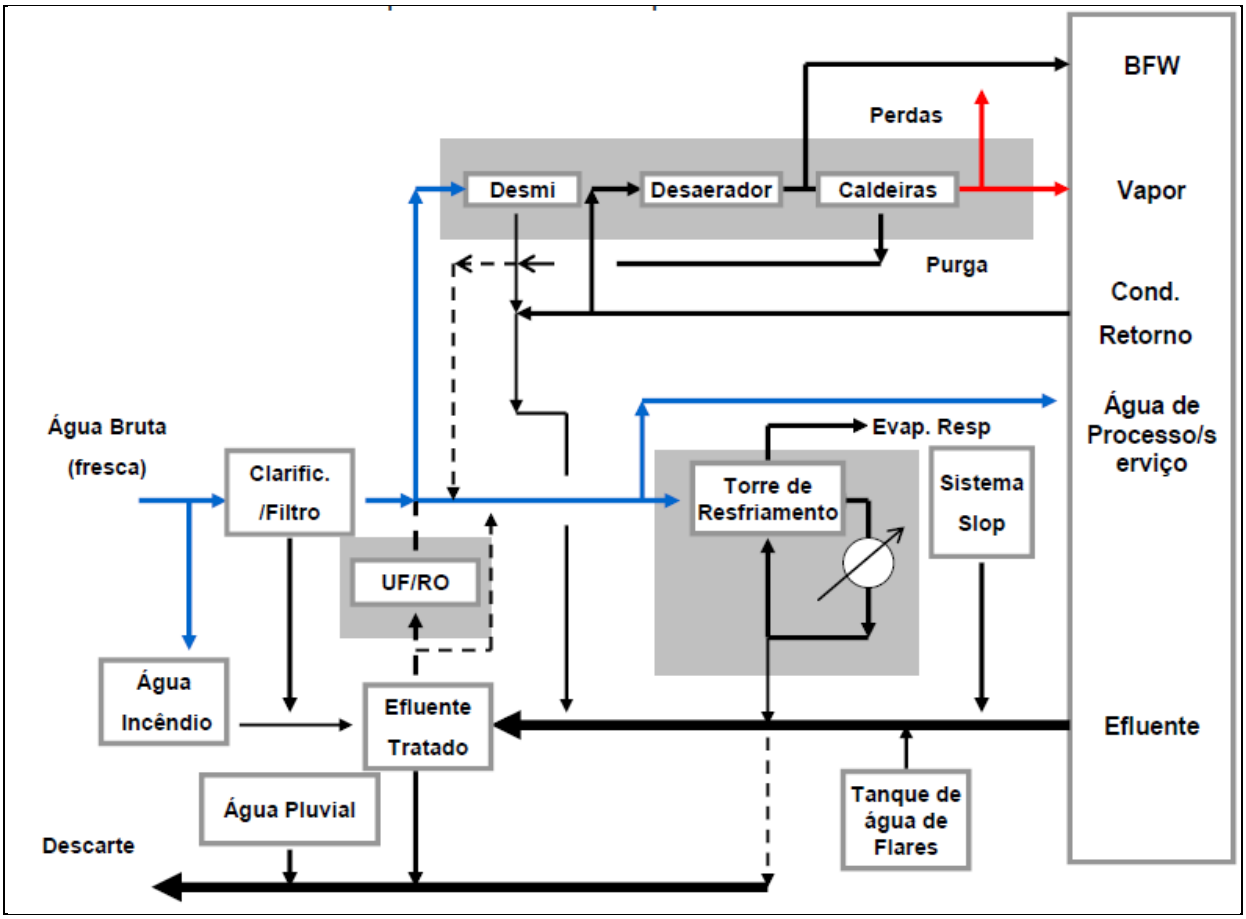

Figura 4. Distribuição de água relacionada com o sistema de utilidades em uma refinaria de petróleo com reuso parcial do efluente **(GONDIM, 2014)**

Conforme dados apresentados no Relatório de Sustentabilidade de 2014 da PETROBRAS, a companhia captou 206,5 milhões de m³ de água doce para as atividades operacionais e administrativas. Desse total, 126,4 milhões foram captados de fontes superficiais, 31,7 milhões de fontes subterrâneas e 48,4 milhões foram fornecidos por concessionárias de abastecimento ou por terceiros. Foram utilizadas 243 fontes de captação de água, sendo 180 localizadas no Brasil e 63 nos demais países onde atua. (PETROBRAS, 2014)

A seguir, a Figura 5 ilustra o perfil de consumo de água das diversas atividades da PETROBRAS, sendo possível notar a expressiva contribuição da atividade de refino de petróleo.

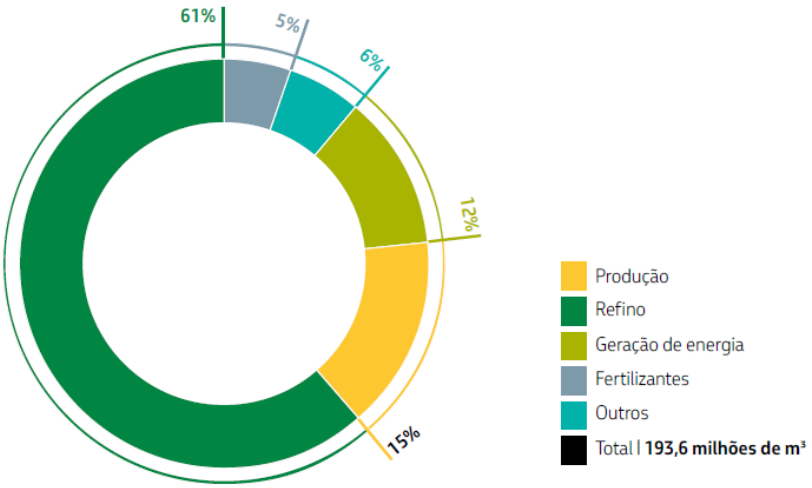

Figura 5. Perfil de consumo de água nas diferentes atividades (PETROBRAS, 2013)

A Tabela 1 apresenta dados de algumas refinarias nacionais para a quantidade de petróleo processado, o consumo de água, de Índice de Consumo de Água (ICA), a quantidade de efluente gerado e o ano de início de funcionamento.

Tabela 1. Dados relevantes sobre as refinarias nacionais. Adaptado de POMBO (2011)

Unidade	Petróleo Processado (m^3/d)	Água Consumida (m^3/d)	ICA ($m^3_{água}/m^3_{petróleo}$)	Efluente Gerado (m^3/d)	Início de atividade
Refinaria A	961	n.d	n.d	687	1966
Refinaria B	6.511	3.261	0,450	3.287	1957
Refinaria C	6.630	6.385	0,870	2.194	1954
Refinaria D	26.605	13.759	0,8	6.546	1968
Refinaria E	22.857	22.857	1,06	9.483	1968
Refinaria F	26.386	27.276	1,14	21.381	1955
Refinaria G	30.027	16.091	0,57	8.852	1977
Refinaria H	38.896	21.239	0,56	10.276	1980
Refinaria I	33.269	41.342	1,19	25.285	1961
Refinaria J	35.158	27.791	0,69	15.989	1950
Refinaria K	55.025	39.421	0,69	13.745	1972
Refinaria L	36.570	n.a	n.a	400 a 600	2014
TOTAL	318.895	219.422	0,8	118.125	n.a

2.2.2. Efluentes Gerados em Refinarias de Petróleo

Efluente de refinaria de petróleo é uma considerável fonte de poluição para ambientes aquáticos (WAKE, 2005). O efluente gerado é composto por águas residuais de processo, águas de utilidades, águas pluviais, esgoto sanitário e diversas correntes contaminadas (RUBIO, et al., 2002). Estes efluentes são provenientes de indústrias que se dedicam principalmente ao refino de óleo cru para a produção de combustíveis, lubrificantes e intermediários (HARRY, 1995).

A composição dos efluentes gerados no decorrer do processo de refino do petróleo pode variar de acordo com o tipo de petróleo processado, das diferentes unidades de processamento e da forma como estas unidades são operadas (SAIEN, et al., 2007). O efluente gerado apresenta diferentes substâncias químicas orgânicas e inorgânicas, dentre elas, amônia, óleos, compostos de enxofre e metais pesados (VOHRA, et al., 2006).

Muitos destes compostos são resistentes à degradação microbiana e não são tratáveis biologicamente. Isso resulta na sua baixa biodegradabilidade, devido à alta Demanda Química de Oxigênio (DQO) e baixa Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) (DIYA'UDDEEN, et al., 2015).

A maioria dos compostos tóxicos existentes nos efluentes das refinarias de petróleo podem causar danos à fauna e à flora aquáticas e terrestres, mesmo que em concentrações inferiores as consideradas letais (ALMADA, 2012).

Segundo Vanelli (2004), por esta razão a ETDI de uma refinaria, sem que sua atuação seja afetada, deve apresentar versatilidade para responder as grandes alterações na concentração e vazão de contaminantes. O grau de contaminação do efluente consiste em diversos fatores, sendo os principais:

- Tipo e origem do petróleo processado na refinaria;
- Processos industriais a que este petróleo é resignado (complexidade da refinaria) para ser convertido em produtos;
- Processos de tratamento a que os produtos são submetidos;
- Tipo e quantidade de insumos que são utilizados nos processos industriais.

Conforme suas particularidades, os efluentes líquidos constituídos nas indústrias de refino de petróleo podem ser gerados em fluxos contínuos ou intermitentes, e ainda podem ser especificados em Orgânico (Oleoso) e Contaminados, que pode ou não ter óleo.

Normalmente, o sistema orgânico coleta efluentes contaminados com substâncias orgânicas, tipo drenagem de água de processo e drenagem de tanque. Já o sistema de efluentes não contaminados retém correntes com características inorgânicas, como por exemplo: purgas dos sistemas de água de resfriamento e de geração de vapor. No que se refere ao regime, os fluxos contínuos são normalmente constituídos conforme a primordialidade do processo. Já os efluentes intermitentes são constituídos somente ao longo de alguma operação atípica ou acidental, em manutenção de equipamentos e sistemas e em operações específicas não constantes, como por exemplo: hidrojateamento e passivação de trocadores de calor, regeneração de catalisador, lavagem e limpeza química de equipamentos (MUSTAFA, 1998).

Além dos impasses associados à complexidade de substâncias e seus efeitos no ambiente, há outro fator que devido a sua característica corrosiva deve-se ter cautela. Com o objetivo de proceder-se a condições menos rigorosas de temperatura, vapor de água é inserido em algumas unidades de processamento de petróleo para minimizar as pressões parciais dos hidrocarbonetos originando assim as águas ácidas (ALMADA, 2012). Esta água pode conter poluentes tais como amônia, sulfeto de hidrogênio, fenol, cianeto, alifáticos e ácidos naftênicos, etc. A quantidade de H_2S e NH_3 produzidos depende diretamente da natureza do petróleo bruto, não do processo (NAVA, et al., 2009).

Outro problema crítico relacionado à gestão de efluentes de refinaria é a produção de efluentes com teor de óleo satisfatório. Emulsões de óleo em água são muitas vezes altamente estáveis devido à presença de materiais ativos de superfície solúveis em água e de partículas minerais finas, tais como colóides de argila, os quais se ligam às gotículas de óleo (SANTO, et al., 2012).

Segundo Santaella *et al* (2009) o efluente bruto de refinarias de petróleo tem características alcalinas e altas concentrações de DBO e DQO, o estudo categoriza como baixos valores de DQO aquelas inferiores a 2.500 mg/L, as médias apresentam DQO entre 3.000 e 7.000 mg/L e as com altas concentrações são aquelas com DQO > 7.000 mg/L. Entretanto, estes valores podem sofrer alterações, já que encontram-se na literatura valores de DQO para efluentes de refinarias de petróleo que são caracterizados como “baixos”, variando de 270 a 1500 mg/L.

Estudos encontrados na literatura descreve a composição destes efluentes em relação a DBO e DQO. Estes parâmetros são importantes para a concepção e dimensionamento das instalações de tratamento, mas não indicam a composição específica das águas residuárias que

pode ser essencial para um tratamento específico, como, por exemplo, a clarificação do efluente após o tratamento secundário. O conhecimento da composição também pode ser interessante para estudos da poluição marinha ou monitoramento de determinados poluentes produzidos numa refinaria, antes do seu destino final (SANTOS, 2010).

A seguir, a Tabela 2 aponta uma relação entre a idade da refinaria, a vazão e DBO dos efluentes geradas, onde se verifica que uma refinaria antiga gera uma quantidade superior de efluentes com maior concentração de DBO (SANTOS, 2010).

Tabela 2. Relação entre a idade da refinaria, vazão e DBO. Adaptado de SANTOS (2010)

Refinaria	**Vazão de Efluente**	**DBO**
	(m^3/h)	Kg/d
Antiga	3.600	5.680
Mais Comum	1.500	2.425
Recente	700	1.900

A seguir, a Tabela 3 apresenta os diversos contaminantes provenientes de variadas fontes de efluentes produzidos em refinarias de petróleo.

Na sequência, a Tabela 4 apresenta os diferentes efeitos indesejáveis associados a estes contaminantes. Já a Tabela 5 apresenta uma correlação entre os contaminantes e alguns produtos obtidos a partir do refino de petróleo.

Tabela 3. Fontes de contaminantes em refinarias de petróleo (VANELLI, 2004)

Contaminantes	**Fonte**
H_2S e mercaptanas	Presente em alguns óleos crús e formados também por decomposição térmica e catalítica de compostos sulfurados. Os mercaptanas podem também ser resultantes de reação entre H_2S e oleofinas.
Enxofre elementar	Raramente presente. Formado em geral pela oxidação do H_2S pelo oxigênio do ar. Por não ser volátil, não deve ocorrer nos produtos leves, exceto nos casos de oxidação do H_2S.
Sulfeto de Carbonila	Formado por craqueamento térmico e catalítico
Dissulfetos	Raramente presentes no petróleo.
Dialquilsulfetos	Ocorrem naturalmente e por reação entre mercaptanas e oleofinas.
Compostos Nitrogenados básicos e neutros	Compostos nitrogenados básicos (piridina-quinolina) e neutros (pirrol). Apresentam ocorrência natural no petróleo.

NH_3 e HCN	São formados por craqueamento térmico ou catalítico dos compostos nitrogenados.
Compostos de produzem alteração de cor	Podem ser encontrados no óleo cru, ou formados no decorrer do processamento por craqueamento de compostos oxigenados mais complexos presentes no cru.
Gás Carbônico	Formado por craqueamento catalítico ou reforma térmica (geração de H_2).
Peróxidos orgânicos	Formados pela oxidação dos hidrocarbonetos, mais particularmente oleofinas e dioleofinas. Esses peróxidos são precursores da formação de goma.

Tabela 4. Efeitos indesejáveis de contaminantes (VANELLI, 2004)

Fontes	Efeitos
H_2S	Tóxico (paralisa a função respiratória), corrosivo (corrosividade ao cobre positivo), desativa inibidores de oxidação. Tem odor desagradável.
Enxofre elementar	Corrosivo (corrosividade ao cobre positivo), deposita-se nos botijões de GLP.
Mercaptanas	Odor desagradável. Não dá resultado positivo na corrosividade ao cobre, embora corroa a lâmina de cobre.
Sulfetos e dissulfetos	Não apresentam nocividade conhecida a não ser a formação, pela queima, de SO_2 e SO_3.

Tabela 5. Distribuição de contaminantes por produto (VANELLI, 2004)

Produto	Contaminantes
GLP de destilação	H_2S; metilmercaptanas; COS; dimetilsulfeto; ácido acético; ácido fórmico; tiociclopropanos.
GLP de UFCC	H_2S; metilmercaptanas; COS; ácido fórmico; ácido acético; amônia; CO_2; HCN.
Nafta de destilação	Mercaptanas e outros compostos sulfurados; fenóis; ácidos naftênicos; compostos de nitrogênio.
Gasolina de UFCC	Mercaptanas; compostos sulfurados em geral, em menor concentração; ácidos alifáticos.
Diesel de destilação	Mercaptanas e outros compostos sulfurados; fenóis; ácidos naftênicos; compostos de nitrogênio.

Diante do exposto, pode-se dizer que não é possível generalizar as características dos efluentes do refino de petróleo. Não existem duas refinarias semelhantes em tamanho, tipo de óleo processado, grau de complexidade, idade e condições de operação das unidades de processamento.

Ainda assim, há na literatura recomendações de limites médios de caracterização de efluentes para refinarias de petróleo. A seguir, a Tabela 6 apresenta as características dos despejos brutos das refinarias mais comumente identificadas na literatura (MARIANO, 2001).

Tabela 6. Características dos despejos brutos das refinarias de petróleo (MARIANO, 2001)

Parâmetros	Limites	
	Mínimo	**Máximo**
pH	6,2	10,6
DBO (mg/L)	17	280
DQO (mg/L)	140	3.340
Sulfetos (mg/L)	0,0	38
Dureza com $CaCO_3$ (mg/L)	139	510
Alcalinidade com $CaCO_3$ (mg/L)	77	356
Óleo (mg/L)	23	200
Fósforo (mg/L)	0,0	97
NH_3 (mg/L)	0,0	120
Cloreto (mg/L)	19	1.080
Sulfato (mg/L)	0,0	182
Temperatura (ºC)	22	41

Os efluentes gerados em uma refinaria podem ser classificados por grupos relativos a produção nos diversos segmentos e fases da produção nas refinarias. A seguir, a Tabela 7 apresenta, de forma mais detalhada, a natureza de cada um desses efluentes, em conformidade com o processo onde são produzidos. Serão consideradas as unidades de operação mais comumente identificadas nas refinarias de petróleo.

Tabela 7. Relação entre as unidades de geração de efluentes e as características destes

Unidades de Geração de Efluentes	Características
Água de Resfriamento	Nas perdas por evaporação nas torres de arrefecimento, os íons Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}, CO_3^{2-}, HCO_3^{-}, SO_4^{2-}, Cl^{-}, entre outros presentes na água, podem aumentar as concentrações e alcançar o limite de solubilidade, dando origem a formação de incrustações [1]. As purgas de torres de resfriamento representam a maior parcela de vazão do efluente para a ETDI, embora os contaminantes não sejam os mais críticos [2].
Sistema de Geração de Vapor	Esse efluente possui características inorgânicas com qualidade relativamente boa e, também, gera uma vazão que contribui significativamente para os sistemas de efluentes líquidos [3].
Drenagem de Água de Processo	A água pode ser utilizada em contato direto com as correntes de processo, e deve ser drenada, após separação das fases orgânica e aquosa. Devido ao contato entre a água e os compostos orgânicos, o efluente dessa drenagem possui características orgânicas, e tem que ser descartado para o sistema de efluente [3].

Armazenamento do Óleo Cru e dos Produtos	O armazenamento de produtos intermediários gera um efluente que contém poli-sulfetos e sulfeto de ferro. Já o armazenamento dos produtos finais pode gerar efluentes alcalinos de alta DBO. Os efluentes oriundos da limpeza dos tanques podem conter grandes quantidades de óleo, sólidos em suspensão e terem alta DQO [4].
Dessalgação de Petróleo	Inicialmente é adicionada água no petróleo para a dissolução dos sais e a seguir esta água é removida através de decantação. A água decantada forma uma salmoura emulsionada com hidrocarbonetos e outros contaminantes do petróleo, que são encaminhados para tratamento [2].
Regeneração de Resina de Troca Iônica	Normalmente, a regeneração das resinas que trocam cátions é realizada com ácido sulfúrico ou clorídrico e as que trocam ânions através de soda cáustica. Assim, o efluente altamente salino proveniente dessas regenerações possui pH bastante ácido ou alcalino [3].
Craqueamento Térmico	Os efluentes são gerados nos acumuladores do fracionador e contêm óleo, amônia, fenol e sulfetos. Esse efluente é extremamente alcalino [4].
Craqueamento Catalítico	Este efluente é gerado nos retificadores a vapor e nos topos dos fracionadores. Essa é uma das etapas que produz maior quantidade de águas salinas. O efluente é alcalino, possui altas DBO e DQO e contém óleo, sulfetos, amônia e fenol [5].
Fracionamento	Os efluentes das etapas de destilação são gerados no topo dos fracionadores, e contêm altos teores de sulfetos, óleo, cloretos, mercaptanas e fenóis. Os condensadores barométricos, que são equipamentos utilizados para promover a redução da pressão na destilação a vácuo, também geram efluentes que contêm emulsões de óleo e água muito estáveis [4].
Hidricraqueamento	O efluente dessa etapa do processamento contém altos teores de sulfetos, fenóis e amônia [4].
Reforma Catalítica	O volume de efluente gerado nesta etapa é relativamente pequeno, e o mesmo contém sulfetos, sendo também possível a presença de amônia, mercaptanas e óleo [4].
Coqueamento	O efluente dessa etapa é altamente alcalino, contêm sulfetos amônia, sólidos em suspensão e tem alta DQO [6].
Polimerização	O volume de efluente gerado nesta etapa é relativamente pequeno, entretanto contém altos teores de sulfetos, mercaptans e amônia [4].
Alquilação	Os efluentes são gerados nos acumuladores da seção de fracionamento, no reator de alquilação e na seção de lavagem cáustica. Eles se caracterizam por conter sólidos dissolvidos e em suspensão, sulfetos e catalisador gasto (normalmente ácido sulfúrico ou fluorídrico), têm alta DQO e baixo pH [4].
Isomerização	Os efluentes gerados na etapa de isomerização se caracterizam por conter fenóis e outros materiais que demandam oxigênio [4].

Extração por Solvente	Esses efluentes contêm solventes tais como: fenóis, glicóis e aminas, assim como óleo [4].
Desparafinação	Esse efluente contém o solvente utilizado no processo, oriundo de vazamentos. Normalmente esse solvente é a metil-etil-cetona [4].
Hidrotratamento	Os efluentes são gerados principalmente nos acumuladores dos fracionadores e nos retificadores a vapor, e contêm sulfetos e amônia, podendo também conter fenóis [4] [6].
Desasfaltação	Contém pequenas quantidades de sulfetos, óleo e amônia [4].
Processo de Adoçamento	O efluente dessa etapa consiste basicamente em soda cáustica exausta, que contém teores altíssimos de compostos de enxofre e fenólicos, dependendo do produto que é tratado. Os catalisadores e as soluções de tratamento (ex. aminas) também podem aparecer nos efluentes, assim como pequenas quantidades de óleo [4] [6].
Hidroacabamento de óleos lubrificantes	A hidrogenação dos óleos lubrificantes gera águas de lavagem, lodos e descargas de amostragem. Os efluentes contêm altos teores de sulfatos, sulfonatos, emulsões estáveis de óleo e água, além de sólidos em suspensão. No caso de ser realizada a recuperação de ácido proveniente de tal lodo, efluentes ácidos serão gerados, assim como compostos de enxofre e óleo emulsionado [4] [6].

[1] (SANTOS, 2010); [2] (VANELLI, 2004); [3] (MUSTAFA, 1998); [4] (ECKENFELDER, et al., 1970); [5] (GURNHAM, 1965)
[6] (EPA, 1995)

2.2.3. Tratamentos de Efluentes em Refinarias de Petróleo

Geralmente, os efluentes produzidos nas refinarias são tratados em estações de tratamento nas próprias refinarias, sendo posteriormente reconduzidos ao meio hídrico, ou são encaminhados para estações de tratamento de efluentes urbanos (SANTOS, 2010).

Nem todos os efluentes demandam as mesmas etapas de tratamento. Logo, as refinarias podem utilizar sistemas de segregação para distinguir os efluentes. Esta divisão também propicia uma maior economia e maior eficiência no tratamento (MARIANO, 2001).

Apesar dos diversos tipos de tratamentos de efluentes convencionais existentes e aplicados para efluentes de refinarias de petróleo, eventualmente eles não são capazes de atender aos rigorosos padrões de qualidade devido a descontroles pontuais de processos que levam as altas concentrações de contaminantes, baixa eficiência ou altos custos de tratamento (GHAFFOURA, et al., 2009).

Há duas etapas básicas de tratamento. A primeira etapa consiste em tratamentos mecânicos e físico-químicos seguido pelo tratamento avançado do efluente primário pré-tratado.

O tratamento preliminar é essencial, uma vez que permite a utilização eficiente e prolongada da unidade de tratamento secundário. Nesta etapa, os componentes como sólidos suspensos (SS), líquidos imiscíveis e substâncias coloidais (ou dispersões), são reduzidos de forma significativa (RENAULT, et al., 2009). Esta separação/tratamento é conseguida mecanicamente pela força da gravidade em separadores do tipo API (American Petroleum Institute) ou os interceptores placa de coalescência, CPI (também conhecido como interceptores de placas paralelas (PPI) ou interceptadores placa ondulada) (MULTON, et al., 2008).

A etapa mecânica é seguida pela físico-química, na qual a concentração de metais pesados é reduzida e os sólidos em suspensão de pequenas dimensões são reduzidos a níveis ainda menores através da aglomeração em partículas de grandes dimensões, facilitando a remoção (EL NAAS, et al., 2009b).

O objetivo desta etapa é reduzir o nível de contaminação de efluentes a limites permitidos para descarte em corpos hídricos. Embora os sistemas biológicos sejam capazes de remover muitos dos compostos orgânicos, os componentes recalcitrantes não são devidamente eliminados. Efluentes de refino do petróleo contêm um elevado número de compostos refratários (CHAVAN, et al., 2009); por conseguinte, degradar estes completamente apenas através de rotas biológicas torna-se difícil.

O tratamento químico deste tipo de efluente é realizado através de processos de Coagulação/Floculação ou processos de Flotação por Ar Dissolvido (FAD). Estes processos são amplamente utilizados em grande escala, sendo verificada sua indicação no tratamento de efluentes de refinarias de petróleo (VERMA, et al., 2010).

FAD é aplicado para a remoção de hidrocarbonetos livres e emulsionados. Alguns pesquisadores relataram o tratamento eficiente de efluentes oleosos de refinaria pelo FAD (ABO-EL ELA, et al., 1980) (HAMI, et al., 2007), estes indicam vantagens, incluindo uma operação rápida, baixa necessidade de espaço, alta eficiência de remoção, flexibilidade de aplicação para vários poluentes em várias escalas e baixo custo (CHAVADEJ, et al., 2004).

Os coagulantes mais utilizados são sais de ferro (KARTHINK, et al., 2008), o alumínio (ZHOU, et al., 2008), e cal (GINOS, et al., 2006). Estes coagulantes promovem a aglomeração de partículas, reduzindo as cargas eletrostáticas superficiais das partículas, isso em uma região pH ácido onde as espécies metálicas hidrolisadas são abundantes.

Processo combinados, anaeróbio-anóxico-aeróbio são amplamente utilizados em estações de tratamento de efluentes. Suas vantagens incluem; alta eficiência de remoção de poluentes, desempenho estável, capacidade de absorver choque de cargas, economia de energia na aeração, a capacidade de produzir lodos estáveis usando nitrato para oxidar o afluente, o processo *preanoxic* requer menos oxigênio na etapa de aeração e elimina o custo da adição de metanol (METACALF, et al., 2003) (JIANG, et al., 2012).

Como já foram mencionados, os métodos para o tratamento aplicados a efluentes de refinarias de petróleo incluem coagulação (EL NAAS, et al., 2009b), técnicas biológicas (JOU, et al., 2003) (RAHMAN, et al., 2006), adsorção (EL NASS, et al., 2009a) e a oxidação química (ABDELWAHAB, et al., 2009).

As tecnologias, tais como membranas (LI, et al., 2006) e oxidação catalítica por ar úmido assistida por microondas (SUN, et al., 2006) também têm sido relatados. Geralmente, estes métodos envolvem a transferência de contaminantes a partir de um meio para outro, portanto, outro passo é necessário para a eliminação destes compostos.

Nos tratamentos através de oxidação química, no entanto, as taxas de reação são muito baixas (HUANG, et al., 1995) e uma grande quantidade de oxidantes são necessários ao tratamento de grandes quantidades de resíduos (que são típicas de efluentes industriais) limitam a sua aplicação (GUO, et al., 2005).

Entre os numerosos Processos de Oxidação Avançada (POA), a degradação fotocatalítica heterogênea é indicada como sendo uma tecnologia de tratamento altamente eficaz (LI PUMA, et al., 2003). A escolha desta técnica é baseada no grande potencial para a completa mineralização de efluentes biológicos, sendo o catalisador não-tóxico, de baixo custo e facilmente disponível (LAOUFI, et al., 2008) (GAYA, et al., 2008).

Dentro da gama de processos biológicos, *Rotating Biological Contactors* (RBC) ou Biodiscos, se apresentam como uma alternativa para o processo de Lodos Ativados. O RBC tem um meio sólido que propicia o crescimento microbiano em um biofilme estático. O sistema é organizado em uma série de placas ou discos que são girados sobre um eixo através de motor ou a unidade de ar, os discos ficam parcialmente submersos. Evidências crescentes sugerem que conjuntos de RBC podem oferecer reparações de contaminante específico para moléculas de determinados hidrocarbonetos incluindo aromáticos e até metais pesados (HASSARD, et al., 2015).

O sistema RBC é responsável pela remoção de nutrientes através de processos de nitrificação e desnitrificação (CORTEZ, et al., 2008). A remoção de fósforo em sistemas RBC ainda é um desafio, pois é difícil controlar as condições aeróbias e anaeróbia para o crescimento de *Phosphorus Accumulating Organisms* (PAO), que são um grupo de bactérias que, sob certas condições, atuam na remoção de grandes quantidades de fósforo em efluentes. (HASSARD, et al., 2015).

De modo geral, os processos unitários utilizados no tratamento de efluentes são combinados sucessivamente, formando sistemas de tratamento para que se obtenham graus de depuração cada vez maiores e, portanto, melhor qualidade para o efluente. Cada uma dessas etapas do tratamento pode ser realizada por tecnologias já consagradas como (COLLARES, 2004):

1. **Remoção de óleo e graxa:** Separadores API, Filtro Shell, Separador de Precipitação Contínua, Ultrafiltros Poliméricos, Microfiltro Cerâmico, Flotação Ar Dissolvido, Flotação Ar Induzido.
2. **Remoção inorgânica:** Clarificador de contato de sólidos, Separador Lamella, Separador Polimérico, Precipitação, Oxidação/Reducão.
3. **Tratamento biológico:** Estripagem Ar/Vapor, Tratamento Anaeróbico, Filtro Biológico, Biodiscos Rotativos, Lodos Ativados, Sistema de Tratamento de Efluentes PACT®, Nitrificação/Denitrificação, Biorreatores com Membranas (MBR's).
4. **Tratamento terciário:** Filtração de meios múltiplos, Filtração ascendente, Filtração com carvão, Filtração de areia por gravidade, Filtração polimérica, Filtração cerâmica, Ultrafiltração, Clarificador por adsorção, Filtração com cartuchos, Filtros de mangas, Eletrodiálise Reversa (EDR).
5. **Pré-tratamento para desmineralização:** Troca iônica seletiva, Abrandamento, Adsorvedores poliméricos, Desinfecção, Remoção desinfetante, Antiincrustantes, Modificação de pH, Radiação Ultravioleta, Degaseificação, Decloração.
6. **Desmineralização:** Osmose Inversa, Troca Iônica, Evaporação, Deionização Contínua, Nanofiltração.
7. **Concentração da salmora:** Recompressão Mecânica, Cristalizador/Evaporador, Concentrador de Salmora, Circulação Forçada.
8. **Manipulação de sólidos:** Adensamento por gravidade, Filtro de Correia, Filtro Prensa, Secador de Lodo, Sistema de regeneração de ar úmido.

As tecnologias mencionadas anteriormente não devem ser vistas como as únicas, tendo em vista os avanços tecnológicos posteriores a referência em questão.

A Figura 6, apresentada a seguir, mostra um fluxograma típico de um tratamento de efluente de uma refinaria de petróleo.

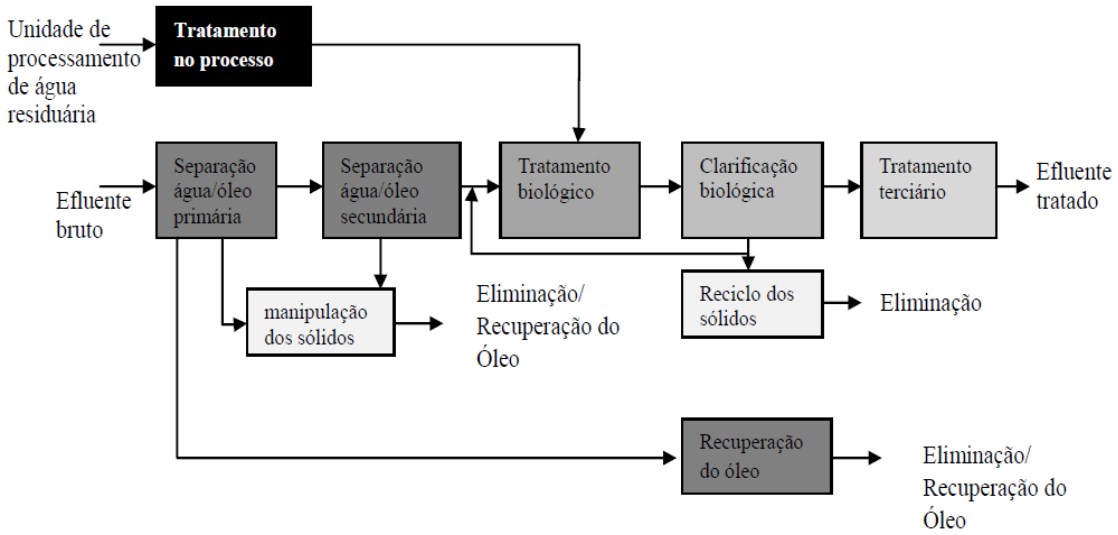

Figura 6. Fluxograma típico de tratamento de efluentes de refinarias de petróleo (SILVA JUNIOR, 2011)

Em outra abordagem, a concentração e carga desses constituintes, denominados "carga efluente bruta", variam nas subcategorias. As tecnologias de tratamento e controles existentes, conforme praticada pela indústria, incluem tanto o tratamento do efluente final, denominado *end-of-pipe*, quanto o pré-tratamento interno ao processo, *in-plant*. Muitas das correntes internas individuais tais como águas ácidas oriundas do craqueamento ou da destilação, têm um efeito altamente prejudicial ao tratamento biológico. Consequentemente, essas correntes individuais são pré-tratadas antes de serem direcionadas às estações de tratamento de efluentes da refinaria.

As instalações de coleta, segregação e tratamento dos efluentes líquidos podem ser classificadas em 2 grupos: 1º pré-tratamento - que é realizado internamente nas etapas de processo para eliminação de contaminantes específicos àquele processo e 2º geral - referente ao tratamento da mistura das correntes finais de cada processo unitário (*end-of-pipe*). Quase todas as refinarias possuem um ou mais separadores gravimétricos de água-óleo sendo esse equipamento considerado como a linha divisória entre os tratamentos *in-plant* e o *end-of-pipe* (COLLARES, 2004).

3. METODOLOGIA

Foram adotados princípios das normas ABNT NBR ISO 14040 e 14044 para Gestão Ambiental e Avaliação do Ciclo de Vida – princípios e estrutura (ABNT, 2009a) e requisitos e orientações (ABNT, 2009b). Partindo-se da premissa de que incontáveis fatores influenciam os parâmetros e condições operacionais avaliadas, o trabalho foi conduzido de forma a avaliar o desempenho ambiental do sistema de tratamento de efluentes industriais de uma refinaria de petróleo a partir da elaboração do Inventário de Ciclo de Vida (ICV). Com isso, espera-se que este trabalho possa ser revisto e ou refinado até o ponto de se desenvolver um estudo mais amplo em todos os aspectos que caracterizam uma Avaliação de Ciclo de Vida (ACV).

Para a análise do desempenho ambiental, foi empregado o software SimaPro que tem sido frequentemente utilizado em pesquisas de ACV em sistemas de tratamento de efluentes. Para a Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV), o método escolhido foi o ReCiPe 2008.

A Unidade Funcional (UF) escolhida, ou a base para a comparação entre tratamentos e respectivas rotas, foi o volume de 1 (um) metro cúbico de efluente tratado. Todas as emissões, materiais e consumo de energia foram então referidas a esta UF, que será tratada no texto como ***impacto por m^3 de efluente tratado***.

Além disso, uma análise crítica dos métodos da AICV, aplicados a sistemas de tratamento de efluentes, foi realizada através de uma análise de sensibilidade aplicando os métodos *Environmental Priority Strategies in product design* (EPS), *Environmental Design of Industrial Product* (EDIP) 2003, Ecological Scarcity 2006 (ou Ecopoints) e AICV IMPACT 2002+.

3.1. Descrição das Etapas de Tratamento da ETDI

A ETDI que serviu de base para a avaliação deste estudo, passou por uma ampliação com o objetivo de aumentar a eficiência de tratamento e garantir o seu enquadramento na legislação ambiental aplicável (CONAMA 430/2011 e/ou FEPAM, o que for mais rigoroso). À época do projeto, a ETDI teria ampliada sua capacidade para tratar os efluentes já produzidos e os gerados após a implantação das novas Unidades de Hidrotratamento (UHDT), Alquilação (UALQ), Craqueamento Catalítico Fluido de Resíduos (URFCC), Coqueamento Retardado (UCR), Desaromatização de Solventes (UDS), Unidades de Produção de Metil-tert-Butil-Éter (MTBE),

Unidade de Geração de Hidrogênio (UGH) e Unidade de Ácido Sulfúrico. A Tabela 8 apresenta as unidades de tratamento da ETDI antes e após a ampliação (FERREIRA, et al., 2000).

Tabela 8. Unidades dos sistemas de tratamento - Antigo e Novo da ETDI

Sistema Antigo	**Sistema Novo**
Gradeamento	Gradeamento
Desarenador	Desarenador
Separador de óleo tipo API	Separador de óleo tipo API
Separador de óleo tipo APP	Separador de óleo tipo APP
Bacia de Aeração (BAE)	Flotador (FAD)
	Bacia de Aeração (BAE)
	Biodiscos
	Clarificador

A seguir é apresentada a dinâmica do sistema de tratamento segundo descrições de Ferreira et al (2000).

A primeira etapa do processo de tratamento é a desarenação. O efluente chega à ETDI através das tancagens e tubovias. O efluente das tubovias é proveniente da água da chuva que de alguma forma sofreu contaminação, por exemplo, ao entrar em contato com equipamentos na área industrial.

O sistema prevê para períodos de chuvas, onde a vazão de efluente acaba aumentando, “rotas alternativas” para o volume excedente. Este sistema tem capacidade de direcionar este pico de vazão à Bacia de Águas Contaminadas (BAC), e se o volume da BAC não for suficiente para o efluente, o mesmo pode ser escoado para um Tanque de Águas Contaminadas (TAC). Quando o período de chuvas é muito intenso e a vazão se torna muito elevada, há a possibilidade de escoar o efluente da BAC diretamente para a Bacia de Aeração (BAE).

Admitindo que não haja a necessidade de escoá-lo para a BAC, o efluente que sai do desarenador é encaminhado para o coletor geral, onde o efluente contaminado e o efluente oleoso se misturam. O efluente oleoso também possui um Tanque de Águas Oleosas (TAO) para quando a sua vazão é elevada, e esse efluente não pode ser totalmente enviado para o coletor geral. Ao saírem do coletor geral, os efluentes são encaminhados para a etapa de remoção de

óleo, formada por dois separadores de óleo: um separador API e um separador de placas paralelas (PPI).

Após a etapa de separação do óleo, o efluente é encaminhado para o Flotador por Ar Dissolvido (FAD), onde vai sei juntar ao efluente sanitário. Na etapa de flotação, são adicionados produtos químicos para auxiliar o processo, como coagulante e polieletrólito.

O tratamento secundário tem início após à flotação. O efluente do FAD é encaminhado para a Bacia de Aeração (BAE). Entre estes processos, existe um Tanque de Equilíbrio, que receberá a dosagem de Tripolifosfato, como auxiliar químico do processo biológico. Na entrada da BAE, é dosado Hidróxido de Cálcio, que tem o objetivo de garantir a alcalinidade necessária ao processo de nitrificação na BAE e nos Biodiscos.

Em seguida, o efluente é enviado para uma sequência de quatro conjuntos de biodiscos: o primeiro destinado à remoção de carga orgânica residual do sistema existente; o segundo destinado à remoção de nitrogênio amoniacal; o terceiro à remoção de nitrato (desnitrificação); e o quarto como polimento final. Na entrada do Biodisco de Nitrificação, ocorre a dosagem de Carbonato de Sódio com a finalidade de ajustar a alcalinidade. O fornecimento da fonte de carbono para o conjunto de Biodiscos denitrificantes será feito através da dosagem de Metanol. Após estes conjuntos de Biodiscos, o efluente passa por uma clarificação em um Decantador, que é a última etapa do tratamento antes do efluente ser lançado no rio.

A Figura 7 apresenta uma ilustração da sequência de tratamento da ETDI estudada, além de indicar os pontos de dosagem de produtos químicos e a rota de descarte de lodo gerado.

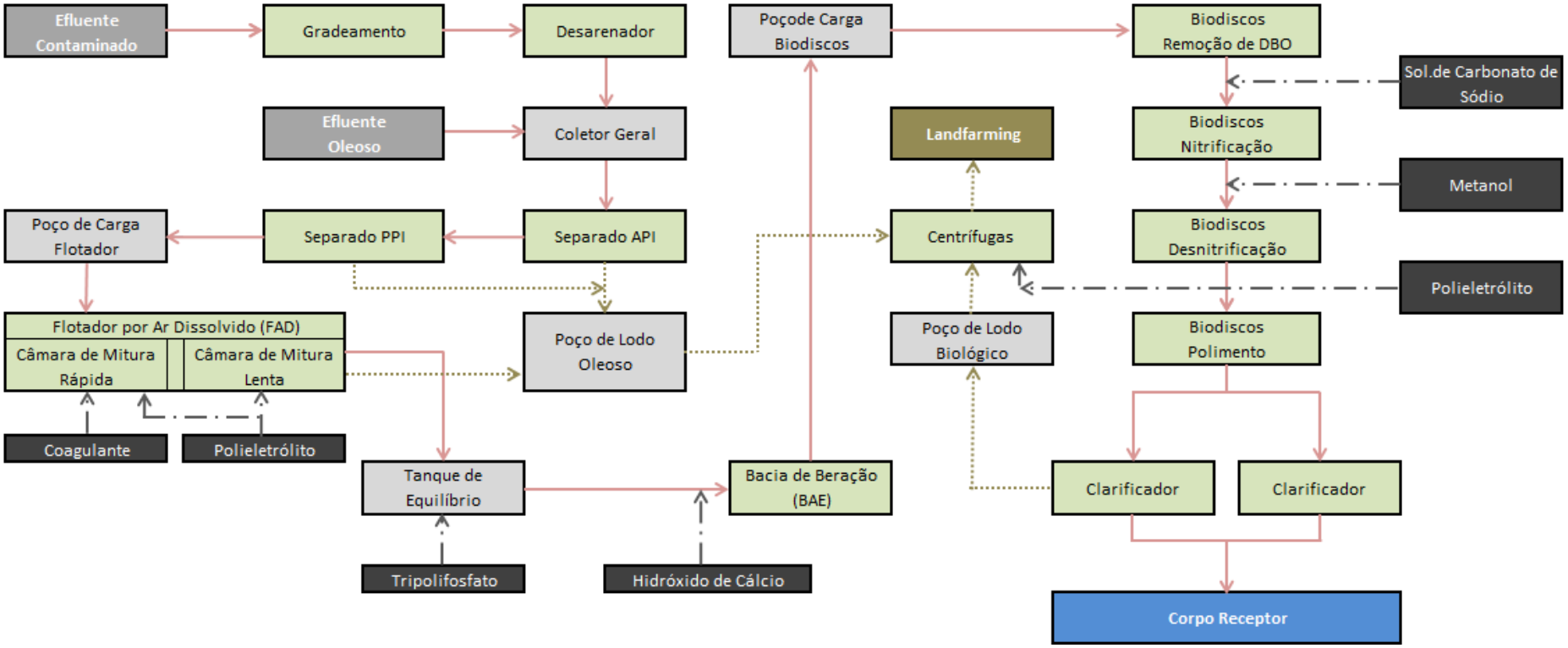

Figura 7. Diagrama ilustrativo das unidades de tratamento da ETDI, dos pontos de dosagem de produtos químicos e descarte de lodo

Legendas:

- Unidades de Processo/Tratamento.
- Sistemas de reservatórios/Equalização de Vazão.
- Ponto de entrada do efluente contaminado na ETDI.
- Dosagem de Produtos Químicos.
- Ponto de Saída do Efluente Tratado da ETDI.

Efluente

Produto Químico

Lodo

3.2. Definição de Sistema de Produto

A construção do ICV seguiu princípios da série de normas ISO 14040 e foi desenvolvida em planilhas (Excel), a partir de aspectos ambientais relativos aos sistemas. A Figura 8 traz um fluxograma com o sistema de produto que será aplicado na construção do inventário, onde são contempladas as entradas e saídas principais dos sistemas, incluindo os subprodutos.

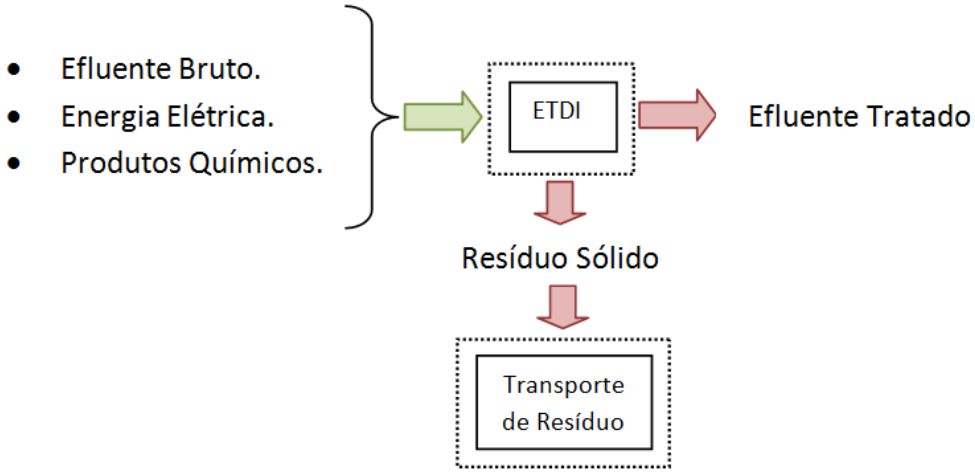

Figura 8. Escopo do ICV avaliado. Fonte: Elaboração própria

3.3. Unidade Funcional – UF

A unidade funcional escolhida, ou a base para avaliação da rota de processo, foi o volume de 1 (um) metro cúbico de efluente tratado. Todas as emissões, materiais e consumo de energia foram então referidas a esta unidade funcional, que é tratada no texto como ***impacto por m^3 de efluente tratado.***

3.4. Metodologia de AICV Selecionada

O método de avaliação de impacto ambiental para a etapa da AICV foi o ReCiPe 2008. Para a avaliação de impacto nas categorias intermediárias, foi selecionado o método "ReCiPe Midpoint (E) versão 1.04/World ReCiPe E/E" para a etapa de classificação e caracterização. Para as análises dos pontos finais de categoria e para os diagramas de Sankey, é utilizado o método "ReCiPe Endpoint (E) / World ReCiPe E/E", disponível no programa.

3.5. Fronteira do Sistema

A seguir, na Figura 9, é apresentada através de um fluxograma, a delimitação da fronteira do sistema para elaboração do Inventário de Ciclo de Vida.

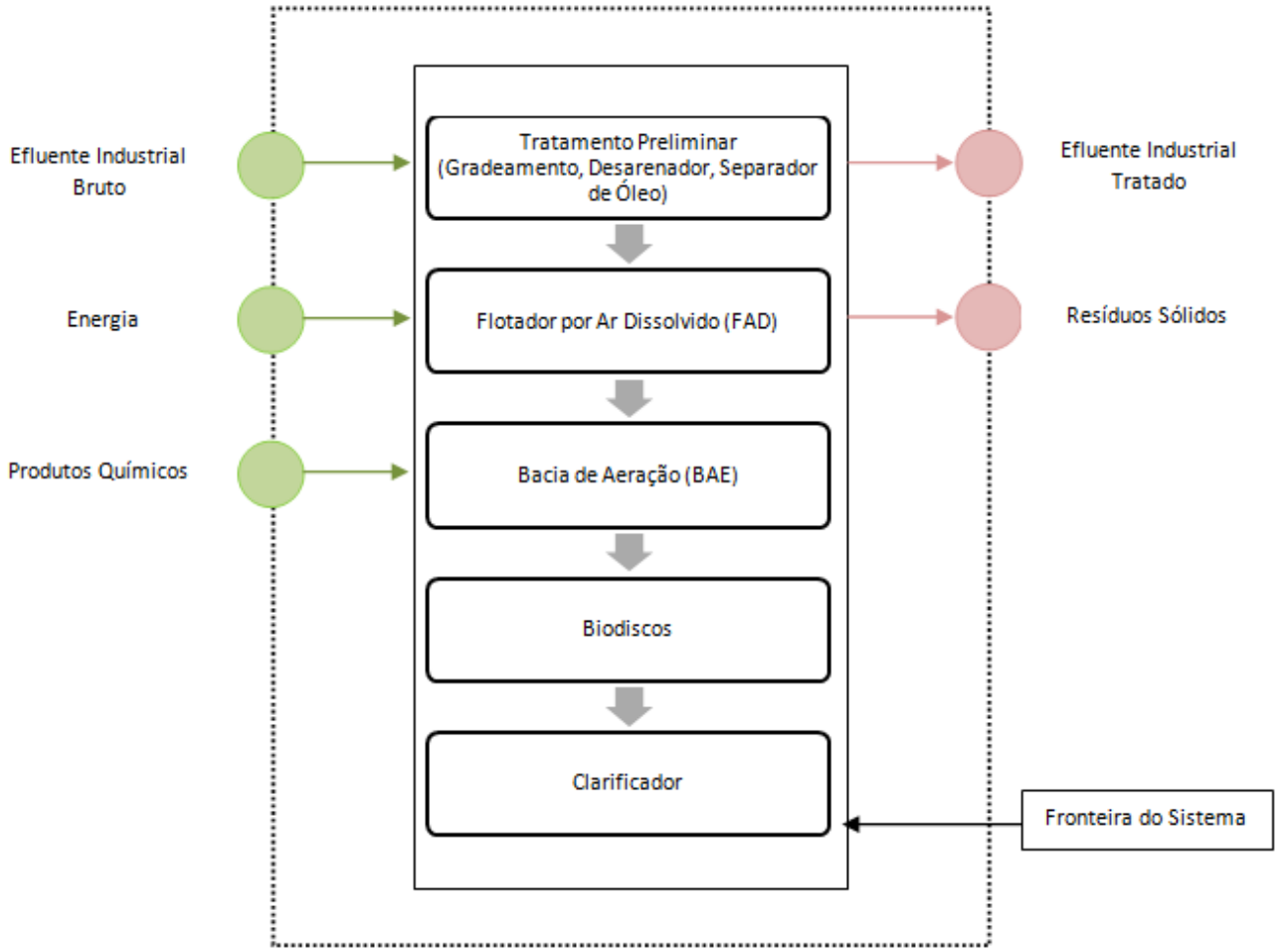

Figura 9. Esquema do processo de tratamento da ETDI. O limite da análise é representado pela Fronteira do Sistema.
Fonte: Elaboração própria

3.6. Inventário do Ciclo de Vida (ICV)

Como definido pela fronteira do sistema, na construção do ICV considerou-se apenas a etapa de operação dos ETDI, não sendo contempladas, dessa forma, informações sobre as etapas de coleta e transporte do esgoto, implantação e descomissionamento dos sistemas e equipamentos. Sendo assim, baseado nas definições abordadas nas seções anteriores, a seguir é apresentada a caracterização das emissões e produtos que compõem o ICV.

3.6.1. Caracterização Qualitativa e Quantitativa das Emissões e Produtos da ETDI

A caracterização será realizada para os seguintes componentes:

- **Emissões Líquidas:** determinação quantitativa da vazão média tratada (m^3/h) e caracterização qualitativa do efluente tratado;
- **Energia Consumida:** determinação da energia consumida em cada etapa de tratamento;
- **Produtos Químicos:** determinação qualitativa e quantitativa de produtos químicos aplicados por etapa de tratamento;
- **Resíduos Sólidos Gerados:** determinação quantitativa dos resíduos sólidos gerados.

<u>Emissões líquidas</u>

Ferreira *et al* (2000) descrevem a situação da ETDI antes da sua ampliação, e as premissas e critérios de projeto de sua ampliação, bem como o uso de plantas-piloto para determinação de parâmetros de projeto e os novos sistemas, unidades e equipamentos projetados. Neste sentido, a vazão de efluente, em tempo seco e antes da ampliação, era de cerca de $300m^3/h$, com grandes e frequentes picos durantes chuvas fortes. Já a vazão de projeto indicada para a ETDI seria de $470m^3/h$ e em tempos de pico chegaria a $700m^3/h$.

Após a concretização da ampliação da ETDI, D'Almeida (2011) propôs a identificação dos efluentes gerados e a avaliação da possibilidade de reuso como água de reposição para as Torres de Resfriamento. As características físico-químicas do efluente tratado foram obtidas através do Sistema de Automonitoramento da refinaria (SISAUTO). As planilhas do SISAUTO constam nos relatórios enviados mensalmente ao Órgão Ambiental do Estado. Neste sentido, o trabalho foi desenvolvido através de uma coleta de dados *in loco*, o que torna os dados primários e de qualidade. Os dados foram coletados para o período de 1º de Janeiro de 2011 a 28 de Fevereiro de 2011. Para este período, a vazão média registrada pelo SISAUTO foi de aproximadamente 428 m^3/h. Este valor é próximo do estimado em projeto e citado por Ferreira *et al* (2000).

- Vazão de Pico: 700 m^3/h.
- Vazão de Projeto: 470 m^3/h.
- Vazão Real: 428 m^3/h.

A caracterização do efluente gerado na refinaria, após todas as etapas de tratamento, foi baseada em três referências ilustradas na Tabela 9 abaixo. Os parâmetros com duas referências representam uma média dos valores.

Tabela 9. Caracterização do efluente de uma refinaria de petróleo tratado

Parâmetros	Unidade	Efluente Tratado
DBO [2][3]	mg/L	27,0
DQO [2][3]	mg/L	82,0
SST [3]	mg/L	29,0
Fósforo Total [3]	mg/L	0,8
Nitrogênio Total [3]	mg/L	14,0
OG [3]	mg/L	4,0
Fenóis [3]	mg/L	0,014
Sulfetos [2] [3]	mg/L	0,073
Mercúrio [3]	mg/L	0,0026
Zinco [3]	mg/L	0,23
Manganês [3]	mg/L	0,17
Cianetos [2]	mg/L	0,04

[1] (FERREIRA, et al., 2000); [2] (D'ALMEIDA, 2011); [3] (HARTMANN, 2004)

Energia Consumida

A estimativa da energia elétrica consumida no sistema de tratamento em questão foi estruturada a partir da especificação de cada um dos sistemas e aplicação de valores encontrados na literatura e/ou em fornecedores. Os detalhamentos das composições, valores, premissas e referências estão apresentadas no APÊNDICE A - Estimativa de Consumo de Energia. A seguir, na Tabela 10 são apresentados os valores do consumo de energia para cada uma das etapas de tratamento.

Tabela 10. Consumo de energia elétrica da ETDI

Etapa do Tratamento	Energia Consumida	
	kWh	kWh/m^3
Gradeamento	0,08	0,0002
Desarenador	4,0	0,01
Separador de Óleo	4,0	0,01
FAD	105	0,25
BAE	388	0,91
Biodisco	161	0,38

Clarificador	2,5	0,01
Bombas Dosadoras	2,5	0,01
Outras Bombas	714	1,7
Centrífuga	15	0,03
Total	1.420	3,3

Produtos Químicos

A estimativa dos produtos químicos consumidos no sistema de tratamento avaliado, foi estruturada a partir da especificação de cada um dos sistemas que são assistidos quimicamente, aplicando valores encontrados na literatura e/ou em fornecedores. O detalhamento da: composição, valores, premissas e referências são apresentadas no APÊNDICE B - Estimativa de Produtos Químicos Consumidos. A seguir, a Tabela 11 apresenta os produtos químicos consumidos, os sistemas aplicados e a dosagem. Já a Tabela 12 apresenta o total consumido de cada produto para a unidade funcional definida no estudo (1 m^3 de efluente tratado).

Tabela 11. Produtos químicos consumidos e dosagem aplicada por sistema

Produto Químico	Sistema de Aplicação	Dosagem
Polieletrólito	FAD – Bacias de Mistura, Rápida e Lenta	2 g/m^3
	Centrífuga	6 g/Kg
Coagulante	FAD – Bacia de Mistura Rápida	45 g/m^3
Tripolifosfato	Tanque de equilíbrio do flotador	4 g/m^3
Carbonato de Sódio	Biodiscos Nitrificantes	5 g/m^3
Hidróxido de Cálcio	Entrada da BAE	90 g/m^3
Metanol	Biodiscos Denitrificantes	27 g/m^3

Tabela 12. Quantidades de produtos químicos consumidos na ETDI para uma vazão de operação de 428 m^3/h

Produtos Químicos	Valor (Kg/h)
Polieletrólito (Dosado no FAD)	0,9
Polieletrólito (Dosado na centrífuga)	10,4
Coagulante (Sulfato de Alumínio)	19,0
Tripolifosfato	1,5
Carbonato de sódio	2,1
Hidróxido de cálcio	39,0
Metanol	12,0

Resíduos Sólidos Gerados

A estimativa de resíduos sólidos gerados no sistema de tratamento em questão foi estruturada a partir da consideração do lodo produzido no SAO (API e PPI), FAD e Biodiscos. Os sólidos removidos pelo gradeamento e pelo sistema de desarenação não são considerados neste estudo. A estimativa de produção de lodo em cada um dos sistemas teve como base valores encontrados na literatura e/ou em fornecedores. O detalhamento da composição, valores, premissas e referências é apresentado no APÊNDICE C - Estimativa de Resíduos Sólidos Gerados. A seguir, a Tabela 13 e 15 apresentam os quantitativos de produção.

Tabela 13. Produção de lodo úmido

Etapa do Tratamento	Vazão de Lodo
	m^3/h
Separador de Óleo (SAO)	1,54
FAD	4,28
Biodiscos	0,01
Total	**5,83**

Tabela 14. Produção de lodo centrifugado (seco)

Tipo de Lodo	Ton/h
Oleoso	1,738
Biológico	0,003
Total Adotado	**1,74**

Logo, a quantidade de resíduo sólido gerado em cada m^3 de efluente tratado será dado por:

$$\frac{1{,}74\ (\frac{ton}{h})}{428\,(\frac{m^3}{h})} = 0{,}004065\ \text{ton/m}^3 \text{ ou } 4{,}065\ \text{Kg/m}^3$$

O impacto atribuído ao transporte dos resíduos sólidos será dado pela unidade tKm/m^3, sendo o valor considerado para este estudo de 0,28 tKm/m^3. O memorial de cálculo está apresentado no APÊNDICE C – Estimativa de Resíduos Sólidos Gerados.

Dessa forma, as avaliações serão feitas a partir de 4 (quatro) Componentes, formados pelos seus respectivos Subcomponentes.

- **Efluente:** DBO, DQO, SST, Fósforo Total, Nitrogênio Total, OG, Fenóis, Sulfetos, Mercúrio, Zinco, Manganês e Cianetos;
- **Eletricidade:** Gradeamento, Desarenador, SAO, FAD, BAE, Biodiscos, Clarificador, Bombas dosadores, Outras bombas e centrífuga;
- **Químicos:** Polieletrólito, Coagulante, Tripolifosfato, Carbonato de Sódio, Hidróxido de Cálcio e Metanol;
- **Transporte**: Caminhão (Baseado no volume/peso de lodo a ser transportado).

3.7. Análise de Sensibilidade

Para a verificação da robustez dos resultados, é feita uma análise de sensibilidade modificando as metodologias de AICV aplicadas. Após a modificação da metodologia, foram efetuadas simulações utilizando os mesmos dados e verificando as mudanças nos resultados.

Os métodos aplicados na metodologia de Análise de Sensibilidade tiveram como base a indicação de Tourinho (2014). O autor indica que o método ReCipe 2008 é baseado nos métodos CML 2 Baseline 2000 e Eco Indicator 99 (EI99). Sendo assim, o mesmo optou por aplicar os métodos *Environmental Priority Strategies in product design* (EPS), *Environmental Design of Industrial Product* (EDIP) 2003, Ecological Scarcity 2006 (ou Ecopoints) e AICV IMPACT 2002+, por, assim como o ReCiPe 2008, propor uma implementação viável de uma abordagem combinada de pontos intermediários (*Midpoints*) a pontos finais de categoria.

4. RESULTADOS

Os resultados apresentados neste capítulo foram gerados a partir da alimentação do programa SimaPro com os dados do Inventário de Ciclo de Vida (ICV) estruturado para este estudo, e apresentado na Seção 3.7, através do método ReCiPe 2008. A partir deste método de avaliação são analisados os Impactos de Ciclo de Vida nas ategorias intermediárias (*midpoint*), na pontuação única (*endpoint*) e através do diagramas de Sankey.

4.1. Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida

4.1.1. Avaliação do Impacto nas Categorias Intermediárias

A Figura 10 apresenta uma representação dos resultados de potencial de impactos nas categorias contempladas pelo método ReCiPe 2008. A tabela com os valores calculados pelo programa é apresentada no APÊNDICE D – Resultados de Verificação do Impacto nas Categorias Intermediárias.

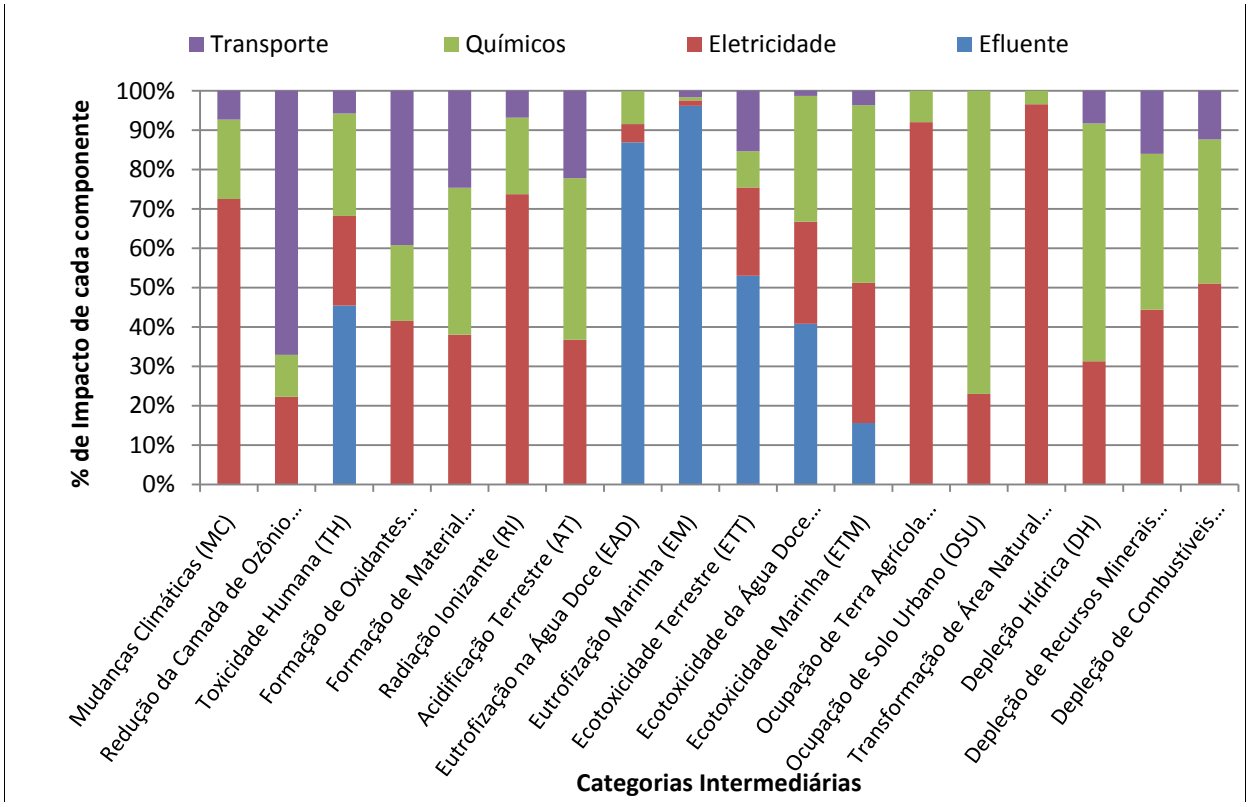

Figura 10. Impacto ambiental potencial dos componentes nas categorias intermediária analisadas

Analisando a Figura 10 é possível depreender que:

- O Efluente foi responsável pelo maior impacto em 5 das 18 categorias (TH, EAD, EM, ETT, ETD). Destas, a maior contribuição foi na Eutrofização Marinha (EM), com cerca de 96%. Ademais, é interessante observar que este componente não apresentou impacto nas demais categorias, além da Ecotoxicidade Marinha (ETM), com 15%;
- A Eletricidade foi responsável pelo maior impacto em 8 das 18 categorias (MC, FOF, FMP, RI, OTA, TAN, DRM, DCF). Destas, a maior contribuição de impacto foi na Transformação de Área Natural (TAN), com 96%. Deve-se observar que a Eletricidade teve contribuição em todas as categorias de impacto, sendo a menor na Eutrofização Marinha (EM), com 1,4%;
- Os Produtos Químicos utilizados foram responsáveis pelo maior impacto em 4 das 18 categorias (AT, ETM, OSU, DH). Destas, a maior contribuição de impacto foi Ocupação de Solo Urbano (OSU), com 77%. Deve-se observar que os Produtos Químicos tiveram contribuição em todas as categorias de impacto, sendo a menor na Eutrofização Marinha (EM), com 0,83%;
- Transporte de resíduo foi responsável pelo maior impacto em apenas 1 das 18 categorias, Redução da Camada de Ozônio (RCO), com 67%. Em outras 3 categorias (OTA, OSU,TAN), as contribuições foram nulas. A menor contribuição positiva registrada foi na Eutrofização na Água Doce (EAD), com 0,02%.

A Tabela 15 resume os componentes mais impactantes para as 18 categorias avaliadas, na unidade em que foram medidas.

Tabela 15. Componentes mais impactantes, e suas respectivas unidades, por categoria intermediária de impacto

Categoria de impacto	**Unidade**	**Componentes**	**Impacto**
Mudanças Climáticas (MC)	kg CO_2 eq	Eletricidade	71%
Redução da Camada de Ozônio (RCO)	kg CFC-11 eq	Transporte	67%
Toxicidade Humana (TH)	kg 1,4-DB eq	Efluente	45%
Formação de Oxidantes Fotoquímicos (FOF)	kg NMVOC	Eletricidade	41%
Formação de Material Particulado (FMP)	kg PM10 eq	Eletricidade	38%
Radiação Ionizante (RI)	kg U235 eq	Eletricidade	73%
Acidificação Terrestre (AT)	kg SO_2 eq	Químicos	41%
Eutrofização na Água Doce (EAD)	kg P eq	Efluente	86%
Eutrofização Marinha (EM)	kg N eq	Efluente	96%
Ecotoxicidade Terrestre (ETT)	kg 1,4-DB eq	Efluente	53%
Ecotoxicidade da Água Doce (ETD)	kg 1,4-DB eq	Efluente	40%
Ecotoxicidade Marinha (ETM)	kg 1,4-DB eq	Químicos	45%
Ocupação de Terra Agrícola (OTA)	m^2a	Eletricidade	92%

Ocupação de Solo Urbano (OSU)	m^2a	Químicos	77%
Transformação de Área Natural (TAN)	m^2	Eletricidade	96%
Depleção Hídrica (DH)	m^3	Químicos	60%
Depleção de Recursos Minerais (DRM)	kg Fe eq	Eletricidade	44%
Depleção de Combustíveis Fósseis (DCF)	kg oil eq	Eletricidade	51%

A seção a seguir apresenta uma avaliação das categorias intermediárias de impacto, a partir da Pontuação Única, agrupadas nos três pontos finais de categoria: Disponibilidade de Recursos (DR), Diversidade do Ecossistema (DE) e Saúde Humana (SH).

4.1.2. Verificação do Impacto nas Categorias Finais – Pontuação Única

A maioria das categorias de impacto do nível intermediário pode ser convertida e agregada nos três pontos finais de categoria (*Endpoints*). De modo geral, as categorias intermediárias têm baixa incerteza, já que estão mais próximas dos resultados do inventário, sendo assim os pontos finais de categoria podem ter incertezas significativas, contudo são mais fáceis de entender e interpretar, que as primeiras (TOURINHO, 2014).

A seguir, a Figura 11 apresenta um gráfico com os pontos finais de categorias disponíveis no método ReCiPe 2008. A tabela com os valores calculados pelo programa é apresentada no APÊNDICE E – Tabela dos Resultados de Verificação do Impacto nas Categorias de Pontuação Única.

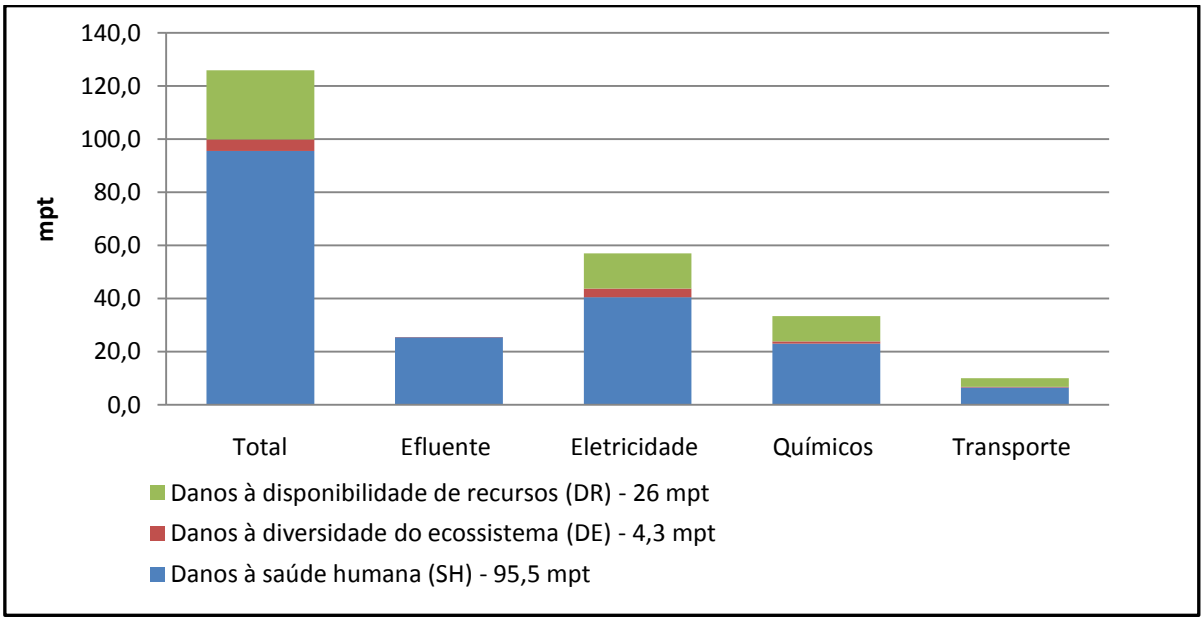

Figura 11. Avaliação de impacto pela Pontuação Única

Os Danos à Saúde Humana (SH) tiveram a maior pontuação total, 95,5 milipontos (mPt), seguidos de Danos à Disponibilidade de Recursos (DR) com 26 mPt e Danos à Diversidade do Ecossistema (DE) com 4,3 mPt. Ao avaliar a contribuição de cada componente para as três categorias, vemos que:

- A Eletricidade foi o componente que apresentou o maior impacto ambiental potencial nos três pontos finais de categoria analisados, com: 40 mPt (SH), 13 mPt (DR) e 3,23 mPt (DE);
- SH e DE tiveram contribuição dos quatro componentes (Eletricidade, Efluente, Químicos e Transporte);
- O Efluente não contribuiu para o impacto apresentado no DR;
- O SH foi o ponto final de categoria mais impactado pelos quatro componentes analisados;
- O Transporte foi o componente que menos impactou nos três pontos finais de categoria;
- A pontuação Única total foi 125,9 mPt de impacto para cada m^3 de efluente tratado.

4.1.3. Verificação da Contribuição do Impacto a Partir do Diagrama de Sankey

Nos itens anteriores, avaliaram-se os impactos ambientais em diferentes categorias para os quatro componentes desenvolvidos. Nesta sessão, para que se tenha uma melhor compreensão da influência de cada componente avaliado, através do método ReCiPe Endpoint (E) / World ReCiPe E/E (fornecido pelo programa de ACV), são elaborados os diagramas de Sankey para os processos. Dessa forma é possível avaliar dentro de cada processo o elemento que contribui majoritariamente para o impacto e assim desenvolver avaliações e conclusões a cerca do desempenho ambiental com possibilidade de orientar ações futuras.

O Diagrama de Sankey é um tipo específico de fluxograma no qual a largura das setas é proporcional à quantidade do fluxo. São usados para visualizar energia, custo ou transferência de materiais entre processos, por setas diferenciadas.

A seguir, a Figura 12 apresenta o diagrama de Sankey para os quatro componentes considerados: Efluente, Eletricidade, Químicos e Transporte.

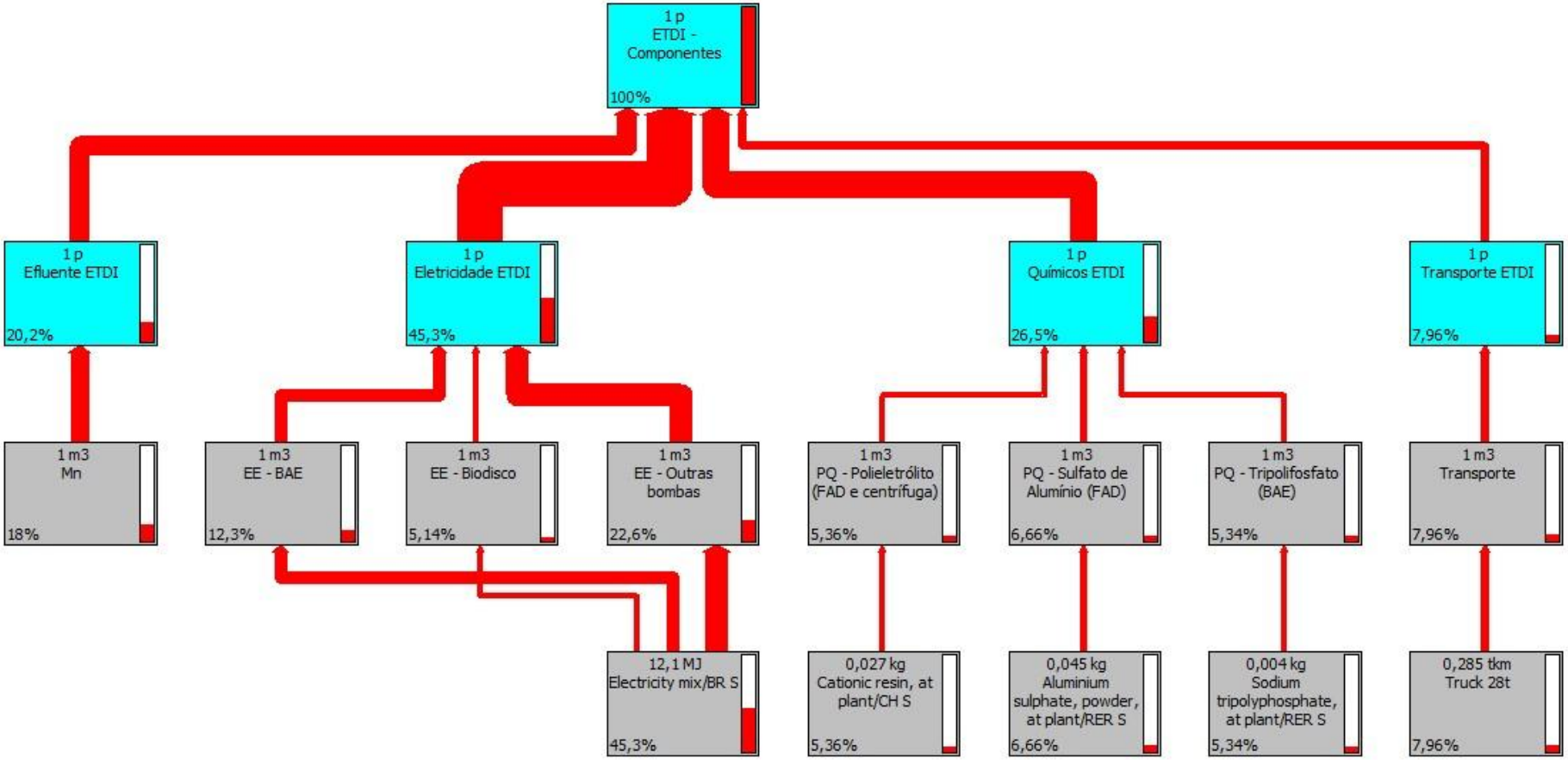

Figura 12. Diagrama de Sankey para os quatro componentes avaliados

Analisando o diagrama de Sankey apresentado na Figura 12 tendo uma nota de corte de 5% (ou seja, considerando apenas impactos com valores de 5%, ou mais, do valor total do impacto do processo), pode-se perceber claramente a contribuição de cada componente no impacto, e que a eletricidade é a que mais impacta, sendo responsável por 45,3%, em relação ao impacto total. Além disso, observa-se que os impactos causados pelo Efluente e pelos Produtos Químicos são relativamente próximos, 26,5% e 20,2%, respectivamente. Já o Transporte tem uma pequena contribuição no impacto, respondendo por aproximadamente 8%. Neste sentido observa-se que:

- Dos 12 subcomponentes que representam a composição do Efluente, o Maganês (Mn) contribui com 18% dos 20,2% do impacto potencial causados pelo Efluente;
- A energia elétrica consumida pela Bacia de Aeração (BAE) (12,3%) e pelas "Outras Bomba" (22,6%) representa 34,9% dos 45,3% de impactos causados pelo componente "Eletricidade", que conta com 10 subcomponentes no total;
- Três dos seis produtos químicos aplicados no tratamento aparecem com contribuições individuais aproximadas entre 5% e 6%, totalizado juntos 17,4% do total de 26,5% de impacto causado pelos componentes "Químicos";
- O transporte é visto como item único. Neste caso, só é possível avaliar seu impacto em comparação com os outros componentes.

Na Figura 13, são apresentados os subcomponentes que mais contribuem com a composição de impacto da análise de desempenho ambiental realizada. A dinâmica desta avaliação, através do método ReCiPe Endpoint (E) V1.04 / World ReCiPe E/E, só permite avaliar os componentes diretamente identificados pela base de dados, ou seja, o componente "Efluente" é avaliado como tendo 0 (zero) de impacto, pois o programa só identifica os subcomponentes que formam o componente. Como "Eletricidade" e "Transporte" foram contemplado de forma unitária eles aparecem diretamente na análise. Neste sentido, a ordem de impacto é desenvolvida individualmente para cada um dos itens.

Pode-se observar que individualmente o Componente "Eletricidade" tem a maior contribuição potencial de impacto. Além disso, pode-se destacar a contribuição de um único subcomponete do "Efluente", o Manganês (Mn), como segundo maior potencial de impacto, superando assim o componente "Transporte". Outro fato marcante é o potencial de impacto de

alguns produtos químicos, como subcomponentes do componente "Químicos", quase se igualarem individualmente ao componente "Transporte", evidenciando assim sua significância.

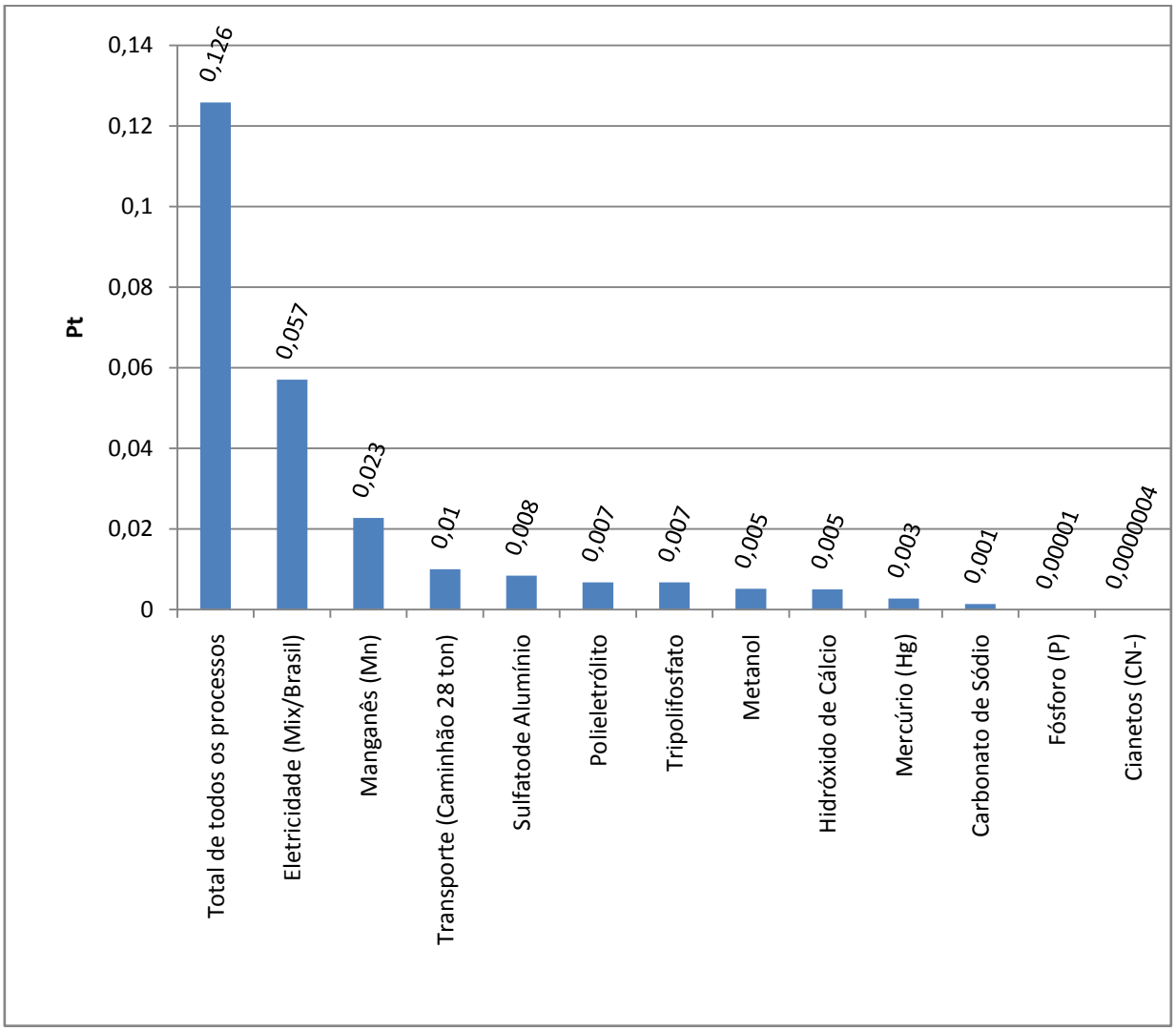

Figura 13. Ordem de contribuição individual na composição do impacto da análise de desempenho ambiental

A seguir, os componentes: Efluente, Eletricidade, e Químicos serão apresentados individualmente em diagramas de Sankey para que seja feita uma expansão da avaliação de contribuição de cada um dos subcomponentes. O componente "Transporte" tem todo potencial de impacto atribuído a somente um subcomponente, "*Truck 28t*". A Figura 14 indica o diagrama de Sankey para o Efluente da ETDI.

Figura 14. Diagrama de Sankey para o componente "Efluente"

O diagrama de Sankey apresentado na Figura 14 foi elaborado com corte de contribuição de 0,001%, já que dos 12 subcomponentes (parâmetros) 8 apresentaram contribuição nula. Dos parâmetros que caracterizam o efluente da ETDI avaliado e que fazem parte do inventário, o Manganês apresenta uma contribuição no impacto avaliado muito superior aos outros parâmetros. Além disso, praticamente toda contribuição (99,9%) de impacto causado por este componente é provocado pelo manganês (Mn) e pelo mercúrio (Hg). A Figura 15, a seguir, apresenta o diagrama de Sankey para a Eletricidade da ETDI.

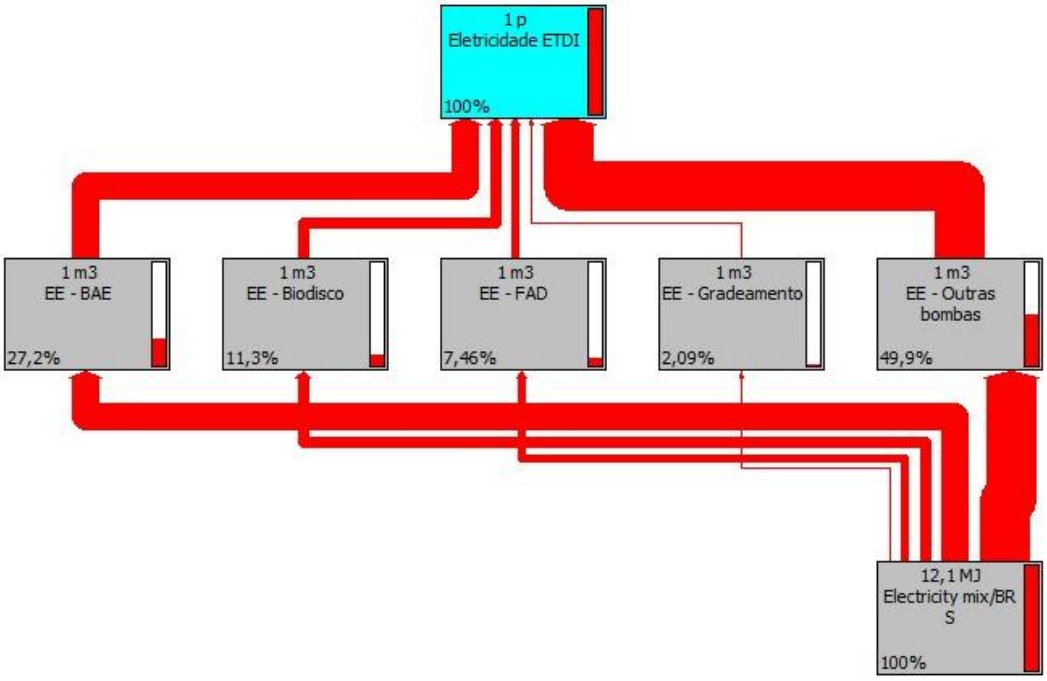

Figura 15. Diagrama de Sankey para o componente "Eletricidade"

O diagrama de Sankey apresentado na Figura 15 foi elaborado com corte de contribuição de 1,0%. Cinco dos dez subcomponentes apresentam contribuição inferior a 1,0%: Bombas Dosadoras (0,3%), Centrífuga (0,89%), Clarificador (0,3%), Desarenador (0,3%) e SAO (0,3%). O subcomponente com maior impacto é "Outras Bombas", composto pelas bombas de transferência entre estágios de tratamento, bombas de recirculação e bombas de descarte de lodo. O segundo maior impacto foi causado pela Bacia de Aeração (BAE), seguido do sistema de Biodiscos. Estes três, de um total de dez subcomponentes, representam quase 90% do impacto causado pela eletricidade. A Figura 16, a seguir, apresenta o diagrama de Sankey para os Produtos químicos aplicados na ETDI.

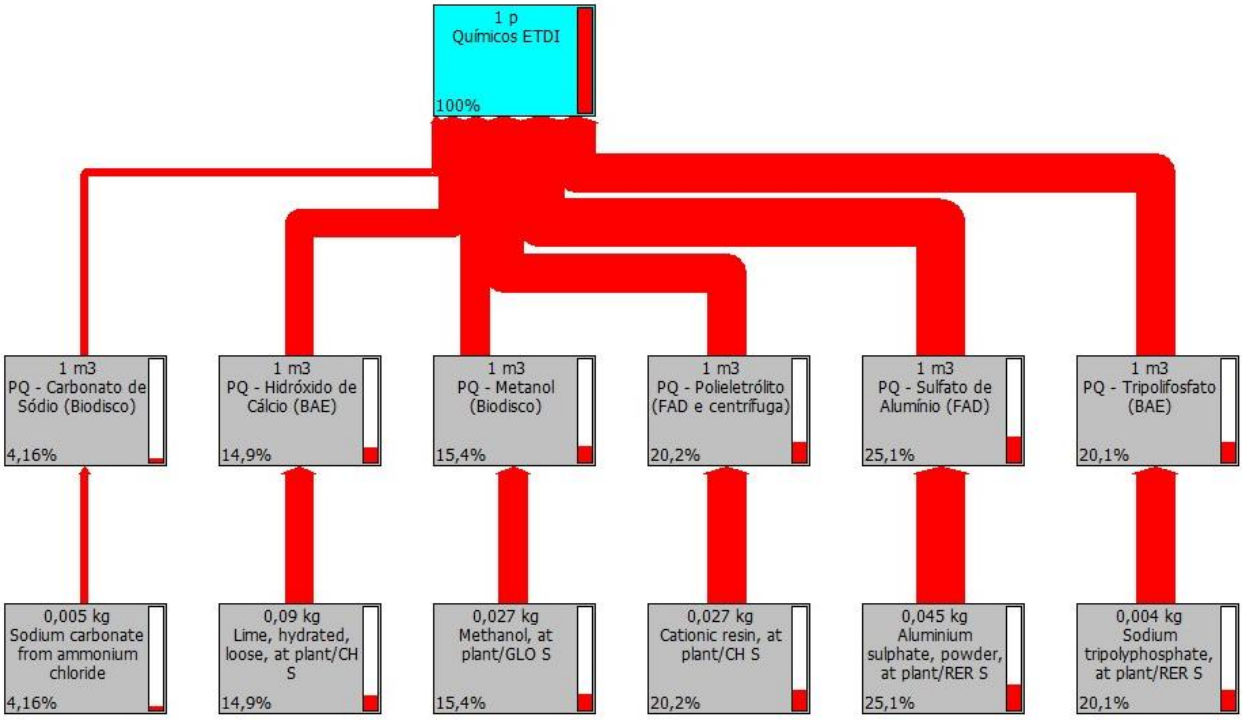

Figura 16. Diagrama de Sankey para o componente "Químicos"

O diagrama de Sankey (Figura 16) apresenta todos os seis produtos químicos aplicados no Tratamento de Efluentes avaliado. Exceto o Carbonato de Sódio, com 4,16% de impacto, os outros cinco tiveram impactos relativamente próximos. O potencial de impacto avaliado pelo programa está relacionado à etapa de produção dos mesmos. O subcomponente com maior impacto foi o Sulfato de Alumínio dosado no Flotador por Ar Dissolvido (FAD), com 25,1% de contribuição no impacto. Pode-se ressaltar o impacto causado pelo Tripolifosfato, 20,1%, uma vez que a dosagem aplicada foi à menor de todas (0,004 Kg/m^3 de efluente tratado).

4.2. Análise de Sensibilidade

Para a verificação da robustez dos resultados e análise crítica dos métodos, uma análise de sensibilidade foi realizada modificando os métodos de AICV aplicados.

Os resultados das simulações se encontram no APÊNDICE F – Tabela dos Resultados da Análise de Sensibilidade. A análise foi feita a partir da aplicação dos seguintes métodos:

- EPS 2000;
- IMPACT 2002+;
- EDIP 2003;
- Ecological Scarcity 2006.

A partir destes foi possível construir a Tabela 16, que resume os resultados da análise de sensibilidade variando o método de AICV.

Tabela 16. Resumo dos resultados da análise de sensibilidade variando o método de AICV

Método	**Ordem Decrescente de Impacto**			
	Eletricidade	**Químicos**	**Efluente**	**Transporte**
ReCiPe 2008	1	2	3	4
EPS 2000	1	2	4	3
IMPACT 2002+	1	2	4	3
EDIP 2003	2	3	1	4
Ecological Scarcity 2006	2	3	1	4
Nº de Métodos em que o Componente foi:				
Mais impactante	3	0	2	0
Menos impactante	0	0	2	3

Pode-se apontar que entre os quatro métodos aplicados na análise, ocorreu uma alternância entre os componentes analisados. Os métodos EPS 2000 e IMPACT 2002+ indicam o componente “Eletricidade” como o mais impactante, e o “Efluente” como sendo o menos impactante. Já os métodos EDIP 2003 e Ecological Scarcity 2006 indicam o “Efluente” como mais impactante, a “Eletricidade” fica em segundo e o “Transporte” aparece como componente menos impactante. Além disso, observa-se que os métodos EPS 2000 E IMPACT 2002+, apresentam a mesma ordem de impacto para os componentes (Eletricidade, Químicos, Transporte e Efluentes). Os métodos EDIP 2003 e Ecological Scarcity 2006, também apresentam a mesma ordem de impacto para os componentes (Efluente, Eletricidade, Químicos e Transporte).

Analisando o número de vezes nos diferentes métodos, em que o componente foi o mais impactante, a “Eletricidade” teve maior potencial de impacto em 3 os 5 métodos, já o “Efluente” apresentou um resultado variado, aparecendo como maior potencial de impacto em dois dos métodos (EDIP 2003 e Ecological Scarcity 2006), e como menor em outros dois (EPS 2000 e IMPACT 2002+).

A seguir, a Figura 17, a Figura 18, a Figura 19 e a Figura 20, apresentam os gráficos de Pontuação Única para cada um dos métodos aplicados na Análise de Sensibilidade.

Na sequência dos gráficos é feita uma abordagem dos resultados apresentados pelos diferentes métodos a partir das categorias contempladas em cada um destes.

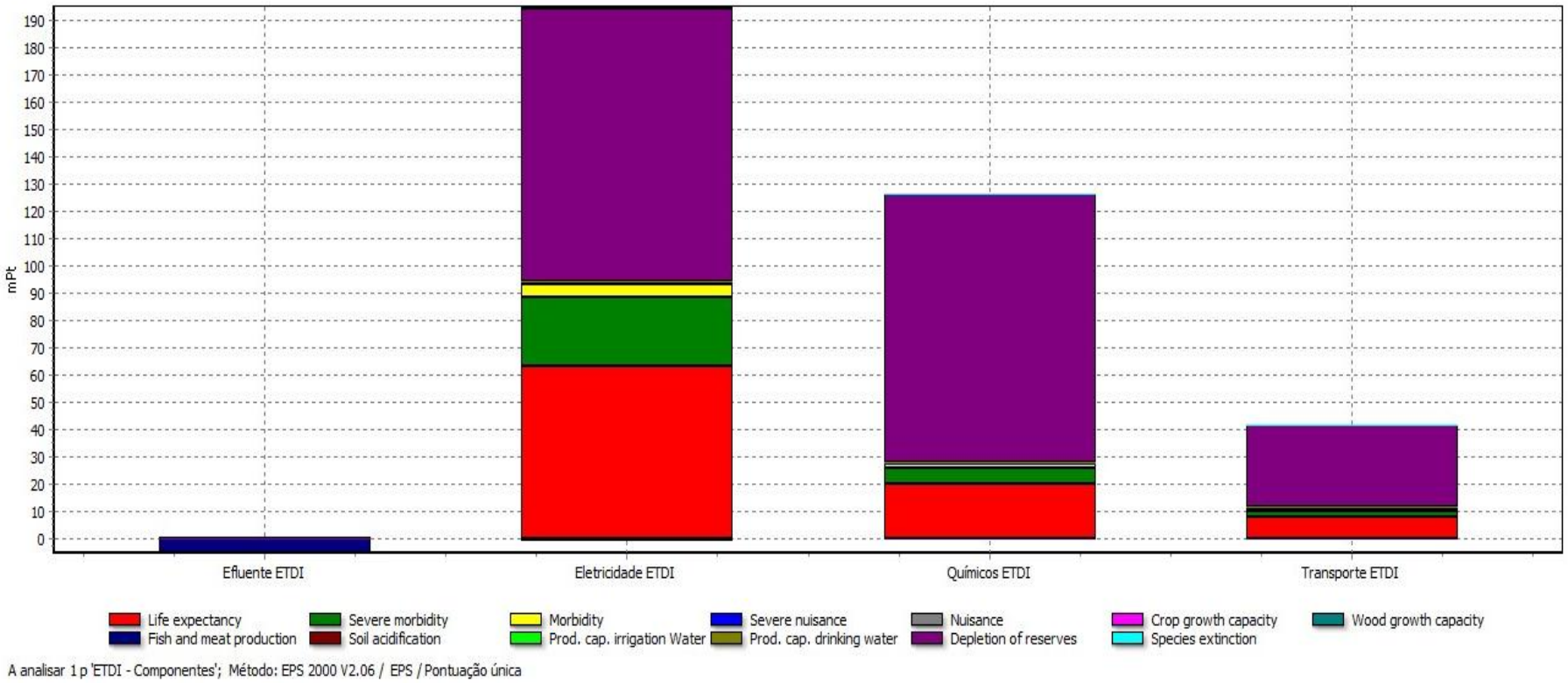

Figura 17. Pontuação Única do desempenho ambiental, através do método de AICV EPS 2000
Fonte: Elaboração própria

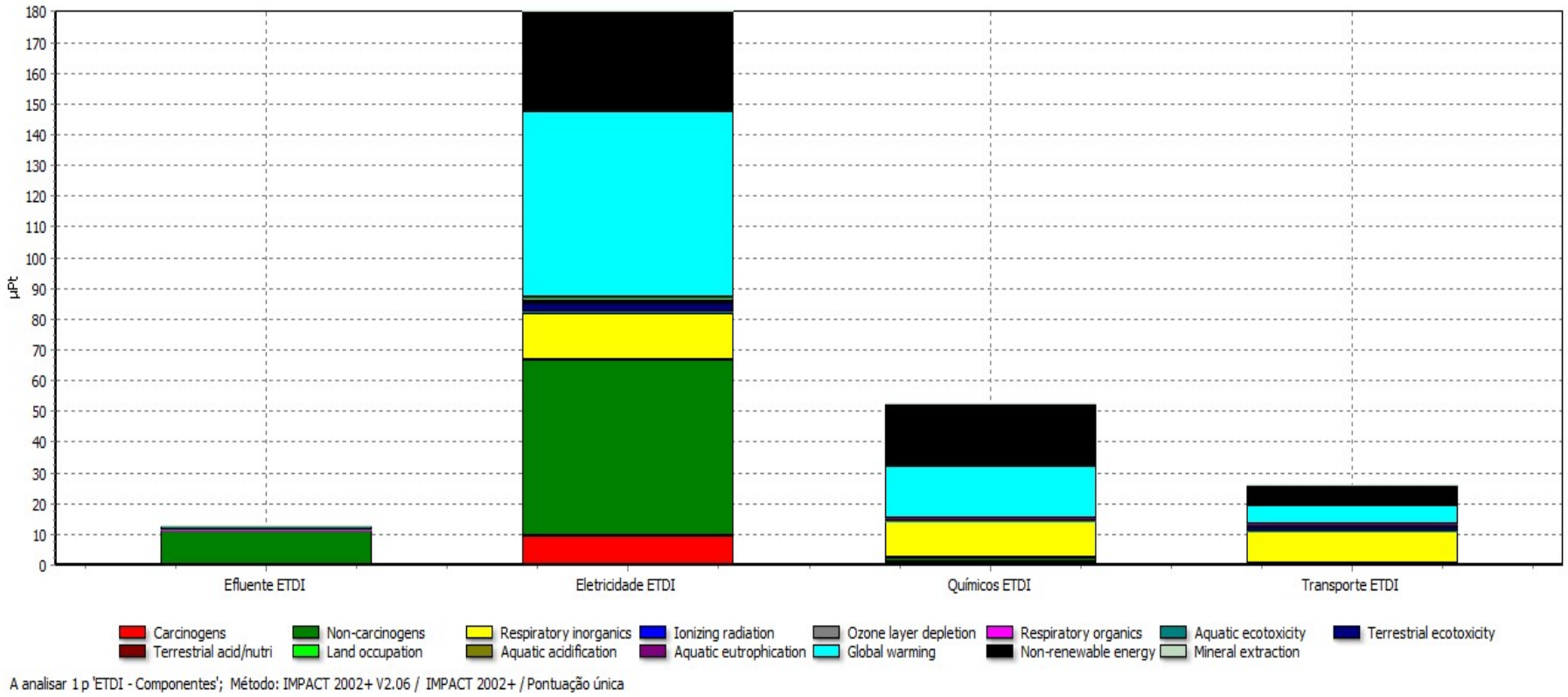

Figura 18. Pontuação Única do desempenho ambiental, através do método de AICV IMPACT 2002+
Fonte: Elaboração própria

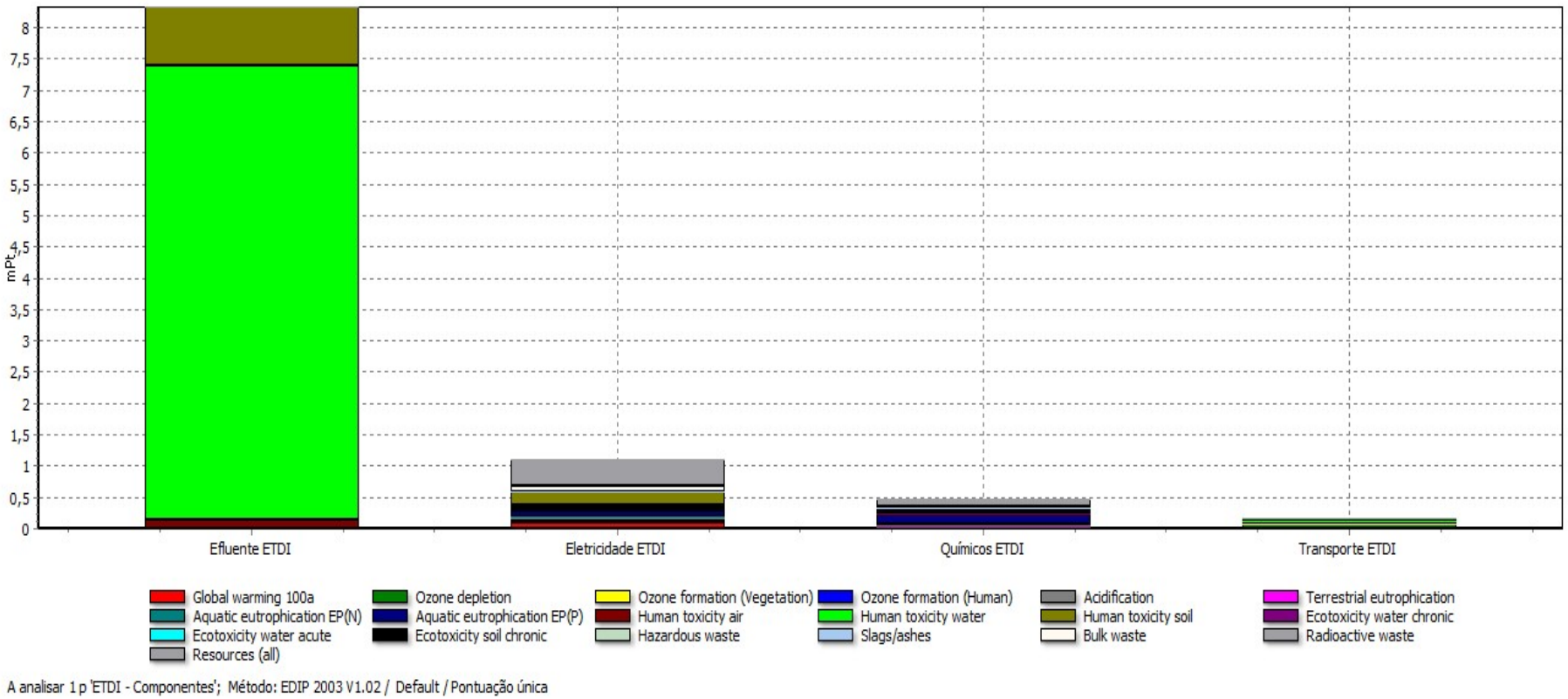

Figura 19. Pontuação Única do desempenho ambiental, através do método de AICV EDIP 2003
Fonte: Elaboração própria

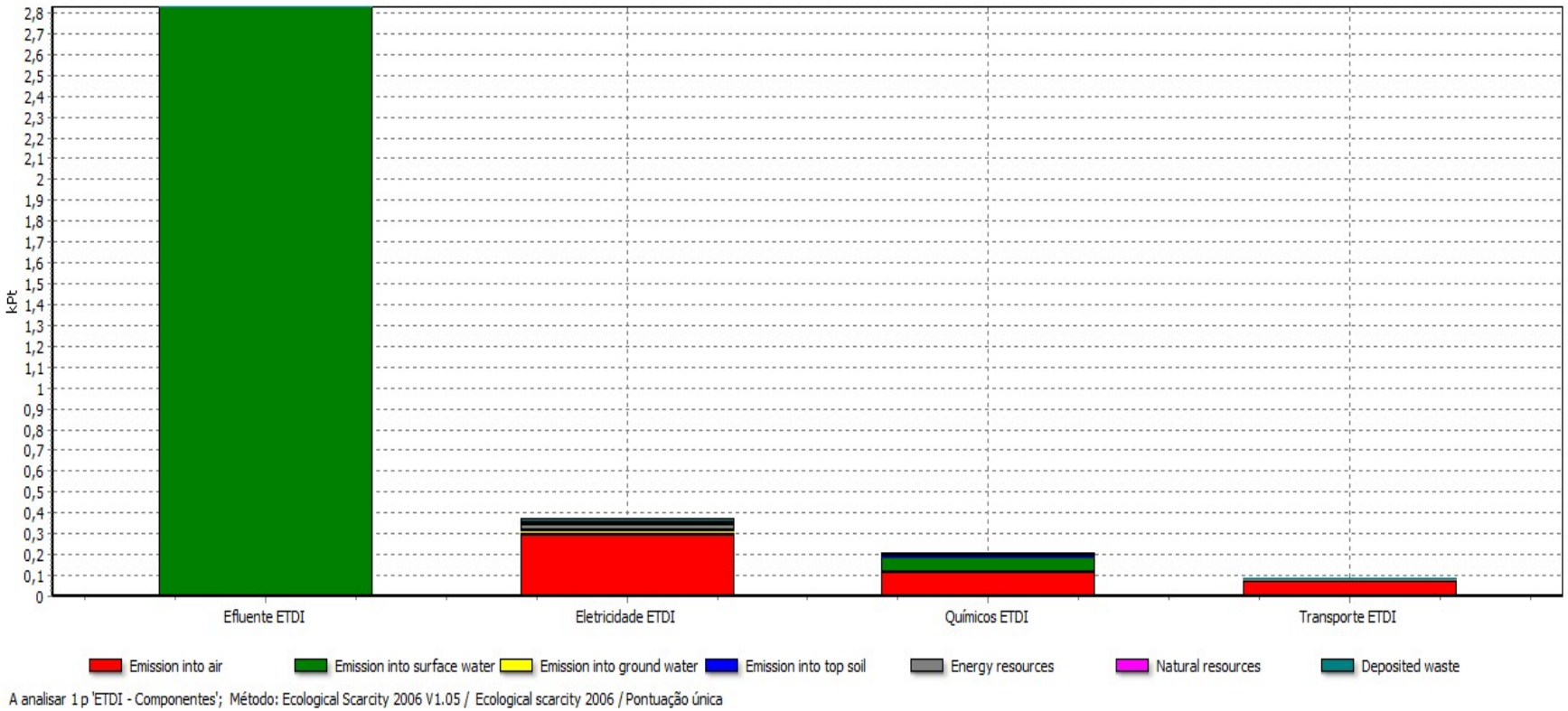

Figura 20. Pontuação Única do desempenho ambiental, através do método de AICV Ecological scarcity 2006.
Fonte: Elaboração própria.

No método EPS 2000, Figura 17, a “Eletricidade” foi o componente que mais impactou em 6 do total de 13 categorias do método (Expectativa de Vida, Morbidade Severa, Morbidade, Capacidade de Crescimento de Cultura, Depleção de Reservas e Extinção de Espécies). Além disso, em nenhuma destas 6 Categorias intermediárias são avaliados os impactos na água, as categorias analisam apenas Ar, Solo e Matéria Prima. O método apresentou como 0 (Zero) o potencial de impacto para as categorias de Capacidade de Produção de Água Potável (*Prod. cap. drinking Water*) e Capacidade de Produção de Água para irrigação (*Prod. cap. irrigation Water*) para os quatro componentes. Neste caso, a baixa contribuição de impacto potencial do componente “Efluente” pode estar associada a estas características de abordagem do método.

No método IMPACT 2002+, Figura 18, a “Eletricidade” foi o componente que mais impactou em 9 do total de 15 categorias do método (Agentes Cancerígenos, Não Cancerígenos, Inorgânicos Respiratórios, Radiação Ionizante, Ecotoxicidade Terrestre, Acidificação de Nutrientes Terrestres, Ocupação do Solo, Aquecimento Global e Energia Não Renovável). O método não apresentou resultado para as categorias de Acidificação Aquática e Eutrofização Aquática para nenhum dos quatro componentes. O componente “Efluente” teve impacto potencial em apenas 4 das 15 categorias, sendo responsável pelo maior potencial de impacto apenas na Categoria de Ecotoxicidade Aquática.

Ao contrário dos métodos citados anteriormente, no método EDIP 2003, Figura 19, o “Efluente” foi o componente que mais impactou. Apesar de só ter contribuição de impacto em 3 das 19 categorias do método, a contribuição do “Efluente” na categoria Toxicidade Humana foi, comparativamente às outras categorias, muito superior em termos de pontuação. O componente “Eletricidade”, apesar de ter apresentado potencial de impacto identificado em 7 das 19 categorias, apresentou pontuação muito baixa, assim como os componentes “Químicos” e “Transporte”. Além disso, o método indicou como potencial de impacto nulo, para os quatro componentes, as categorias de: Ecotoxicidade Crônica do Solo, Resíduos Perigosos, Escórias/Cinzas e Resíduos).

No método Ecological Scarcity 2006, Figura 20, o “Efluente” foi o componente que apresentou maior potencial de impacto, mesmo só tendo registrado impacto em 1 do total de 7 categorias do método. A “Eletricidade” apresentou potencial de impacto em 6 do total de 7 categorias do método. Os respectivos potenciais de impacto dos componentes “Eletricidade”,

“Químicos” e “Transporte” foram consideravelmente menores, em termos de pontuação, comparados ao “Efluente”.

Sendo assim, fica evidente a importância de se comparar os diferentes métodos, já que a abordagem de cada método em relação a normalização, ponderação e categorias impactam diretamente no resultado. Ao observar as categorias relacionadas à Toxicidade Humana e aos Recursos hídricos (Eutrofização, Acidificação, Toxicidade, e outros) em cada um dos métodos, fica evidente o maior esforço de alguns métodos em avaliar os impactos relacionados diretamente estas categorias, como é o caso dos métodos EDIP 2003 e Ecological Scarcity 2006.

Neste sentido, a análise de sensibilidade para o resultado apresentado pelo método ReCipe 2008 a partir de uma comparação com os resultados alcançados pelos métodos EPS 2000, IMPACT 2002+, EDIP 2003 e, Ecological Scarcity 2006, permite afirmar que os métodos são altamente sensíveis às variáveis de entrada alinhadas às categorias de impactos avaliadas, além das diferentes abordagens para normalização e ponderação. Por ser um método que foi desenvolvido a partir de outros dois, pode-se dizer que ReCiPe 2008 aborda as variáveis de entrada, desenvolvidas neste estudo, de forma mais harmônica e ampla.

Em nenhum dos métodos o componente “Eletricidade” teve o menor potencial de impacto, o que permite aludir que este componente tem maiores condições de previsibilidade de impacto nos diferentes métodos, visto que é um “insumo” claramente comum e amplamente utilizado no mundo. Este insumo é identificado no método ReCipe como “Eletricity Mix/BR” e é oriundo da base de dados Ecoinvent.

O componente “Efluente” teve a sua composição formada a partir de informações levantadas no estudo. Sugere-se que, os métodos de AICV utilizados contemplem correlações para o maior número de parâmetros que componham este “Efluente”, ligando-os as suas respectivas categorias e assim estimar o potencial de impacto. Neste caso, a inclusão ou exclusão de algum parâmetro, seja por falta de dados, seja por não encontrar o mesmo no banco de dados do programa, pode contribuir significativamente no resultado.

Neste caso, dada a complexidade de um efluente industrial, como o de refinarias de petróleo, pode-se indicar que o método de AICV mais representativo, seja aquele que de alguma forma contemple, também, nas suas categorias os elementos/parâmetros que caracterizam um efluente industrial.

5. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) tem sido provada para atuar como uma ferramenta para avaliar os impactos ambientais de estações de tratamento de efluentes. No entanto, a aplicação da metodologia de ACV neste campo ainda está em desenvolvimento (ZANG, et al., 2015).

Em um estudo amplo e comparativo de trabalhos relacionados à aplicação da metodologia ACV em sistemas de tratamento de efluentes, Corominas et al. (2013) apontam que os trabalhos mostraram que, dentro dos limites das normas ISO, existe variabilidade na definição da unidade funcional, no sistema fronteiras, na seleção da metodologia de avaliação de impacto e no procedimento seguido para a interpretação dos resultados. Estes fatos acabam por dificultar a correlação entre diferentes trabalhos. Os autores relatam ainda, que a época do estudo, a metodologia ACV aplicada ao tratamento de efluentes era um campo com 17 anos de experiência, e que desde 1995, 45 artigos revisados por especialistas internacionais que lidam com esta abordagem haviam sido publicados. Neste sentido, os autores apontavam a necessidade de desenvolver diretrizes padronizadas para o campo de tratamento de efluentes, a fim de garantir a qualidade da aplicação da metodologia de ACV.

Outro ponto crítico está na etapa de coleta de dados para construção do inventário, que pode determinar distorções nos resultados das avaliações de impactos ambientais associados ao tratamento de efluentes. Algumas modificações são recomendadas a fim de fornecer uma visão completa do desempenho ambiental. Dados operacionais, tais como o consumo de combustível, eletricidade e produtos químicos aplicados no tratamento devem ser incluídos a fim de permitir análises mais profundas (YOSHIDA, et al., 2014).

Neste sentido, comentários recentes mostram que os resultados de ACV normalmente não devem ser generalizados devido à subjetividade na definição do cenário (TASCIONE, et al., 2012), influência das condições locais (LAURENT, et al., 2014) e seleção dos limites do sistema (COROMINAS, et al., 2013).

No entanto, algumas discussões gerais ainda podem ser obtidas sobre os contribuintes de impacto potencial para o sistema de tratamento de efluentes avaliado neste estudo.

No presente estudo, a Avaliação de Desempenho Ambiental realizada através do software de ACV SimaPro a partir do método ReCipe 2008, para os componentes Efluente, Eletricidade, Químicos e Transporte de Resíduos, indicou que o maior potencial de impacto ambiental está relacionado, através da Pontuação Única, à “Eletricidade” onde a categoria de dano mais

impactada foi a Saúde Humana (SH), com 40 mPt de um total de 95,5mPt. Nas categorias intermediárias a "Eletricidade" apresentou maior potencial de impacto em 8 das 18 categorias e com representatividade acima de 90% em duas destas (Ocupação de Terra Agrícola - OTA (92%) e Transformação de Área Natural – TAN (96%)).

Através do diagrama de Sankey pôde-se avaliar dentro do processo da ETDI, que os subcomponentes "Outras Bombas", "Bacia de Aeração" e "Biodiscos" estariam contribuindo com maior consumo de energia, e por consequência, com o maior potencial de impacto atribuído ao componente "Eletricidade", representando quase 90% do valor total de impacto do componente. O subcomponente "Outras Bombas" representa, sozinho, quase 50% do potencial de impacto. Avaliando a composição do inventário, constata-se que as Bombas de transferência entre estágios (Vazão nominal de 700 m^3/h) representam a maior contribuição para o subcomponente "Outras Bombas".

A base de dados adotada no programa foi "*Eletricity Mix/BR*", ou seja, a base de dados utiliza um cenário formado por diversas fontes de energia, que é o caso da matriz energética Brasileira. No entanto, apesar da matriz energética do Brasil ser um Mix, as Hidrelétricas são responsáveis por cerca de 80% da oferta de energia (SHAEFFER, et al., 2008). Neste caso, pode se atribuir o impacto majoritário como sendo causado por esta forma de geração de Energia.

Na categoria intermediária Mudanças Climáticas (MC), o componente "Eletricidade" contribuiu com um potencial de impacto de cerca de 70%. Neste caso, alguns estudos concluem que não há relação linear entre o potencial de aquecimento global e do consumo de energia elétrica (especialmente com base fóssil) para operação de sistemas de tratamento de efluentes. O impacto potencial é atribuído principalmente às emissões de CO_2 durante a produção de eletricidade (BRAVO, et al., 2011; NIERO, et al., 2014; SLAGSTAD, et al., 2014).

Com relação aos subcomponentes responsáveis pelo maior consumo de energia, a maioria dos resultados de ACV indicam que o maior consumo de eletricidade direta em sistemas de tratamento de efluentes, está relacionado especialmente a sistemas de aeração, seguido pelo bombeamento de efluentes e lodos (LI, et al., 2013; REMY, et al., 2012; GALLEGO, et al., 2008). No estudo em questão, se avaliarmos somente as Bombas de transferência entre estágios e as de transferência de lodo, levando em consideração que a eletricidade estimada para estes equipamentos foi para 24 horas de operação, sendo que pela vazão de operação devem operar de maneira intermitente, é provável que os sistemas que demandam aeração (BAE, FAD e Biodiscos)

tenham consumo de eletricidade superiores, corroborando com a indicação citadas anteriormente.

Os Produtos Químicos aplicados tiveram através do diagrama de Sankey, um potencial de impacto de quase 30% sobre o total. Assim como a "Eletricidade" o componente "Químicos" também impactou mais na categoria de Pontuação Final de Saúde Humana (SH). Exceto o Carbonato de Sódio, com 4,16% de impacto, os outros cinco Produtos Químicos tiveram impactos relativamente próximos. O subcomponente com maior impacto foi o Sulfato de Alumínio dosado no Flotador por Ar Dissolvido (FAD), com 25,1% de contribuição no impacto. Pode-se ressaltar o impacto causado pelo Tripolifosfato, 20,1%, uma vez que a dosagem aplicada foi, em comparação a dosagem dos outros produtos químicos, a menor de todas (0,004 Kg/m^3 de efluente tratado). Além disso, é possível indicar que a etapa de Bacia de Aeração (BAE) é responsável pelo maior potencial de impacto pela aplicação de Produtos Químicos (Tripolifosfato e Hidróxido de Cálcio), representando juntos mais de 30% do potencial de impacto causado pelo componente "Químicos". As etapas biológicas de tratamento (BAE e Biodiscos) representam mais de 50% do potencial de impacto dos produtos químicos aplicados. Nas categorias intermediárias a Acidificação Terrestre (AT), medida em Kg de SO_2-eq, teve o maior impacto causado pelo componente "Químicos".

Segundo Zang, et al., (2015), o potencial de acidificação refere-se a um aumento da concentração de íons de hidrogênio em sistemas aquáticos e terrestres, causada principalmente pelas emissões de óxidos de azoto (NO_x), amônia (NH_3) e de dióxido de enxofre (SO_2) e quando relacionado a sistemas de tratamento de efluentes, esta categoria de impacto é principalmente atribuída ao consumo de eletricidade baseada em fontes fósseis, produtos químicos, bem como o processo de nitrificação-desnitrificação de efluentes. Logo, a literatura permite uma correlação entre a categoria intermediária "AT" com a etapa de Biodiscos na ETDI avaliada, responsável pelo processo de nitrificação-desnitrificação.

Além disso, a categoria intermediária Mudança Climática (MC), teve o segundo maior impacto causado pelo componente "Químicos" (com cerca de 20%) e junto com "Eletricidade" representam mais de 90% do potencial de impacto total desta categoria. Esta categoria é medida em Kg de CO_2-eq. Segundo trabalhos de Slagstad, et al., (2014) e Foley, et al., (2010), para além da eletricidade, a geração de CO_2 em sistemas de tratamento de efluentes tem outras fontes, por exemplo, a produção e utilização de produtos químicos, como a oxidação do metanol em etapas

de tratamento biológico. Esta indicação, portanto, corrobora com o estudo em questão, uma vez que dentre os produtos químicos aplicados na ETDI está o Metanol. No entanto, deve-se ter cautela com tais avaliações já que, por exemplo, neste estudo todo potencial de impacto atribuído aos produtos químicos estão associados a etapa de produção dos mesmos, e não aos desdobramentos casados pela sua aplicação nos sistemas de tratamento de efluentes. Este tipo de avaliação seria uma expansão ou refinamento da análise atual.

O componente "Efluente" teve praticamente 100% da sua pontuação (25 mPt) direcionado aos Danos à Saúde Humana (SH). Além disso, o "Efluente" foi responsável pelo maior impacto em 5 das 18 categorias Intermediárias. Destas, a maior contribuição de impacto foi na Eutrofização Marinha (EM), com mais de 90%. O Diagrama de Sankey indicou o subcomponente Manganês como maior responsável pelo potencial impacto, mais de 80%.

O impacto em EM, segundo Niero, et al., (2014), está relacionado à emissão de Nitrogênio nos efluentes gerados. No entanto, Rodriguez-Garcia, et al.,(2014) indicam que em sistemas de tratamento de efluentes próximos ao litoral, a emissão atmosféricas de óxido de azoto (NO_x) e amônia (NH_3) provenientes da etapa de tratamento biológico pode causar a eutrofização marinha, devido à deposição atmosférica de Nitrogênio. Em um estudo de ACV relacionado a sistemas de tratamento de efluentes, que emprega a eutrofização como indicador, Niero, et al., (2014) relatam que a eutrofização também pode ser causada pela produção de produtos químicos. Esta indicação corrobora com o resultado encontrado, já que foram obtidos cerca de 8% e 1% de impactos relacionados ao componente "Químicos" para as categorias de Eutrofização na Água Doce (EAD) e Eutrofização Marinha (EM), respectivamente.

A categoria final de pontuação única Saúde Humana (SH) está diretamente relacionada a categoria intermediária de Toxicidade Humana (TH), ambas com impacto expressivo do componente "Efluentes". Em SH, o componente "Efluente" teve 25 mPt do total de 95,5 mPt da categoria, e em TH foi o mais impactante com cerca de 45% de potencial de impacto. O impacto relacionado a Toxicidade Humana (TH) está associado a substâncias que apresentam características tóxicas e não biodegradáveis, como metais e compostos aromáticos, ocasionando problemas à saúde humana quando ingeridas ou inaladas. Os fatores de caracterização correspondentes a esse impacto consideram critérios como destino, exposição e efeitos da exposição às substâncias em um horizonte de tempo. Segundo o trabalho de Hernandez et al (2011), o Manganês (Mn) é um elemento vestigial e essencial necessário para o bom

funcionamento de uma variedade de processos fisiológicos. No entanto, a exposição crônicas ao Mn pode causar neurotoxicidade em seres humanos, especialmente quando ocorre durante fases críticas do desenvolvimento do sistema nervoso central.

Vale ressaltar que o valor aplicado no inventário para a concentração de lançamento no efluente, vem de dados reais de monitoramento da ETDI que serviu de base para o estudo, e foram extraídos do trabalho de Hartmann (2004), que avaliou a toxicidade de um efluente industrial de origem petroquímica através de ensaios de toxicidade crônica com espécies de três diferentes níveis tróficos. O interessante ao observar os resultados de monitoramento da concentração de Manganês no efluente da Refinaria, apresentados na Figura 21, é que a concentração esteve sempre dentro e muito inferior aos limites especificados pelas legislações para o lançamento.

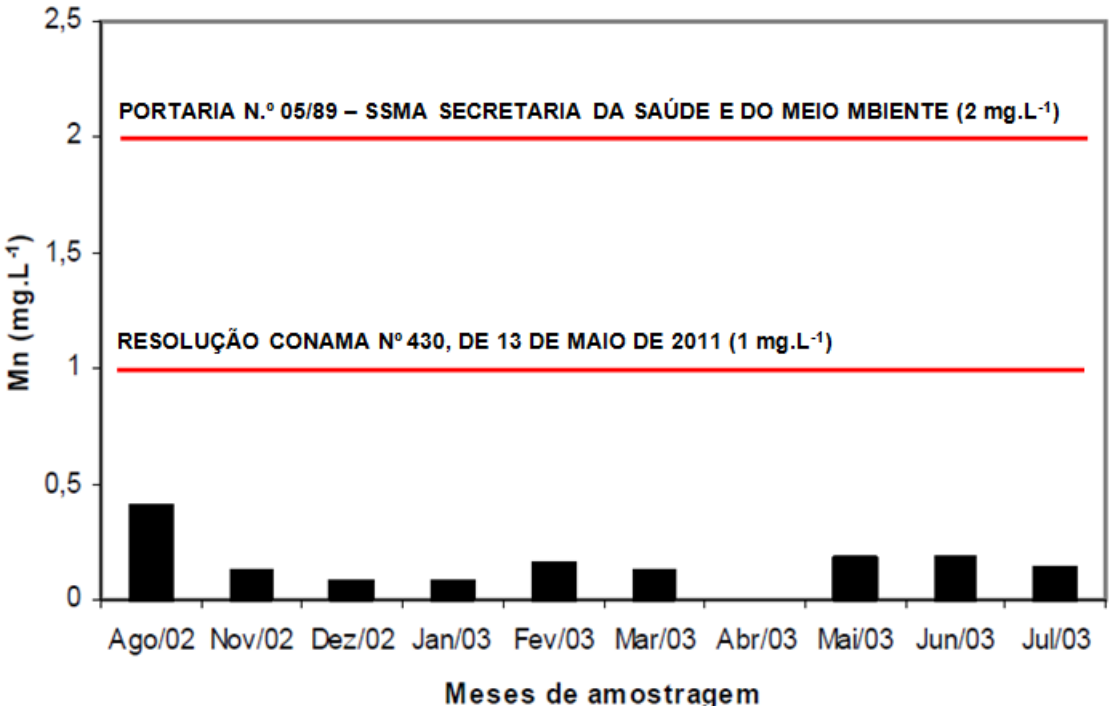

Figura 21. Concentração de Manganês. Amostras do efluente de origem petroquímica entre 2002 e 2003. As linhas horizontais representam os limites de lançamento disponíveis. Adaptado de HARTMANN, (2004)

Além do consumo de energia para o tratamento de efluentes e do lodo gerado, outras fontes de consumo de energia relacionadas a esta atividade, por exemplo, energia para o transporte, tem recebido relativamente pouca atenção. No entanto, em alguns casos a energia para o transporte (de produtos químicos ou lodo) pode ter contribuições e até mesmo ultrapassar a energia evitada através da produção de fertilizantes, no caso de aplicação agrícola (BEAVIS, et al., 2003).

No estudo em questão, “Transporte” foi o componente com menor potencial de impacto. Na Pontuação Única este componente contribuiu apenas com 10 mPt do total de 125,9 mPt. A categoria intermediária mais impactada por este componente foi a Redução da Camada de Ozônio, com quase 70% do potencial de impacto. Neste sentido, pode-se concluir que o impacto está relacionado ao modal selecionado para o transporte, no caso um transporte terrestre através de caminhão que tem como fonte o combustível fóssil. O potencial de depleção da camada de ozônio é dado em termos de kg de CFC-11 equivalente/kg de emissão. Este está associado, dentre outros, à queima de combustível. Isso comprova que quanto maior o uso de combustíveis maior será o impacto causado pelo sistema. Neste sentido, as medidas de mitigação de impacto ambiental associadas à Redução da Camada de Ozônio, para este estudo, devem estar relacionadas à seleção do modal e do combustível consumido no transporte.

Além disso, alguns estudos já consideram a inclusão do transporte relacionado aos produtos químicos consumidos no tratamento de efluentes (AL-DOSARY, et al., (2015); FOLEY, et al., (2007); VENKATESH, (2011)).

O uso da ACV aplicado neste trabalho possibilitou o desenvolvimento de uma Avaliação de Desempenho Ambiental identificando os pontos críticos em potencial, permitindo indicar uma revisão da etapa ou processo envolvido. Neste sentido, o estudo desenvolvido pode servir de direcionador para tomadas de decisões, tanto em unidades já em operação como em desenvolvimento de projetos, que visem atuar na redução de impactos ambientais, sendo possível intervir de maneira individual e correlacionando uma categoria de impacto a um componente e/ou um subcomponente. Assim, pode-se indicar ações específicas como a Redução do Potencial de Impacto Ambiental associado a:

- **Eletricidade:** Revisão da seleção de Bombas de grande porte, seja através de sistemas/equipamentos com melhor eficiência energética e/ou a partir de uma revisão dos critérios e garantias de otimização no dimensionamento destes. A depender do porte do sistema de tratamento e do tipo de processo, investir em etapas que permitam a produção alternativa de energia;
- **Químicos:** Substituição de produto químico por similar, após comparativo de impacto ambiental associado. Revisão da etapa ou unidade de processo associado e posterior substituição por tecnologia com melhor eficiência na relação consumo de produto químico por m^3 de efluente tratado. No caso configuração conceitual para a ETDI avaliada no

estudo, pode-se indicar a revisão da etapa de Flotação por Ar Dissolvido, com relação ao consumo de Sulfato de Alumínio, a eficiência nas dosagens de Hidróxido de Cálcio e verificar outras fontes para a dosagem de nutrientes de Fósforo além do Tripolifosfato;

- **Efluente:** Ainda que os parâmetros de lançamento de efluentes estejam respeitando as legislações vigentes, o estudo de desempenho ambiental é capaz de indicar impactos potenciais associados a estes parâmetros. Neste sentido, tendo uma visão diferenciada, a indústria pode atuar para além da legislação, entendendo e contribuindo positivamente no cenário de escassez hídrica a partir de ações ambientalmente positivas. Uma possibilidade seria avaliar a mudança do conceito de tratamento *end-of-pipe* para uma atuação *In-plant design*, o qual considera que o efluente é o resultado de uma série de procedimentos industriais, que podem ser analisados e otimizados. Com isso, antes de se definir as técnicas de tratamento, deve-se estudar o processo industrial, as fontes de poluentes, o consumo de água e a composição das correntes. Esta visão, foca para além da redução do potencial de impacto ambiental, permitindo expandir para ações de reuso, por exemplo;
- **Transporte:** Para o impacto ambiental associado ao transporte de resíduos, dentro das limitações da avaliação do estudo, este está associado ao modal de transporte, e por consequência à fonte de combustível do mesmo. Neste sentido, atuando com foco na redução do impacto associado à categoria intermediária "Redução da Camada de Ozônio", as ações podem ser tomadas na direção de diminuir o volume de resíduo gerado (tecnologias mais eficientes de desidratação – Secadores Térmicos), incentivos ao consumo de biocombustíveis para o modal de transporte por caminhões e/ou reutilização deste subproduto, gerando um impacto positivo;
- No que se refere à Análise de Sensibilidade realizada como forma de análise crítica dos métodos, observa-se a importância e a criticidade da escolha da metodologia de AICV, a qual pode influenciar significativamente no resultado de uma análise de desempenho ambiental desenvolvida através de ACV. Esta variação dos resultados frente a variação dos métodos de avaliação vem sendo relatado por diferentes autores,COROMINAS, et al., (2013), YOSHIDA, et al., (2014), Renou, et al., (2008), entre outros.

Neste sentido, ao olhar para os resultados obtidos, vê-se que o componente "Eletricidade" foi o componente mais impactante em 60% das simulações, enquanto que o "Efluente" foi o componente mais impactante em 40% das simulações. Como já relatado, a maior variação está

associada ao componente “Efluente”, indicado como maior potencial de impacto em dois dos métodos (EDIP 2003 e Ecological Scarcity 2006), e como menor em outros dois (EPS 2000 e IMPACT 2002+). Vale dizer que tanto os métodos EPS 2000 e IMPACT 2002+ como o ReciPe 2008, são metodologias orientadas ao dano, diferente dos métodos EDIP 2003 e Ecological Scarcity 2006 que são metodologias clássicas. Humbert, et al., (2012), como já mensionado, destacam que as metodologias atuais de AICV têm problemas na especiação da modelagem, biodisponibilidade e bioconcentração de metais, tanto para as emissões de longo prazo e curto prazo. Portanto, as emissões de metais têm de ser devidamente especificado na análise de Inventário de Ciclo de Vida

Neste caso, entende-se que a variação no perfil dos resultados, frente aos diferentes métodos, é compreensível e representa as diferentes características de abordagem. O que deve ser feito, em se tratando de efluentes industriais, é uma avaliação anterior a elaboração do ICV para determinar a real necessidade de se incluir metais na caracterização do efluente. Caso, em determinado estudo específico, a investigação de determinado metal se faça necessário, o método utilizado deve ser investigado especificamente com relação a sua capacidade de interpretar/medir potenciais impactos associados a este.

Neste sentido, a etapa de AICV pode ser trabalhada com elementos opcionais como: normalização (cálculo de magnitude dos resultados dos indicadores de categoria com relação a informações de referência), agrupamento (agregação e possível hierarquização das categorias de impacto) e ponderação (conversão e possível agregação dos resultados normalizados dos indicadores entre as diferentes categorias de impacto, utilizando fatores numéricos (pesos) baseada em escolha de valores). Assim, possíveis distorções no perfil dos resultados podem ser evitadas ou minimizadas.

6. CONCLUSÃO

A partir da estruturação de um Inventário de Ciclo de Vida, desenvolvido com foco apenas na etapa operacional de uma Estação de Tratamento de Despejos Industriais (ETDI) aplicada a uma Refinaria de Petróleo, foi possível avaliar o seu desempenho ambiental em função das entradas e saídas de produtos e subprodutos, podendo concluir que:

- No método utilizado (ReciPe 2008), todas as categorias de impacto foram afetada: AT, DH, DRM, DCF, ETT, ETD, ETM, EAD, EM, FOF, FMP, MC, OTA, OSU, RI, RCO, TH e TAN;
- A Eletricidade foi o componente responsável pelo maior impacto em 8 das 18 categorias (MC, FOF, FMP, RI, OTA, TAN, DRM, DCF), enquanto que o Transporte de resíduo foi responsável pelo maior impacto em apenas 1 das 18 categorias: Redução da Camada de Ozônio (RCO).
- Analisando a Pontuação Única, o impacto ambiental potencial do tratamento da ETDI é de 125,9 mPt para cada m³ de efluente tratado, sendo que a eletricidade foi o componente que mais impactou o processo (56,23 mPt/ m³ de efluente tratado), enquanto que o transporte foi o componente com o menor impacto (10 mPt/ m³ de efluente tratado). Isto indica que, caso se deseje aumentar os esforços para se reduzir o impacto total do tratamento, a matriz energética se apresenta como principal campo de atuação, seja mudando a fonte, seja reduzindo seus gastos;
- Através do diagrama de Sankey foi possível analisar que a Eletricidade contribui com 45,3% do impacto potencial total, seguido dos químicos, com 26,5%, do Efluente, com 20,2% e do Transporte com 7,96%.
- Na Eletricidade, as “Outras Bombas” foram o subcomponente mais impactante, indicando que este deve ser revisto com propósitos de redução de impacto. No Efluente, foi o subcomponente “Manganês” liberado, mesmo estando dentro do valor permitido pela legislação. Em geral, cada substância do componente “Químicos” contribuiu de forma significativa e aproximada. Já o transporte, por apresentar apenas um subcomponente, tem todo o seu impacto potencial no próprio.
- A Análise de Sensibilidade foi realizada, através dos métodos EPS 2000, IMPACT 2002+, EDIP 2003 e Ecological Scarcity 2006, e apresentou alguns resultados sequenciais de impacto diferentes do método ReciPe 2008 utilizado. Neste sentido, a importância da escolha do método alinhado ao perfil de análise e qualidade dos dados do inventário se destacam como

sendo fatores que podem gerar resultados destorcidos ou menos precisos, além reforçar a idéia de se ter cautela na comparação entre estudos de ACV;

- Foi possível identificar e mensurar impactos em categorias que não são contempladas pela legislação que define os objetivos e responsabilidades de um sistema de tratamento de efluentes. Algumas destas categorias são: Acidificação Terrestre (AT), Ecotoxicidade Terrestre (ETT), Transformação de Área Natural (TAN) e Depleção de Recursos Minerais (DRM). O mesmo para os pontos finais de categoria, que através da Depleção de Recursos (DH), avalia o impacto no solo e na atmosfera, e que não são contempladas pela legislação vigente;

7. RECOMENDAÇÕES

O presente trabalho colaborou com o desenvolvimento do entendimento do uso da metodologia de avaliação de ciclo de vida em sistemas de tratamento de efluentes. O desenvolvimento de modelos específicos de construção e estruturação de inventários de ciclo de vida relativos à operação do sistema analisado forneceram subsídios importantes ao delineamento de trabalhos futuros na área. Dessa forma, são apresentadas, a seguir, algumas recomendações para o direcionamento de futuras pesquisas com ACV em sistemas de tratamento de efluentes.

1. Estudo focado na avaliação da extensão dos diferentes perfis de resultados pela aplicação de diferentes métodos de AICV;
2. Refinar e expandir o Inventário de Ciclo de Vida para as outras fases/componentes do processo de tratamento da ETDI;
3. Avaliar o impacto de ações ambientais relacionadas à implantação de sistemas de reaproveitamento de subprodutos gerados, como um sistema de reuso do efluente tratado em detrimento da captação e tratamento de água;
4. Avaliar a contribuição de estudos de Desempenho Ambiental para revisar legislações ambientais, rotulagem de sustentabilidade, entre outros.

BIBLIOGRAFIA

ABDELWAHAB, O, AMIN, N K e EL-ASHTOUKHY, E -S.Z. 2009. Eletrochemical Removal os Phenol Oil Refinery Wastewater. *Journal of Hazardous Materials.* 163, 2009, pp. 711 - 116.

ABNT. 2009a. *Gestão Ambiental: Princípios e Estruturas.* ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14.040. Rio de Janeiro : s.n., 2009a.

—. 2009b. *Gestão Ambiental: Requisitos e Orientações.* ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14.044. 2009b.

—. 2011. *NBR 12209: Elaboração de Projetos Hidráulico-sanitários de Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários.* ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Rio de Janeiro : s.n., 2011. 53p.

ABO-EL ELA, S I e NAWAR, S S. 1980. Treatment of Wastewater From an Oil and Soap factory Via Dissolved Ar Flotation. *Environment International.* 4, 1980, pp. 47 - 52.

AL-DOSARY, S, GALAL, M M e ABDEL-HALIN, H. 2015. Environmental Impact Assessment of Wastewater Treatment Plants. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences.* 4, 2015, Vol. 1, pp. 953 - 964.

—. Environmental Impact Assessment of Wastewater Treatment Plants.

ALMADA, R B. 2012. *Avaliação de Reatores de Leito Móvel com Biofilme (MBBR) em Série Para Tratamento de Diferentes Efluentes de Refinarias de Petróleo Visando ao Reuso Industrial.* Engenharia Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro : s.n., 2012. Tese de Doutorado.

AMORIM, R S. 2005. *Abastecimento de Água de Uma Refinaria de Petróleo: Caso REPLAN.* Universidade Federal Fluminense. Niterói : s.n., 2005. Tese de Mestrado. Área de concentração: Meio Ambiente.

ANA. 2013. *Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil.* Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos - SPR III, Agência Nacional de Águas (Brasil). Brasília : s.n., 2013. ISBN 978-85-882100-15-8.

ANP. 2014. Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis. *Anuário Estatístico Brasileiro do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis.* 2014.

BARBOSA, L F. 2005. *Regulamentação do Reuso de Água em Refinarias – Análise do Modelo Americano e Perspectivas para o Cenário Nacional.* Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro : s.n., 2005. Tese de Pós Graduação.

BEAVIS, P e LUNDIE, S. 2003. Integrated Environmental Assessment Of Tertiary and Residuals Treatment e LCA In The Wastewater Industry. *Water Science and Technology.* 2003, pp. 109 - 116.

Brasil. Ministério de Minas e Energia. 2007. *Plano Nacional de Energia 2030.* Colaboração Empresa de Pesquisa Energética. Brasilia : s.n., 2007.

BRAVO, L e FERRER, I. 2011. Life Cycle Assessment Of An Intensive Sewage Treatment. *Water Science & Technology.* 62, 2011, pp. 440 - 447.

CHAVADEJ, S, et al. 2004. Clean-up of Oily Wastewater by Froth Flotation: Effect of Microemulsion Formation II: Use of Anionic/nonionic Surfactant Mixtures. *Separation Science and Technology.* 39, 2004, pp. 3079 - 3096.

CHAVAN, A e MUKHERJI, S. 2009. Treatment of hydrocarbon-rich Wastewater Using Oil Degrading Bacteria and Phototrophic Microorganisms in Rotating Biological Contactor: Efect of N:P Ratio. *Journal of Hazardous Materials.* 2009, 154, pp. 63 - 72.

COELHO, A, et al. 2006. Tretment of Petroleum Refinery Sourwater by Advanced Oxidation Process. *Journal of Hazardous Materials.* 137, 2006, pp. 178 - 184.

COLLARES, S. 2004. *Avaliação do Uso de Recursos Hídricos em Refinarias De Petróleo:Um estudo de Caso Petrobras.* Universidade Federal Fluminense. Niterói : s.n., 2004. Dissertação de Mestrado.

COROMINAS, LI, et al. 2013. Life Cycle Assessment Applied to Wastewater Treatment: State of the Art. *Water Research.* 47, 2013, pp. 5480 - 5492.

CORTEZ, S, et al. 2008. Rotating Biological Contactors: A Review on Main Factors Affecting Performance. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology.* 7, 2008, pp. 155 - 172.

D'ALMEIDA, A M. 2011. *Avaliação do Potencial de Reuso do efluente Gerado na REFAP.* Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2011.

DIYA'UDDEEN, B H, et al. 2015. Fenton Oxidative Treatment of Petroleum Refinery Wastewater: process optimization and sludge characterization. *The Royal Society of Chemistry.* 2015, pp. 6159 -68168.

DIYA'UDDEEN, B H, WAN DAUD, W M A e ABDUL AZIZ, A R. 2011. Treatment technologies for petroleum refinery effluents: A review. *Process Safety and Environmental Protection.* 89, 2011, pp. 95 - 105.

DOGGETT, T e RESCOE, A. 2009. Global Energy Demand Seen up 44 Percent by 2030. *Reuters News Agency.* [Online] 27 de Maio de 2009. [Citado em: 13 de Abril de 2016.] http://www.reuters.com/article/us-eia-global-demand-idUSN2719528620090527.

ECHEVERRÍA, V, MONSALVE, G e HUMBERTO, V. 2002. *Continuous Treatment Of Oily Sludge At Colombian Refineries.* CT&F - Ciencia, Tecnología y Futuro. Santander, Colombia (SA) : s.n., 2002.

ECKENFELDER, W e JR, WESLEY. 1970. *Water Quality Engineering for Practicing Engineers.* s.l. : Barnes & Noble, 1970.

EL NAAS, M H, et al. 2009b. Assessment of Electrocoagulation for the Treatment of Petroleum Refinery Wastewater. *Journal of Environmental Management.* 91, 2009b, pp. 180 - 185.

EL NASS, M H, AL-ZUHAIR, S e ALHAIJA, M A. 2009a. Reduction of COD in Refinery Wastewater Through Adsorption on Date-Pit Activated Carbon. *Journal of Hazardous Materials.* 173, 2009a, pp. 750 - 757.

EPA. 1995. *Profile of The Petroleum Refining Industry.* Washington DC : Office of Compliance, 1995.

EUROSTAT. 2013. Glossary:Tonne-kilometre (tkm). [Online] 2013. [Citado em: 8 de Março de 2016.] <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/statistics_explained/index.php/Glossary:Tonne-kilometre>..

FERREIRA, E F, et al. 2000. *Ampliação das Estações de Tratamento de Despejos Industriais da Refinaria Alberto Pasqualine (REFAP) da PETROBRAS.* XXVII Congresso Internacional de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2000. I-056.

FOLEY, J M, et al. 2010. Nitrous Oxide Generation In Ful lscale Biological Nutrient Removal Wastewater Treatment Plants. *Water Research.* 44, 2010, pp. 831 - 844.

FOLEY, J, DE HASS, D e LANT, P. 2007. *Life Cycle Assessment of Biological Nutrient Removal Wastewater Tratment Plant.* Advanced Wastewater manegement Center, University of Queensland. St Lucia, Australia : s.n., 2007.

G1. 2015. *G1 Globo.com.* [Online] Globo, 28 de 01 de 2015. [Citado em: 8 de Março de 2016.] http://g1.globo.com/economia/negocios/noticia/2015/01/petrobras-desiste-de-refinarias-e-perdas-chegam-r-2707-bilhoes.html.

GALLEGO, A, et al. 2008. Environmental Performance Of Wastewater Treatment Plants For Small Populations. *Resources, Conservation and Recycling.* 52, 2008, pp. 931 - 940.

GAYA, U I e ABDULLAH, A. 2008. Heterogeneous Photocatalytic Degradation of Organic Contaminants Over Titanium Dioxide: A Review of Fundamentals, Progress and Problems. *Journal of Photochemistry and Photobiology.* 9, 2008, pp. 1 - 12.

GHAFFOURA, N, et al. 2009. Use of Ultrafiltration Membranes in the Treatment of Refinery Wastewaters. *Desalination and Water Treatment.* 5, 2009, pp. 159 - 166.

GILBERT, W G, WHEELER, J F e MACGREGOR, A. 1986. Energy Usage of Rotating Biological Contactor Facilities. *Water Pollution Control Federation.* 1986. Vol. 58, No. 1 (Jan., 1986), pp. 4751.

GINOS, A, MANIOS, T e MANTZAVINOS, D. 2006. Treatment of Olive Mill Effluents by Coagulation–Flocculation-Hydrogen Peroxide Oxidation and Effect on Phytotoxicity. *Journal of Hazardous Materials.* 133, 2006, pp. 135 - 142.

GOEDKOOP, M e SPRIENSMA, R. 2001. The Eco-indicator 99. A Damage Oriented Method for Life Cycle Impact assessment. *PRé Product Ecologu Consultants.* 3, 2001.

GOEDKOOP, M, et al. 2013. ReCiPe 2008, A life cycle impact assessment method which comprises harmonized category indicators at the midpoint and the endpoint level. [Online] First Edition (version 1.08), MAY de 2013. [Citado em: 10 de Maio de 2016.] http://www.lcia-recipe.net.

GOMES, G L. 2011. *Análise da integração Refino-Petroquímica-Oportunidades Econômicas, Estratégia e Ambientais.* Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ. Rio de Janeiro : s.n., 2011. Tese de Doutorado.

GONDIM, NILSON MOURA. 2014. *Alternativas para Redução do Consumo de Água e Energia em Sistemas de Água de Resfriamento e Geração de Vaporem Refinarias de Petróleo no Brasil.* Escola de Química e Escola Politécnica, Universidade Federal do Rio de Jane. 2014. Tese de Mestrado.

GUALBERTO, F F. 2009. *Otimização de Processo de Precipitação Química na Remoção de Fósforo de Esgoto Sanitário Mediante a Utilização de Sais de Ferro como Coagulate.* Engenharia Hidráulica e Sanitária, Universidade de São Paulo. São Paulo : s.n., 2009. Dissertação de Mestrado.

GUINÉE, J B, et al. 2002. Life Cycle Assessment: An Operational Guide to the ISO Standards. *Kluwer Academic Publishers.* 2002.

GUO, J e AL-DAHHAN, M. 2005. Catalytic Wet Air Oxidation of Phenol in Concurrent Downflowand Upflow Packed-bed Reactors Over Pillared Dlay Catalyst. *Chemical Engineering Science - Journal.* 60, 2005, pp. 735 - 746.

GUO, M e R, J MURPHY. 2012. LCA data quality: Sensitivity and uncertainty analysis. 2012, 435 - 436, pp. 230 - 243.

GURNHAM, C F. 1965. *Industrial Wastewater Control.* 1ª Edição. New York : Academic Press, 1965.

GUTIERREZ, K G. 2014. *Análise e Gerenciamento de Impactos Ambientais no Tratamento de Esgoto Doméstico Mediante Avaliação de Ciclo de Vida.* Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte : s.n., 2014. Tese de Doutorado.

HAMI, M L, AL-HASHIMI, M A e AL-DOORI, M M. 2007. Effect of Activated Carbon on BOD and COD Removal in a Dissolved Air Flotation Unit Treating Refinery Wastewater. *Desalination.* 216, 2007, pp. 116 - 122.

HARRY, M F. 1995. Industrial Polution Handbook. [A. do livro] McGraw Hill Inc. New York : s.n., 1995.

HARTMANN, C C. 2004. *Avaliação de um Efluente Industrial Através de Ensinos Ecotoxicológicos e Análises Físicas e Químicas.* Instituto de Ciências Biológicas, UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL. Porto Alegre : s.n., 2004. Dissertação de Mestrado.

HASSARD, F, et al. 2015. Rotating Biological Contactors for Wastewater Treatment – A Review. *Process Safety and Environmental Protection.* 94, 2015, pp. 285 - 306.

HERNANDEZ, R B, et al. 2011. *Mechanisms of Manganese-Induced Neurotoxicity in Primary Neuronal Cultures: The Role of Manganese Speciation and Cell Type.* Department of Neurochemistry and Neuropharmacology, Institut d'Investigacions Biome`diques de Barcelona. Barcelona : s.n., 2011. doi:10.1093/toxsci/kfr234.

HOSPIDO, A, et al. 2004. Environmental evaluation of different treatment processes for sludge from urban wastewater treatments: anaerobic digestion versus thermal processes. *International Journal Life Cycle Assess.* 2004, 10, pp. 336 - 345.

HUANG, C R e SHU, H Y. 1995. The Reaction Kinetics, Decomposition Pathways and Intermediate Formations of Phenol in Ozonation, UV/O3, and UV/H2O2 Processes. *Journal of Hazardous Materials.* 41, 1995, pp. 47 - 46.

HUMBERT, S, et al. 2012. *IMPACT 2002+: User Guide. Draft for version Q2.21 (version adapted by Quantis).* 2012.

IHI . 2013. Screw Decanter Centrifuge. [Online] IHI CORPORATION, 2013. [Citado em: 7 de MAIO de 2016.] http://www.ihi.co.jp/separator/en/products/screw/hs-l.html .

JIANG, D, NI, G e JIA, J. 2012. Performance Analysis of Anaerobic/anoxic/oxic (A/A/O) Process Municipal WWTPs. *Advanced Materials Research.* 461, 2012, pp. 478 - 481.

JORDÃO, E e PESSOA, C. 2011. *Tratamento de Esgotos Domésticos.* ABES. Rio de Janeiro : s.n., 2011. p. 6.ed.

Jornal Diário de Pernambuco. 2016. *Diário de Pernambuco.* [Online] 29 de Fevereiro de 2016. [Citado em: 8 de Março de 2016.] http://www.diariodepernambuco.com.br/app/noticia/economia/2016/02/29/internas_economia,629699/operacao-plena-da-refinaria-abreu-e-lima-so-em-2019.shtml.

JOU, C G e HUANG, G. 2003. APilot Study for Oil Refonery Wastewater Treatment Using a Fixed Film Bioreactor. *Advances in Environmental Research.* 7, 2003, pp. 463 - 469.

KARTHINK, M, et al. 2008. Biodegradability Enhancement of Purified Terephthalic Acid Watewater by Coagulation–Flocculation Process as Pretreatment. *Journal of Hazardous Materials.* 2008, pp. 721 - 730.

KUMAR, B e RAJ MOHAN, B. 2013. *Petroleum Oily Sludge and The Prospects of Microwave for Its Remediation.* Department of Chemical Engineering, National Institute of Technology Karnataka. SurathkaL : s.n., 2013. International Journal of Engineering Research & Technology. 2278-018.

LAOUFI, N A, TASSALIT, D e BENTAHAR, F. 2008. The Degradation of Phenol in Water Solution by TiO2 Photocatalyst in a Chemical Reactor. *Global NEST Journal.* 10, 2008, pp. 404 - 418.

LAURENT, A, et al. 2014. Review of LCA Studies of Solid Waste Management Systems e Part I: lessons Learned And Perspectives. *Year Doc. Waste ManaG.* 34 (3), 2014, pp. 537 - 588.

LEI Federal Nº 9.433/1997. *Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, Cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos.* BRASIL, Presidência da República.

LI PUMA, G e YUE, P L. 2003. Modelling And Design of Thin-film Slurry Photocatalytic Reactors for Water Purification. *Chemical Engineering Science - Journal .* 58, 2003, pp. 2269 - 2281.

LI, Y, et al. 2013. Life Cycle Assessment of a Municipal Wastewater Treatment Plant: A Case Study in Suzhou, China. *Journal of Cleaner Production.* 57, 2013, pp. 221 - 227.

LI, Y, et al. 2006. Treatment of Oily Wastewater by Organic–Inorganic Composite Tubular Ultrafiltration (UF) Membranes. *Desalination.* 196, 2006, pp. 76 - 83.

MALAKAR, S e SAHA, D P. 2015. *Estimation of VOC Emission in Petroleum Refinery ETP and Comparative Analysis with Measured VOC Emission Rate.* Chemical Engineering/Environment, Water & Safety Division, Engineers, Jadavpur University. 2015. The International Journal Of Engineering And Science (IJES). 2319 – 1813.

MARIANO, J B. 2001. *Impactos Ambientais do Refino do Petróleo.* Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro : s.n., 2001. Dissertação de Mestrado.

MENESES, M, et al. 2015. Life Cycle Assessment as an environmental evaluation tool for control. *Journal of Cleaner Production.* 107, 2015, pp. 653 - 661.

METACALF, L e EDDY, H. 2003. *Wastewater Engineering, Treatment, Disposal and Reuse.* 4th ed. New York : McGraw Hill, 2003.

MOHAMMADNEJAD, S, NABI BIDHENDI, G R e MEHRDADI, N. 2011. Water Pinch Analysis in Oil Refinery Using Regeneration Reuse and Recycling Consideration. *Desalination.* 265, 2011, pp. 255 - 265.

MULTON, L M e VIRARAGHAVAN, T. 2008. Removal of Oil From Produced Water by Dissolved Air Flotation. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management.* 12, 2008, pp. 25 - 29.

MUSTAFA, G S. 1998. *Reutilização de Efluentes Líquidos em Indústria Petroquímica.* Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia. Salvador : s.n., 1998. Tese de Mestrado.

NAVA, D S, et al. 2009. Retrofit of Sour Water Networks in Oil Refineries: A case study. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification.* 48, 2009, pp. 892 - 901.

NIERO, M, et al. 2014. Comparative Life Cycle Assessment of Wastewater Treatment in Denmark Including Sensitivity and Uncertainty Analysisl. *Journal of Cleaner Production.* 68, 2014, pp. 25 - 35.

PENNINGTON, D W, et al. 2005. Spatial Versus Non-spatial Multimedia Fate and Exposure Modeling: Insights for Western Europe. *Environmental Science and Technology.* 39 (4), 2005, pp. 1119 - 1128.

Pennsylvania Department of Environmental Protection. 2011. *Electric Use at Pennsylvania Sewage Treatment Plants.* Environmental Protection. 2011.

PETROBRAS. 2014. [Online] 2014. http://www.petrobras.com.br/pt/nossas-atividades/principais-operacoes/refinarias/.

—. 2015. PETROBRAS. [Online] 2015. http://www.petrobras.com.br/fatos-e-dados/elevamos-reuso-de-agua-em-3-bilhoes-de-litros-em-nossas-refinarias-no-brasil.htm.

—. 2013. *RELATÓRIO DE SUSTENTABILIDADE.* 2013.

—. 2014. *RELATÓRIO DE SUSTENTABILIDADE.* 2014.

PIAO, W, et al. 2015. Life cycle assessment and economic efficiency analysis of integrated management of wastewater treatment plants. *Journal of Cleaner Production.* 30, 2015, pp. 1 -13.

POLLO, LILIANE DAMARIS. 2004. *Reaproveitamento de Águas e Efluentes Inorgânicos de uma Indústria Petroquímica.* Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre : s.n., 2004. Dissertação de Mestrado.

POMBO, F R. 2011. *Gestão da Demanda de Água na Indústria de Refino de Petróleo:Desafios e Oportunidades de Racionalização.* COPPE, Programa de Planejamento Energético, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro : s.n., 2011. Tese de Doutorado.

RAHMAN, M M e AL-MALACH, M H. 2006. Performance of a Crossflow Membrane Bioreactor (CF–MBR) When Treating Refinery Wastewater. *Desalination.* 191, 2006, pp. 16 - 26.

REMY, C e JEKEL, M. 2012. Energy Analysis of Conventional and Source-separation Systems for Urban Wastewater Management Using Life Cycle Assessment. *Water Science & Technology.* 65, 2012, pp. 22 - 29.

RENAULT, F, et al. 2009. Chitosan for Coagulation/Flocculation Processes an Eco-friendly Approach. *European Polymer Journal.* 45, 2009, pp. 1337 - 1348.

RENOU, S, et al. 2008. Influence of Impact Assessment Methods in Wastewater Treatment LCA. *Journal of Cleaner Production.* 16, 2008, pp. 1098 - 1105.

RODRIGUEZ-GARCIA, G, et al. 2014. Life Cycle Assessment of Nutrient Removal Technologies for the Treatment of Anaerobic Digestion Supernatant Plant. *Science of the Total Environment.* 490, 2014, pp. 871 - 879.

RUBIO, J, SOUZA, M L e SMITH, R W. 2002. Overview of Flotation as a Wastewater Treatment. *Minerals Engineering.* 15, 2002, pp. 139 - 155.

SAIEN, J e NEJATI, H. 2007. Enhanced Photocatalytic Degradation of Pollutants in Petroleum Refinery Wastewater Under Mild Conditions. *Journal of Hazardous Materials.* 148, 2007, pp. 491 - 495.

SANTAELLA, S T, et al. 2009. Tratamento de Efluentes de Refinaria de Petróleo em Reatores com Aspergillus Niger. *25º Congresso Brasileiro de engenharia Sanitária e Ambiental.* 2009. ABES.

SANTIAGO, V M, et al. 1997. *NITEIFICAÇÃO EM BIODISCOS.* 1997. I -167.

SANTO, E C, et al. 2012. Optimization of Coagulation–Flocculation and Flotation Parameters for the Treatment of a Petroleum Refinery Effluent from a Portuguese Plant. *Chemical Engineering Journal.* 183, 2012, pp. 117 - 123.

SANTOS, C M. 2010. *A INDÚSTRIA DE REFINAÇÃO DE PETRÓLEO - Características e Tratamento das Águas Residuais.* Engenharia Química, Universidade do Porto. Porto : s.n., 2010. Artigo.

SAVELSKI, M e BAGAJEQICZ, M. 2000. Design of Water Utilization Systems in Process Plants With a Single Contaminant. *WASTER MANAGERMENT.* 2000, pp. 659-664. University of Oklahoma.

SAVELSKI, M e BAGAJEWICZ, M. 2000. *Design of Water Utilization Systems In Process Plants With a Single Contaminant.* University of Oklahoma. Norman, OK : s.n., 2000.

SCHULTZ, T E. 2005. *Get the Most out of API Separatores.* 2005.

SCS. 2016. *SCSQUIMICO.* [Online] SCS Comercial e Serviços Químicos , 2016. http://scsquimico.com.br/stpp.php.

Senado Federal. 2015. *A Crise Hídrica e Suas Consequências.* Núcleo de Estudos e Pesquisas/Consultoria Legislativa. 2015. Boletim.

SHAEFFER, R, et al. 2008. *Mudanças Climáticas e Segurança Energética no Brasil.* COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro : s.n., 2008. Relatório com Apoio da Embaixada do Reino Unido.

SIEMENS. 2013. API Oil/Water Separators - A Total Approach. *Water Solution.* [Online] 2013. http://w3.siemens.com/markets/global/en/oil-gas/PublishingImages/technologies/water-technology/products/API_total_approach.pdf.

SILVA JUNIOR, F C, G. 2011. *Sistema Combinado Anaeróbio-Aeróbio para Remoção de Nitrogênio e DQO de Efluente Petroquímico.* Engenharia, Universidade de São Paulo. São Carlos/SP : s.n., 2011. Dissertação de Mestrado.

SLAGSTAD, H e BRATTEBO, H. 2014. Life Cycle Assessment of the Water and Wastewater System in Trondheim, Norway: A Case Study. *Urban Water Journal.* 11, 2014, pp. 323 - 334.

SPIELMANN, M, et al. 2007. *Life Cycle Inventories of Transport Services.* Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Dübendorf, CH : Ecoinvent report, 2007. from www.ecoinvent.org.

STEILLWEL, A S, HOPPOCK, D C e WEBBER, M E. 2010. *Energy Recovery from Wastewater Treatment Plants in the United States: A Case Study of the Energy-Water Nexus.* 2010. ISSN 2071-1050.

Steven E. Williams, P.E. 2012. *Energy Usage Comparison Between Activated Sludge Treatment and Rotating Biological Contactor Treatment of Municipal Wastewater.* Williams & Works. 2012. Artigo Corporativo.

SUN, Y, ZHANG, Y e QUAN, X. 2006. Treatment of Petroleum Refinery Wastewater by Microwave-assisted Catalytic Wet Air Oxidation Under Low Temperature and Low Pressure. *Separation and Purification Technology.* 62, 2006, pp. 565 - 570.

TAKAHASHI, S. 2008. *Avaliação Ambiental do setor de Transporte de Cargas: Comparação de Métodos.* Engenharia Mecânica, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba : s.n., 2008. Dissertação de Mestrado.

TASCIONE, V e RAGGI, A. 2012. Identification And Selection of Alternative Scenarios in LCA Studies of Integrated Waste Management Systems: A Review of Main Issuesand Perspectives. *Sustainability.* 4 (10), 2012, pp. 2430 - 2442.

TOURINHO, T C O. 2014. *Avaliação Comparativa do Ciclo de Vida de Processos de Tratamento de Efluentes Domésticos.* Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro : s.n., 2014. Dissertação de Mestrado.

TROP, ANNE LISE. 2014. *Life Cycle Assessment of Wastewater Treatment for Oil and Gas Operations.* Department of Energy and Process Engineering, Norwegian University of Science and Technology. 2014. Dissertação de Mestrado.

TRUKMAN, AYSEN e USLE, O. 2012. New Developments in Industrial Wastwater Tratment. s.l. : Springer Science & Buisness Media, 2012, p. 226.

UNESCO. 2015. *Water for a sustainable World.* Scientific and Cultural, United Nations Educational. Paris : s.n., 2015. Report.

VANELLI, C A. 2004. *Conservação de Água em Refinaria de Petróleo: O Caso REVAP.* UNIVERSIDAE FEDERAL DE ITAJUBÁ. 2004. Tese de Mestrado.

VENKATESH, G. 2011. *Systems Performance Analysis of Oslo's Water and Wastewater System.* Department of Hydraulic and Environmental, Norwegian University of Science and Technology . 2011.

VERMA, S, PRASAD, B e MISHRA, M. 2010. Pretreatment of Petrochemical Wastewater by Coagulation and Flocculation and the Sludge Characteristics. *Journal of Hazardous Materials.* 178, 2010, pp. 1055 - 1064.

VOHRA, M S, MALIKA, S A e AL-SUWAIYAN, M S. 2006. *Treatment of Synthetic Pretreated Petroleum Refinery Wastewater Using TiO2-assisted Photocatalysis.* The Fourth Saudi Technical Conference and Exhibition. Riyadh : s.n., 2006.

VON SPERLING, M. 2005. *Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos.* DESA-UFMG. Belo Horizonte : s.n., 2005. v. 1, 3ª ed.

WAKE, H. 2005. Oil Refineries: A Review of Their Ecological Impacts. *Estuarine Coast Shelf Sci.* 62, 2005, pp. 131 - 140.

Wash Bay Solutions International . 2014. Solids & Oil Water Separation Systems. [Online] JUNHO de 2014. [Citado em: 6 de Maio de 2016.] http://www.washbaysolutions.com/solids-oil-water-separation-systems.php.

YOSHIDA, H, et al. 2014. Influence of Data Collection Schemes on the Life Cycle Assessment of a Municipal Wastewater Treatment Plant. *Water Research.* 56, 2014, pp. 292 - 303.

ZANG, Y, et al. 2015. Towards More Accurate Life Cycle Assessment of Biological Wastewater Treatment Plants: A Review. *Journal of Cleaner Production.* 107, 2015, pp. 676 - 692.

ZHOU, Y, LIANG, Z e WANG, Y. 2008. Wang, Decolorization and COD Removal of Secondary Yeast Wastewater Effluents by Coagulation using Aluminum Sulfate. *Desalination.* 225, 2008, pp. 301 - 311.

APÊNDICE A – Estimativos de Consumo de Energia

A caracterização inicial dos sistemas foi feitas a partir do trabalho de Ferreira *et al*. (2000). Os dados não informados serão dimensionados ou referenciados em outros autores ou fornecedores.

- **Gradeamento e Desarenador**

STEILLWEL *et al* (2010), no estudo *"Energy Recovery from Wastewater Treatment Plants in the United States: A Case Study of the Energy-Water Nexus"*, avaliaram o consumo de energia de estações de tratamento de 150 a 15.000 m^3/d,

No referido estudo, unidades com vazão próxima de 700m^3/h tem estimado para o sistema preliminar de gradeamento um consumo de 2 kW/dia, ou seja 0,08 kWh. Este valor será adotado como base de consumo de energia desta etapa.

Já o sistema preliminar de Remoção de Areia tem um consumo indicado de 87 kW/dia, ou seja, 4 Kwh. Este valor será adotado como base de consumo de energia desta etapa.

- **Separador de Óleo (API e PPI)**

Normalmente os sistemas de Separação de água e óleo adotados pelas Refinarias de Petróleo são do tipo retangulares, um tanque longo, estreito e raso. Estes tanques contam com sistema de remoção de sobrenadante e lodo oleoso de fundo do tipo raspador rotativo que é acionado por motores (SCHULTZ, 2005). Este tipo de sistema é fornecido por empresas como a *Siemens Water Technologies*, que possui experiência na concepção, construção e fornecimento equipamentos/separação de água e óleo primário (SIEMENS, 2013).

Mesmo com diversas informações a respeito deste tipo de sistema, os fabricantes e artigos não abordam a questão de consumo elétrico do sistema, mais especificamente dos motores que movimentam os raspadores. Neste sentido, tendo como premissa que o consumo de eletricidade independe do segmento específico, foram utilizadas informações de acervo próprio para se chegar a estimativa do valor de energia consumida neste sistema.

Adotando as seguintes premissas para Sistema de Separação de água e óleo API e PPI:

- Forma: retangular;
- Raspadores: Tipo Pás rotativas ligadas através de corrente;
- Acionamento: Motor elétrico.

Existem sistemas de decantadores aplicados em tratamento de efluentes sanitários com esta mesma configuração, é o caso dos decantadores da ETE Barra da Tijuca – RJ (CEDAE). A ETE conta com decantadores retangulares com o mesmo sistema de remoção de lodo e sobrenadantes, o sistema de raspadores foi fornecido pela *Veolia Water Technologies.* A ETE tem capacidade final de projeto para tratar 2,94 m^3/s (10.584 m^3/h). Para esta vazão foram dimensionados três decantadores com três células cada um. Cada decantador tem capacidade para tratar aproximadamente 3600 m^3/h, o que representa cerca de 1200 m^3/h para cada célula. Cada célula possui um sistema de raspadores independente e cada um acionado por um motor de 3 HP (2,2 kWh).

Sendo a vazão de projeto da ETDI avaliada neste estudo é de 700 m^3/h, serão adotados os consumos de 2,2 Kwh par cada um dos separadores de óleo valiados (API e PPI).

- **Flotador - FAD**

O Flotador, da ETDI que serviu de base para o estudo, para tratar o efluente do separador de água e óleo PPI tem as seguintes características.

Tipo: ar dissolvido.

Forma: circular.

Acionamento: central com alimentação central inferior.

Dimensões: diâmetro interno de projeto 10,9 m e altura útil 3,0 m.

<u>Câmara de mistura rápida</u>

Volume: 25 m^3 do volume útil.

Misturador: 5,0 HP.

<u>Câmara de mistura lenta</u>

Volume: 80 m^3 de volume útil,

Misturador: 2 HP.

Premissas adotadas.

- O consumo de energia do sistema de Flotação será estimado em valores médios referenciados na literatura e em fornecedores.
- A energia consumida nos sistemas auxiliares será estimada a parte do valor encontrado segundo critério acima descrito.
- Será considerada a parte os gastos com os misturadores já especificados no trabalho de FERREIRA, et al. (2000).
- O consumo de energia de todas as bombas especificadas nerste inventáio será calculo da aplicando se a fórmula abaixo (TROP, 2014):

$$\frac{\text{Energia (kW) x Tempo (h)}}{\text{Vazão (m}^3\text{/dia)}}$$

<u>Estimativa de Dados</u>

O consumo de energia do sistema FAD foi estimado a partir de valores encontrados na literatura. Estes valores são normalmente estimados em kWh/m^3. Pra esta estimativa são considerados cinco indicadores, dois de fabricantes e três de literatura.

O primeiro fabricante é a JDF. Os sistemas de Flotação por Ar Dissolvido são oferecidos de acordo com uma capacidade de 1 a 400 m^3/h e são indicados como sendo de baixo consumo de energia, em torno de 0,25Kwh/m^3 de líquido tratado.

O segundo fabricante é a Consultec PA, os sistemas de Flotação por Ar Dissolvido oferecidos vão de 5 a 150 m^3/h e também são indicados como sendo de baixo consumo de energia, em torno de 0,25 kWh/m^3 de líquido tratado.

Trukman e Usle (2012) indicam o processo de flotação por ar dissolvido como um método eficaz de remoção de óleos e gorduras, capaz de atingir 90% de eficiência. Dentre outras características, os autores apontam o consumo de energia do sistema como sendo de 0,15 kWh/m^3.

Torp (2014) desenvolveu um estudo de avaliação de desempenho ambiental de tecnologias para processos de tratamento de efluentes de atividades de perfuração de poços de petróleo onshore e offshore. O trabalho destacou que para o sistema de Flotação por Ar Dissolvido com base em 1,0 m^3 de efluente tratado, teria consumo de energia estimado em 0,33 kWh/m^3.

A seguir, Tabela 17 apresenta um resumo com os valores utilizados para a baseada da estimativa de consumo de energia elétrica do sistema de Flotação por Ar Dissolvido da ETDI.

Tabela 17. Consumo de energia - Sistema de Flotação por Ar Dissolvido

Referência	Consumo (kWh/m^3)
JDF [1]	0,25
Consultec.PA [2]	0,25
TURKMAN e USLO (2012) [3]	0,15
TORP (2014) [4]	0,33
Média	**0,25**

[1]http://www.jdf.com.br/site/pasta_209_0__flotadorporardissolvido.html 1

[2] http://www.consultecpa.com.br/#!flotador/c1jjb

[3] Aysen Türkman, O. Uslu. New Developments in Industrial Wastewater Treatment. Springer Science & Business Media, 6 de dez de 2012.

[4] TROP, ANNE LISE. "Life Cycle Assessment of Wastewater Treatment for Oil and Gas Operations." Dissertação de Mestrado, Department of Energy and Process Engineering, Norwegian University of Science and Technology, 2014.

O valor médio para as referências foi de 0,25kWh/m^3, ou 105Kwh para uma vazão de 428m^3/h a ser tratada.

- **Bacia de Aeração - BAE**

O tratamento biológico da ETDI era composto por uma Bacia de Aeração (BAE) de cerca de 60.000 m^3 (360 metros de comprimento, 85 metros de largura, 2,0 metros de profundidade) com potência instalada de 520 HP. Este sistema foi projetado para a remoção de uma carga de 60 KgDBO/h. Em função da ampliação da refinaria e o aumento da carga orgânica, esta etapa foi complementada com um sistema de Biodiscos. O sistema conta com inoculação contínua de bactérias nitrificantes na BAE através da recirculação de 5% do efluente dos biodiscos nitrificantes. Neste sentido, uma redução de aproximadamente 30% da área foi feita para sua transformação em uma lagoa de mistura completa e para dar lugar a instalação dos Biodiscos.

Premissa adotada.

- Tendo em vista a indicação da capacidade de aeração instalada, será mantido o valor de 520 Hp para o sistema de aeração da BAE de forma a atuar como uma lagoa de mistura completa;

Estimativa de Dados

O consumo de energia da BAE será de 388 kWh (520 HP), equivalente a 0,91 kWh/m^3.

- **RBC – Reator Biológico de Contato (Biodiscos)**

Biodiscos são estruturas cilíndricas, compostas por discos plásticos, suportados por um eixo central. Estas estruturas são montadas em tanques de forma que, aproximadamente, 30 a 40% do suporte fique submerso no meio líquido durante a rotação. Normalmente, o diâmetro do biodisco é de 3,6 m por 8,2 m de comprimento de eixo.

Premissa adotada.

- Será adotado a utilização de sistemas de rotação mecânica para o 3º estágio e rotação a Ar para o1º, 2º e 4º estágios;

Estimativa de Dados

O consumo de energia do sistema de RBC é estimado a partir de valores encontrados na literatura. Os valores citados na literatura aparecem de forma variada, podendo ser kWh/KgDBOremovida, kWh/m^3 ou kWh/d . Sendo assim, nesta estimativa os dados encontrados foram tratados de modo a estimar o consumo do sistema em kWh.

1º Referência: O departamento de Proteção Ambiental da Pensilvânia desenvolveu um relatório com o objetivo de ser uma ferramentas para avaliar e reduzir o consumo elétrico além de melhorar o funcionamento e eficiência das estações de tratamento de efluentes. O sistema de RBC está entre as 133 plantas estudadas, que representam 12% dos 1.123 sistemas de tratamentos municipais. O relatório indica uma faixa para o consumo de energia do sistema de RBC variando de 0,6 – 5 kW/lb de $DBO_{removida}$ (1,3 – 11,1 kW/Kg $DBO_{removida}$) (Pennsylvania Department of Environmental Protection, 2011).

Estimativa do kWh Consumido

Para a faixa apresentada pela referência acima, será dotado o valor para um cenário mais conservador, ou seja 1,3 Kw/Kg $DBO_{removida.}$ O sistema de RBC tem uma carga afluente de DBO estimada em 83 mg/L e o efluente gerado após a sequência de discos de 20 mg/L. Neste sentido,

espera-se uma remoção de aproximadamente 63 mg/L de DBO(0,063Kg/m^3). A vazão do sistema é de 428 m^3/h, logo a carga de DBO removida será de aproximadamente 27Kg $DBO_{removida}$/h (0,063Kg/m^3 x 428 m^3/h) . Com isso, pode se estimar o consumom de energia em aproximadamente 36Kwh (27Kg $DBO_{removida}$/h x 1,3 Kw/Kg $DBO_{removida}$).

2º Referência: Steven E. Williams, P.E. (2012), presidente da williams-works, escreveu um trabalho comparando o uso de energia entre o tratamento de lodo ativado e RBC para águas residuárias municipais. Os resultados deste estudo mostram que o processo RBC impulsionado a ar é um processo cerca de 30% mais eficiente energeticamente do que o processo de Lodos Ativados, já o mecânico é mai de 50% mais eficiente energeticamente. Os valores indicado, medidos em campo, são de 0,006 kW/m^3.d para o RBC acionado a Ar e 0,003 kW/m^3.d para o acionado mecanicamente (Steven E. Williams, P.E., 2012).

Estimativa do kWh Consumido

Novamente é dotado o valor para um cenário mais conservador, ou seja 0,003 kW/m^3d. A vazão do sistema é de 428 m^3/h (10.272m^3/d), logo o consumo de energia estimado será de aproximadamente 31 kWh (0,003 kW/m^3d x 10.272 m^3/d) para o acionamento mecânico e de aproximadamente 70 kWh (0,006 kW/m^3-d x 10.272 m^3/d) para o acionamento a Ar.

3º Referência: Em outro trabalho, Gilbert *et al* (1986), apontam que o sistema de RBC tornou se muito comum e aplicado em tratamentos de efluentes municipais e industriais, mas que após anos de operação foram identificados diversos problemas relacionados a operação e manutenção dos sistemas. Estes fatos levaram a um profundo estudo desenvolvido e citado pelos autores feito pela U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY.

Estimativa do kWh Consumido

Neste artigo, os autores avaliaram o desempenho de vinte e nove sistemas segundo seu consumo de energia, avaliando diferentes plantas com as mais diferentes combinações e características.

Com relação as unidades que aplicavam acionamento mecânico (vinte e dois sistemas) os autores indicam a aplicação de motores de 3,7 ou 5,6 kWh. Ao analisarmos os sistemas compostos por quatro estágios, similar a configuração indicada para a ETDI deste estudo, temos a seguinte

tabela com os valores de numeros de eixos aplicados e por seguinte o valor em Kwh consumidos para cada configuração.

Tabela 18. Sistema de Biodiscos com 4 estágios. Potência por motor (kWh)

Número de Eixos	Potência por Motor (kWh)
2	3,7
8	5,6
8	5,6
2	3,7
2	5,6
4	5,6
3	5,6
Valores Médios	
4,0	**5,0**

Neste sentido, assumindo um sistema com 4 eixos movidos cada um por um motor de 5KWh, temos um consumo total de 20Kwh.

Com relação as unidades que aplicavam acionamento a AR, o autor relaciona o consumo de energia (Kwh) com o número de eixos do sistema. Tendo em vista a variação dos valores encontratdos e o menor numero de plantas/sistemas avaliados com esta configuração de acionamento, será considerado o valor médio de consumo de energia para unidades com diferentes números de eixos.

Tabela 19. Sistema de Biodiscos acionado a AR. Potência por motor (kWh)

Número de Eixos	Potência por Motor (kWh)
6	18,6
4	18,6
6	29,8
4	14,9
4	18,2
6	29,8
8	22,4
Valores Médios	
5	**22**

A seguir, é apresentada uma tabela resumo com os valores encontrados para que seja baseada a estimativa de consumo de energia elétrica do sistema de RBC da ETDI.

Tabela 20. Consumo (kWh) por tipo de acionamento em sistemas de Biodiscos

Referência	Mecânico	Compressor - Ar
1º Referência [1]	41	-
2º Referência [2]	35	70
3º Referência [3]	20	22
Média de Consumo	**32**	**46**

[1] Pennsylvania Department of Environmental Protection. "Electric Use at Pennsylvania Sewage Treatment Plants." Environmental Protection, 2011.

[2] Steven E. Williams, P.E. "Energy usage comparison between activated sludge treatment and rotating biological contactor treatment of municipal wastewater." Artigo Corporativo, Williams & Works, 2012.

[3] GILBERT, W G, J F WHEELER, e A MACGREGOR. "Energy Usage of Rotating Biological Contactor Facilities." Journal (Water Pollution Control Federation), 1986.

Admitindo que o sistema de Biodiscos seja composto por 4 estágios, 3 movidos a ar e um mecânico, o total da demanda de energia deste sistema será de 161 kWh, o equivalente a 0,38 kWh/m^3.

- **Clarificador (Decantador)**

Os Clarificadores são do tipo circular e com raspador central de fundo acionado por um motor. A seguir são apresentados alguns valores para a potência dos motores usuais.

Tabela 21. Potência de acionamento de decantadores

Referência	Potência indicada (hp)	Valor adotado (hp)
PCS[1]	0,5	0,5
EVOQUA[2]	0,5 – 2,0	1,25
	Valor Médio Adotado	1,0

[1] Fornecedor: PCS - http://www.pollutioncontrolsystem.com/Uploads/files/ cmc-spec.pdf

[2] Fornecedor: EVOQUA - http://www.evoqua.com/en/brands/Envirex/productin fomation library/ MU-H-CLARIFIER-DRIVE-DS.pdf

Considerando dois decantadores com potência de 1 HP cada, o consumo médio do sistema pode ser estimado em 0,74 kWh. Sendo duas unidades de decantação, estima-se 1,5 kWh

Segundo indicação de Steillwel *et al* (2010), que no estudo "Energy Recovery from Wastewater Treatment Plants in the United States: A Case Study of the Energy-Water Nexus" avaliou o consumo de energia de estações de tratamento de 150 a 15.000 m^3/d, unidades com vazão próxima de 700 m^3/d tem estimado para o Clarificador secundário um consumo de 78 kW/dia, ou seja 3,2 kWh.

Neste caso, será adotado como valor de consumo para o sistema de decantação do estudo o valor de 2,5 kWh.

- **Bombas de Carga, Reciclo e Rejeito**

A configração de bombeamento entre sistemas (carga e descarga) e de recirculação da ETDI é definida da seguinte forma:

Tabela 22. Configuração das bombas de carga da ETDI

Bombas de Carga tipo Centrífuga				
Sistema[1]	**Recebe de:**		**Lança em:**	
	Sistema	**Dinâmica**	**Sistema**	**Dinâmica**
Coletor Geral	Desarenadores	Gravidade	Separador API	Bomba
Poço de Carga	Separador PPI	Gravidade	FAD	Bomba
Tanque de	FAD	Gravidade	BAE	Bomba
Poço de Carga	BAE	Gravidade	Biodisco	Bomba

[1]Cada sistema conta com duas bombas de vazão nominal de 700m^3/h.

Tabela 23. Vazão das bombas de recirculação da ETDI

Sistema	**Vazão Estimada**
FAD	235 m^3/h
Biodisco	35 m^3/h

Tabela 24. Vazão das bombas de rejeito da ETDI

Sistema	**Vazão Estimada**
Rejeito do Separador API	10 m^3/h
Rejeito do FAD	10 m^3/h
Rejeito de Lodo - Entrada das Centrífugas (API e FAD)	12 m^3/h
Rejeito de Lodo - Entrada das Centrífugas (Biológico)	12 m^3/h

Dessa forma, a estimativa de energia para as bombas será feita através das seguintes premissas

Premissa adotada.

- A potência das bombas será estimada em informações de fornecedores para as características de cada sistema, e agrupadas segundo tabelas acima (Carga, recirculação e rejeito);
- A energia consumida será calculada a partir da vazão de projeto e das potências médias estimadas, segundo item anterior;
- O valor de energia gasto será estimado desconsiderando as bombas reservas, somente o numero de bombas operando em condições padrão;
- Tendo em vista a variedade de modelos, as vazões nominais apresentam variações. Sendo assim, são utilizadas referências com valores próximos às indicações nominais e/ou de demandas indicadas acima;
- As bombas de carga e recirculação são do tipo Centrífugas;
- As bombas de rejeito são do tipo Monofuso.

A seguir serão apresentados os fornecedores consultados para estimar a potência das bombas dosadoras e assim calcular a energia elétrica consumida.

- **Bombas de Carga**

O consumo de energia para as Bombas de Carga são feitos a partir da indicação de vazão máxima estabelecida de 700m^3/h. A seguir são apresentadas as referências para esta condição.

Tabela 25. Potências de bombas de carga para ETDI

Fabricante	Modelo	Potência (kWh)	Vazão Nominal (m3/h)
HERO[1]	Hero L2000	224	700
MEGA BOMBAS[2]	BCM NORM- 413	147	700
PWR MISSION[3]	MAGNUM	147	909
	Média de Consumo	**172,6 kWh**	

[1] Fornecedor: Excell Bombas - http://excellbombas.com.br/blog/bombas-centrifugas-hero/

[2] Fornecedor: Mega Bombas - http://www.megabombas.com.br/produtos/bombas-normalizadas.php

[3] Fornecedor: PW Mission - http://www.pwrmission.com.br/CATALOGO_Bombas.pdf

Dessa forma, o valor médio a ser adotado para o consumo de energia de uma bomba com capacidade nominal de 700 m^3/h, é de 172,6 kWh.

- **Bombas de Recirculação**

As Bombas de recirculação atendem aos sistemas de FAD e Biodiscos. O consumo de energia para as Bombas de Recirculação serão feitos a partir da indicação de vazão máxima estabelecida.

- **Sistema FAD**

O valor estimado para a vazão de recirculação deste sistema é de 235 m^3/h (Tabela 24). A seguir serão apresentadas as referências para esta condição.

Tabela 26. Estimativa do consumo de energia do sistema FAD da ETDI

Fabricante	Modelo	Potência	Vazão Nominal
IMBIL[1]	INI-BLOC 125-	11	280
	NI-BLOC 125-250/218/TRI/4P	19	275
JACUZZI DO BRASIL[2]	25FB6-T	19	256
KSB[3]	ETA125-20/4P/205	15	240
THEBE[4]	THEBE/TH 125-	19	248
	Média de Consumo	15,8 KW	

[1] Fornecedor: IMBIL - http://www.imbil.com.br/Imbil/Portugues/Upload/Cat%C3%A1logos/Cat_Geral_Ing.pdf

[2]PROGRAMA BRASILEIRO DE ETIQUETAGEM – PBE – INMETRO - http://www.inmetro.gov.br /consumidor/ pbe/bombas _motobombas.pdf

[3] Fornecedor: KSB - file:///C:/Users/W7/Downloads/mt_megabloc_a2744_0_3p.pdf

[4 Fornecedor: THEBE - http://site.thebe.com.br/produtos/detalhes/-normalizadas/th-norm-125-200

Dessa forma, o valor médio a ser adotado para o consumo de energia das Bombas de recirculação com capacidade estimada em 235 m^3/h, é de 15,8 kWh.

- **Sistema de Biodiscos**

Ferreira *et al* (2000), define que será feita uma inoculação de bactérias nitrificantes na BAE através da recirculação de 5% do efluente dos biodiscos nitrificantes. Sendo o valor da vazão

nominal estimada em 700 m^3/h, a vazão de recirculação foi estimada a partir deste valor e é de aproximadamente 35 m^3/h. A seguir serão apresentadas as referências para esta condição.

Tabela 27. Estimativa do consumo de energia do sistema de Biodiscos

Fabricante	Modelo	Potência	Vazão Nominal (m^3/h)
MEGA BOMBAS[1]	SÉRIE MRH - 50-40-140	3,7	35
SULZER[2]	ABS - EJ40BV	3,0	35
LOWARA[3]	CEA-CEANCA-CANSERIES	3,0	31
	Média de Consumo	**3,2 KW**	

[1] Fornecedor: Mega Bombas - http://www.megabombas.com.br/produtos/bombas-normalizadas.php

[2] Fornecedor: SULZER -http://www.mpleletrotecnica.com.br/download /catalogos /71CGVV507_MR _).pdf

[3] Fornecedor: LOWARA - http://lowara.com/single-stage-pumps/cea-ca-stainless-steel-threaded-centrifugal-pumps

Dessa forma, o valor médio a ser adotado para o consumo de energia das Bombas de recirculação com capacidade estimada em 35 m^3/h, é de 3,2 Kwh.

- **Bombas de Rejeito**

As Bombas de rejeito atendem aos sistemas de Separador API, FAD e Lodo Biológico do Clarificador e alimentação das centrífugas. O consumo de energia para as Bombas de Rejeito serão feitos a partir da indicação de vazão Máxima estabelecida por (FERREIRA, et al., 2000)

- **Bombas Centrífugas de 10m^3/h**

Tabela 28. Estimativa de consumo de energia de bombas de rejeito centrífuga da ETDI

Fabricante	Modelo	Potência (kWh)	Vazão Nominal (m^3/h)
MEGA BOMBAS[1]	SÉRIE MRH - 40-32-72	2,2	10
ABS[2]	EJ50B	2,2	10
KSB[3]	Monobloc - 050-032-125.1	2,2	10
Média de Consumo		**2,2 KWh**	

[1] Fornecedor: Mega Bombas - http://www.megabombas.com.br/produtos/bombas-normalizadas.php

[2] Fornecedor: SULZER - http://www.mpleletrotecnica.com.br/download/catalogos/71CGVV507_MR_).pdf

[3] Fornecedor: KSB - file:///C:/Users/W7/Downloads/mt_megabloc_a2744_0_3p.pdf

Dessa forma, o valor médio a ser adotado para o consumo de energia das Bombas de rejeito com capacidade estimada em 10 m^3/h, é de 2,2 Kwh.

- **Bombas Monofuso de 12m^3/h**

Tabela 29 - Estimativa do consumo de energia das bombas de rejeito tipo monifuso da ETDI

Fabricante	Modelo	Potência (KWh)	Vazão Nominal (m3/h)
MEGA BOMBAS[1]	GPF-50	2,0	12
NETZSCH[2]	NM053BY01L07JS	5,0	15
	Média de Consumo	**3,5 KWh**	

[1] Fornecedor: Mega Bombas - http://www.megabombas.com.br/produtos/bombas-normalizadas.php

[2] Fornecedor: NETZSCH - file:///C:/Users/W7/Downloads/Cat%C3%A1logo%20da%20Bomba%20NEMO %20Sludge%20Plus.pdf

Dessa forma, o valor médio a ser adotado para o consumo de energia das Bombas de alimentação das centrífugas, com capacidade estimada em 12 m^3/h, é de 3,5 Kwh.

- **Sistema de Dosagem de Produto Químico**

Segundo FERREIRA, et al (2000), o sistema de flotação é composto por seis tanques de formulação de produtos químicos, providos de misturadores, cada um com 10 m^3 de volume útil, operando simultaneamente dois a dois com cada produto químico (polieletrólitos e tripolifosfato). O sistema conta com três bombas dosadoras de polieletrólitos (vazão de projeto 830 L/h, vazão nominal 1.200 L/h) cada bomba succionará de um par de tanques de polieletrólitos e haverá uma reserva comum. O mesmo trabalho define ainda que os pontos de dosagens serão a Bacia de Mistura Rápida, a Bacia de Mistura Lenta e a alimentação das centrífugas. Os produtos dosados serão polieletrólito para flotação e polieletrólito para centrifugação. O outro conjunto de dosagem é composto por duas outras bombas dosadoras, uma de tripolifosfato e outra de coagulante, com uma reserva comum, (vazão de projeto 60 L/h, vazão nominal 100 L/h). O ponto de dosagem do coagulante será a Bacia de Mistura Rápida e o tripolifosfato será dosado no tanque de equilíbrio do flotador. A seguir é apresentado um resumo das informações.

Preparo de Produtos Químicos:

Tanques de Preparo: 4 (2 conjuntos de 2 tanques cada)

Pontos de Dosagem: Bacias de Mistura Rápida, Lenta e centrífugas.

Volume de cada Tanque: 10 m^3

Bomba Dosadora: 3 (sendo uma reserva)

Vazão: 1200 L/h (nominal) e 830 L/h (projeto)

Tanques de Preparo: 2 (1 conjunto de 2 tanques)

Pontos de Dosagem: Bacias de Mistura Rápida e tanque de equilíbrio do flotador.

Volume de cada Tanque: 10 m^3

Bomba Dosadora: 3 (sendo uma reserva)

Vazão: 100 L/h (nominal) e 60 L/h (projeto)

Premissa adotada.

- A potência das bombas será estimada em informações de fornecedores para as características de cada sistema.
- A energia consumida será calculada a partir da vazão de projeto e das potências médias estimadas, segundo item anterior.
- O valor de energia gasto será estimado sem considerar as bombas reservas, somente o numero de bombas operando em condições padrão. Ou seja, duas para o primeiro conjunto de tanques e duas para o segundo.

A seguir é apresentada uma tabela com a indicação de consumo de energia para cada vazão de operação (100 e 1200L/h) de diferentes fabricantes, assim será estimado um valor a ser adotado como consumo médio.

Tabela 30. Estimativa de consumo de energia das bombas dosadoras de 100 L/h

Fabricante	Modelo	Potência (KWh)	Vazão Nominal (L/h)
SERA[1]	R409-2-110	0,37	110
BOMAX[2]	DOSAMAX - P	0,24	100
MILTON ROY[3]	DOSAPRO MROT-XB	0,75	114
ITC[4]	DOSTEC 60AP44-P34	0,37	100
Média de Consumo		**0,4 KW**	

[1] Fornecedor: SERA - http://www.sera-web.com/en/dosing-technology/products/dosing-pumps

[2] Fornecedor: MILTON ROY - http://www.verder.be/fr/pompes/pompes-volumetriques/pompes-de-dosage-dosapro-milton-roy /g-serie/

[3] Fornecedor: BOMAX - http://www.bomax.com.br/pdfs/CatalogoGeral.pdf

[4] Fornecedor: ITC - http://www.itc.es/images/productos/archivos/Brochures/DOSTEC03-2014.pdf

Tabela 31. Estimativa de consumo de energia das bombas dosadoras de 1200 L/h

Fabricante	Modelo	Potência (KW)	Vazão Nominal (L/h)
SERA[1]	R410-2-1200	0,75	1200
MILTON ROY[2]	DOSAPRO GB-1200	0,55	1200
ITC[3]	DOSTEC 61-HD-P75PX-	1,1	1250
Média de Consumo 0,8 KW			

[1]Fornecedor: SERA - http://www.sera-web.com/en/dosing-technology/products/dosing-pumps

[2] Fornecedor: MILTON ROY - http://www.verder.be/fr/pompes/pompes-volumetriques/pompes-de-dosage-dosapro-milton-roy/g-serie/

[3] Fornecedor: ITC - http://www.itc.es/images/productos/archivos/Brochures/DOSTEC03-2014.pdf

Dessa forma serão adotados os seguintes valores para o consumo de energia das bombas dosadoras:

Tabela 32. Consumo de energia das bombas dosadoras da ETDI

Sistema Alimentado	Número de Bombas	Consumo Individual (Kwh)	Consumo Total (Kwh)
Bacias de Mistura Rápida, Lenta e centrífugas	2	0,8	1,6
Bacias de Mistura Rápida e tanque de equilíbrio do Flotador	2	0,4	0,8
		Consumo Total	**2,4**

APÊNDICE B – Estimativa de Produtos Químicos Consumidos

Toda caracterização qualitativa dos sistemas quimicamente assistidos na ETDI foram feitas a partir do trabalho de Ferreira *et al* (2000). Os quantitativos foram estimados através de referências literárias e//ou fornecedores.

A caracterização será apresentada a partir dos seguintes sistemas de aplicação dos químicos.

- Flotador - FAD
- Bacia de Aeração - BAE
- RBC – Reator Biológico de Contato (Biodiscos)
- Centrífugas

Flotador – FAD

O sistema de flotação é operando com três produtos químicos (polieletrólitos, tripolifosfato e coagulante). Os pontos de dosagens são a Bacia de Mistura Rápida (polieletrólito e Coagulante), Bacia de Mistura Lenta (polieletrólito) e tanque de equilíbrio (Tripolifosfato).

Tabela 33. Estimativa de dosagem de produtos químicos no FAD

Conc. de óleo (mg/L)		Remoção	Prod. Químicos (mg/L)	
Afluente	Efluente	(%)	Sulfato de Alumínio	Polímero Catiônico
220	95	57	50	4,0
460	37	92	75	0,5
220	25	89	10	2,0

Fonte: Gary F. Bennett and Nazih K. Shammas, Separation of Oil from Wastewater by Air Flotation. From: Handbook of Environmental Engineering, Volume 12: Flotation Technology Edited by: L. K. Wang et al., LLC 2010.

A partir dos valores acima, estima-se uma média de dosagem de 45 mg/L de Sulfato de Alumínio e 2,2 mg/L de Polimero Catiônico.

A literatura *Manual on Disposal of Refinery Wastes* (API, 1990), na tabela 6.3, avalia os agentes químicos aplicados no processo de Flotação por Ar Dissolvido. O estudo indica as concentrações de Coagulantes variando de 30 a 200 mg/L e a de polieletrólitos variando de 1 a 6 mg/L. Esta faixa corrobora com os valores estimados acima.

Os ortofosfatos são caracterizados por conter moléculas com apenas um átomo de fósforo. Os ortofosfatos mais importantes encontrados na prática na engenharia ambiental são: fosfato trisódio (Na_3PO_4), fosfato disódio (Na_2HPO_4), fosfato monosódio (NaH_2PO_4) e o fosfato diamônio ($(NH_4)_2HPO_4$). Os ortofosfatos são diretamente disponíveis para o metabolismo biológico sem necessidade de conversões a formas mais simples. Os polifosfatos são caracterizados por apresentar moléculas com mais de um átomo de fósforo. Os polifosfatos mais importantes encontrados na prática na engenharia ambiental são: hexametafosfato de sódio ($Na_3(PO_3)_6$), tripolifosfato de sódio ($Na_5P_3O_{10}$) e o pirofosfato tetrasódio ($Na_4P_2O_7$). (GUALBERTO, 2009)

A adição de fósforo como nutriente se deve ao fato de ser um efluente majoritariamente industrial com pouca parcela de contribuição de um efluente sanitário, que tem etapas de tratamento biológicos. Neste sentido, o desequilíbrio nutricional do meio é prejudicial a eficiência destas etapas do processo. Neste sentido, a estimativa de tripolifosfato como fonte fósforo pode ser feita a partir de valores de fósforo necessários a manutenção da relação DBO:P (suprindo o déficit).

Segundo Jordão et al (1995), a relação de DBO/ Nitrogênio/ fósforo é considerada muitas vezes um indicador de viabilidade para o tratamento biológico. É usual aplicar a relação de 100:5:1, como necessária para manter um balanço adequado de matéria orgânica e nutrientes para o tratamento biológico, ou seja: 100 mg/L de DBO para 5 mg/L de nitrogênio, e para 1 mg/L de fósforo.

Temos as seguintes premissas:

- A fonte de fósforo natural vem do efluente sanitário gerado pelas pessoas que trabalham nas instalações;
- Vazão de efluente sanitário: (Qclo) 10 m3/h (D'ALMEIDA, 2011);
- Concentração de Fósforo no Efluente Sanitário (4 – 15 mg/L) (VON SPERLING, 2005). Valor adotado:(Cp) 9,5 mg/L;
- Concentração de Fósforo necessária: 2,1 mg/L (FERREIRA, et al., 2000);
- Eficiência de Remoção de DBO: 83%;
- DBO afluente: 240 mg/L (FERREIRA, et al., 2000);
- Concentração de Fósforo no produto químico aplicado: 56% (SCS, 2016).

Sendo assim, a vazão mássica de fósforo ($Q._{m.p}$) no efluente sanitário da ETDI pode ser calculado por:

$$\mathrm{Q.m.p} = \frac{Cp\ x\ Qclo}{10^3}$$

$Q._{m.p}$ = 0,095 Kg/h

Esta vazão diluída no efluente industrial representa 0,22 mg/L de fósforo na composição do efluente a ser tratado na ETDI da refinaria.

Se a concentração de fósforo indicada é de 2,1 mg/L, a relação DBO/P representa 240/2,1 (ou 114:1), valor próximo ao indicado como ideal por Jordão et al (1995).

Com isso, a deficiência de fósforo par se chegar a concentração de 2,1 mg/L seria de 1,9 mg/L (2,1mg/L – 0,22mg/L).

Logo, a dosagem de Tripolifosfato pode ser estimada por:

C_{STPP} = 1,9/0,56, logo C_{STPP} = 3,4 mg/L

Será adotado o valor de 4 mg/L para a dosagem do Tripolifosfato.

Bacia de Aeração - BAE

A alcalinidade necessária ao processo de nitrificação na BAE e nos biodiscos será fornecida por dois sistemas de dosagem. Um de solução de carbonato de sódio e outro de suspensão de cal (hidróxido de cálcio). O hidróxido de Cálcio é dosado na entrada da BAE. Como estas dosagens estão relacionadas a manutenção da alcalinidade para o processo de remoção de nitrogênio, serão abordadas conjuntamente na seção seguinte, RBC – Reator Biológico de Contato.

RBC – Reator Biológico de Contato (Biodiscos)

A alcalinidade necessária ao processo de nitrificação nos Biodiscos será fornecida por uma solução de carbonato de sódio, injetada na linha de alimentação dos Biodiscos nitrificantes.

No terceiro conjunto de Biodiscos os microrganismos, em condições anóxicas, com substrato (nitrato), fosfato, pH, e uma fonte adicional de carbono (metanol), se fixarão no suporte e passarão a crescer, formando um biofilme e promovendo a desnitrificação por ação das bactérias específicas.

Na literatura, a quantidade de Metanol aplicada tem relação com a quantidade de Nitrato ($NO_3^=$) removida. Segundo trabalho de Ferreira, et al., (2000) A remoção de nitrato foi de 10mg/L, passando de 14 mg/L (no afluente) para 4 mg/L (no efluente).

Tabela 34. Estimativa da dosagem de Metanol

Ref.	Dosagem de Metanol	
(EPA,1984)[1]	3	mg/mg $NO_3^={}_{removida}$
(BREISHA,2010)[2]	2,5	mg/mg $NO_3^={}_{removida}$
Média	2,7	mg/mg $NO_3^={}_{removida}$

[1]EPA 1984 - DESIGN INFORMATION ON ROTATION BIOLOGICAL CONTACTOR

[2]BREISHA, GABER. Z . Bio-removal of nitrogen from wastewaters—A review. Nature and Science 2010;8(12):210-228]. (ISSN: 1545-0740). http://www.sciencepub.net.

Tabela 35. Estimativa do consumo de Metanol na ETDI

	Parâmetro	Valores		Contas
1	Dosagem de Metanol	2,7	mg/mg $NO_3^={}_{removida}$	
2	$NO_3^={}_{removida}$	10	mg $NO_3^={}_{removida}$ /L	
3	Vazão	428	m^3/h	
4	Taxa de Remoção	4.280.000,00	mg $NO_3^={}_{removida}/h$	$=(3)x(2)x10^3$
5	Consumo de Metanol	11,7	Kg/h	$=(1)x(4)/10^6$
6		0,03	Kg/m^3	=(5)/(3)

Muitos estudos já foram realizados procurando-se determinar a influência do pH e do grau de aclimatação sobre a taxa de nitrificação, verificando-se uma ampla faixa de pH ótimo, que varia entre 7,4 e 8,6. Uma substancial quantidade de alcalinidade é consumida durante o processo de nitrificação (7,14 g $CaCO_3$/g NH_4^+-N oxidado). Em um reator biológico, o pH é ditado pela alcalinidade e pela concentração de CO_2 presente no sistema. (SANTIAGO, et al., 1997)

A alcalinidade disponível na entrada da Bacia de Aeração deve ser de 90 mg/l $CaCO_3$, já na entrada do Biodisco destinado a nitrificação este valor deve ser de 185 mg/l $CaCO_3$. O estudo ainda indica que a maior parte da alcalinidade deve ser fornecida pelo Hidróxido de Cálcio na entrada da BAE, e oque a dosagem de Carbonato de Cálcio na entrada do Biodisco nitrificante é um processo de ajuste/correção.

Neste sentido, será admitido que na entrada da BAE a dosagem de Hidróxido de Cálcio ($Ca(OH)_2$)será de 90mg/l e a dosagem de Carbonato de Sódio (Na_2CO_3) será de 5mg/l.

Centrífugas

As escumas e lodos do flotador, bem como as borras do SAO API, serão coletadas conjuntamente em um tanque, de volume útil de 7 m^3, numa vazão média total de 12 m^3/h. As borras do SAO API serão bombeadas para esse tanque pelas bombas de borra, numa vazão intermitente (10 m^3/h por meia hora a cada hora, numa vazão média de 5 m^3/h). Do tanque de coleta, a mistura será bombeada, na vazão de 12 m^3/h por bombas tipo monofuso, para centrífugas tipo decanter. O lodo gerado no processo biológico será removido em dois clarificadores, alocados após o quarto grupo de Biodiscos. Os clarificadores receberão o efluente por gravidade e o lodo decantado será bombeado através de bombas monofuso para uma centrífuga para desidratação.

O processo de espessamento da mistura se dá através da injeção de polieletrólito em linha na entrada das centrífugas. O lodo centrifugado será recolhido em caçambas a serem removidas por caminhões-caçamba e dispostos em "landfarming".

Andreoli *et al*(2009) apresena uma relação entre os diferentes tipos de lodo e a faixa de dosagem usual de polieletrólitos.

Tabela 36. Caracterização de faixas de dosagem de polieletrólito em desidratação de lodo.

Tipo de Lodo	Conc. da Torta (%)	Cap. De Sólidos	Dosagem (g/Kg)
Lodo Bruto Primário	28-34	95%	2-3
Lodo Anaeróbio	35-40	95%	2-3
Lodo Ativado	14-18	95%	6-10
Lodo Misto Bruto	28-32	95%	6-10
Lodo Misto Anaeróbio	26-30	95%	4-6
Lodo Aeróbio	18-22	95%	6-10

Neste estudo, iremos adotar a aplicação de um polímero catiônico na dosagem de 6 g/kg, por ser uma valor médio entre as diferentes dosagens indicadas. A quantidade total de polímero (Polieletrólito A) aplicada está relacionada a quantidade de lodo gerada, definida no APÊNDICE (C) como sendo 1740 kg/h.

Sendo assim, o consumo de Polieletrólito A (polímero Catiônico) é estimado em 10,4 Kg/h.

APÊNDICE C – Estimativa de Resíduos Sólidos Gerados

A estimativa de resíduos sólidos gerados no sistema de tratamento em questão foi estruturada a partir da consideração do lodo produzido nos separadores de água e óleo, Flotador e Biodiscos. Não serão considerados os soídos removidos pelo gradeamento e pelo sistema de desarenadores.

Separador de Óleo (API e PPI) e Flotador (FAD)

A produção de borra oleosa nos separadores de óleo é dada pela eficiência de remoção, com valores médios indicados para concentração de óleos no afluente e efluente para cada sistema. Da mesma forma ocorre para o lodo gerado no FAD.

A concentração de óleo no FAD é 20mg/L (efluente), e de 150 mg/L (afluente). A partir desta condição e das eficiências médias para cada etapa, serão construídos os valores de concentração de óleo para os sistemas API e PPI.

Tabela 37. Estimativa da eficiência de remoção de óleo em separadores API

Sistema de Separação de Óleo API			
Referência	**Concentração de OG (mg/L)**		**Eficiência**
	Afluente	**Efluente**	
(API,1990)[1]	3000	400	87%
(EPA, 1978)[2]	2000	750	63%
(SIMENS, 2005)[3]	300-10.000	50-200	83% - 98%
		Média Adotada	**80%**

[1] API, 1990 - Design and Operation of Oil-Water Separators
[2] EPA 1978 - Oil water Separation_State os the Art
[3] SIMENS 2005 - Industrial Oily Wastewater Pretreatment.http://www.sawea.Org/pdf /Siemens .pdf

Tabela 38. Estimativa da eficiência de remoção de óleo em separadores API

Sistema de Separação de Óleo PPI			
Referência	**Concentração de OG (mg/L)**		**Eficiência**
	Afluente	**Efluente**	
(API,1990)	4000	40	99%
	25-13.000	15-200	98%
		Média Adotada	**98,5%**

Fonte: API, 1990 - Design and Operation of Oil-Water Separators

Para a estimativa da eficiência do sistema de Flotação – FAD, Bennett e Shammas (2010), no estudo *"Separation of Oil from Wastewater by Air Flotation. From: Handbook of Environmental Engineering"*, avaliaram a eficiência de diferentes processos de separação de óleo no tratamento de efluentes de refinarias, dentre eles o FAD. O estudo dá como eficiência do sistema uma margem de 75 a 95%. Esta margem corrobora com os valores indicados por Ferreira, et al., (2000), sendo a concentração de óleo na saída do FAD (efluente) como sendo de 20mg/L, e de 150mg/L na entrada (afluente), o que representa uma eficiência de 87%.

Dessa forma, a tabela a seguir apresenta a construção dos valores a partir destas eficiências e dos valores de concentração de óleo na saída e entrada do FAD.

Tabela 39. Estimativa de concentração de óleo nos sistemas SAO (API e PPI) e FAD

Parâmetros	**Unidade**	**Unidades de Tratamento**		
		API	**PPI**	**FAD**
Eficiência	%	80%	98,5%	87%
Conc.Aflu	mg/L	49.239	9.848	150
Conc. Eflu	mg/L	9.848	150	20
Remoção	mg/l	39.391	9.698	130
Taxa de remoção	**kg/h**	**16.859**	**4.151**	**56**

Nota: valores para vazão de operação de 428 m^3/h

Entre os resíduos gerados nas refinarias, o lodo oleoso tem potencial de reutilização, uma vez que o óleo e outros componentes podem ser recuperados por processos de tratamento específicos. Dentro dos diferentes lodos ou borras oleosas produzidas nos diferente atividades de refino, os sistemas SAO/FAD representam cerca de 40% (m/m) do total (KUMAR, et al., 2013).

Malakar *et al* (2015) em um estudo que avaliou a presença de compostos orgânicos voláteis em efluentes de refinarias de petróleo, descreveu a produção de lodo de uma refinaria com vazão de 350m^3/h e com uma sequência de tratamento similar estudada aqui, SAO (API,PPI) e FAD. O estudo indica ainda que somente uma parte do lodo gerado é destinado ao processo de desidratação para descarte, a outra parte segue para unidadades de recuperação de óleo.

Neste sentido, os valores apresentados por Malakar *et al* (2015) para vazão de lodo (em termos percentuais) são os seguintes:

Separadores API

- Vazão de Lodo do (SAO-API): 10% da vazão dafluente ao sistema.
- Vazão de Excesso de Lodo (SAO-API): 3% da Vazão de Lodo do (SAO-API):

Separadores PPI

- Vazão de Lodo do (SAO-PPI): 2% da vazão dafluente ao sistema.
- Vazão de Excesso de Lodo do (SAO-PPI): 3% da Vazão de Lodo do (SAO-PPI):

Flotador -FAD

O lodo do FAD não segue pra recuperação de óleo, logo todo lodo gerado é destinado ao processo de desidratação para descarte.

- Vazão de Excesso de Lodo do (FAD): 1% da vazão dafluente ao sistema.

Tabela 40. Estimativa de lodo gerado – SAO (API e PPI) e FAD

SISTEMA	LODO		Unidade
	Gerado	Excesso	
SAO-API	10%	3%	%
	42,8	1,3	m^3/h
SAO-PPI	2%	3%	%
	8,6	0,3	m^3/h
FAD	-	1%	%
	-	4,28	m^3/h

Resumindo a produção de excesso de lodo que serão destinados a desidratação por centrífuga, temos que:

- Vazão de Excesso de Lodo do (SAO-API): 1,3 m3/h.
- Vazão de Excesso de Lodo do (SAO-PPI): 0,3 m3/h.
- Vazão de Excesso de Lodo do (FAD): 4,28 m3/h.

RBC – Reator Biológico de Contato (Biodiscos)

O efluente dos Biodiscos é encaminhado a dois clarificadores para a remoção de sólidos suspensos. O lodo dos clarificadores fluem por gravidade para o poço de lodos biológicos e deste serão enviados por bombas monofuso para adensamento em centrífugas. A tabela a seguir apresenta uma estimativa para a taxa de produção de lodo no sistema.

Tabela 41. Estimativa da taxa de produção de lodo nos sistema de Biodiscos

Referência	Produção de Lodo Kg/Kg de DBO removida.	Valor Adotado
ROBERT & SYKLE (2003)[1]	0,5 - 0,8	0,65
TOMAZ (2010) [2]	0,4	0,40
	Média Adotada	**0,53**

[1] ROBERT & SYKLE (2003) - Chap 11 - Biological Wastewater Tratment Processes /http://freeit.free.fr/The%20Civil%20Engineering%20Handbook,2003 /0958%20c h11.pdf.

[2] TOMAZ (2010) Capítulo 05 - Reator Biológico de Contato (RBC) para água cinza clara / http://creasp.org.br/biblioteca/wp-content/upl oads/2012/08/Capitulo-05-Biodisco-para-aguas-cinzas-claras.pimativa pdf

A tabela a seguir apresenta a estimativa de produção de lodo a partir da taxa de 0,53 Kg/Kg de DBO removida para as condições de DBO e vazão da EDI.

Tabela 42. Estimativa de produção de lodo no sistema de Biodisco

Vazão da ETE	428	m3/h
DBO afluente	83	mg/l
DBO efluente	20	mg/l
Produção de Lodo no Biodisco		
DBO Removida	27	Kg/h
Taxa Prod.Lodo	0,53	Kg/Kg de.DBOremovida
Produção Estimada	**14,2**	**Kg/h**

Admitindo que a densidade do lodo produzida pelos Biodiscos seja de 1.020 Kg/m^3, a vazão de lodo produzida por este sistema será de 0,01 m^3/h.

<u>Estimativa de Produção de Lodo Desidratado por Centrífuga</u>

Todo lodo gerado e estimado acima será desidratado através de um decanter centrífugo. O processo de desidratação será quimicamente assistido, com aplicação de polieletrólito (Polímero Catiônico), para auxiliar e aumentar a eficiência do processo. A concentração de polímero aplicada foi definida o APÊNDICE B, sendo equivalente a 6 g/Kg.

O lodo gerado será tratado separadamente, sendo:

(1) Lodo do SAO + FAD (Lodo oleoso)

(2) Lodo do Biodisco (Lodo biológico)

Características do sistema de Centrífugas:

Os dados foram adotados tendo como referência o modelo Type HS-366L (IHI , 2013).

- Desempenho da centrífuga: 8≈12 m³/h.
- Potência da centrífuga (Pc) = 30 kW.
- Capacidade de desidratação da centrífuga (Cap_{des}) = 10 m³/h (modelo de referência da centrífuga: Type HS-366L).

➢ **Estimativa da produção de Lodo do SAO + FAD (Lodo oleoso)**

- O teor de sólidos (TS) na torta de lodo seco pode variar entre 30% e 40% (ECHEVERRÍA, et al., 2002). Valor de TS escolhido: 35 %.
- Captura de sólidos na torta = 95 % (ABNT, 2011).
- Densidade do lodo seco (ρs) = 1100 g/L
- TS afluente = TS no lodo = 10 % (KUMAR, et al., 2013).
- Vazão afluente = Q_{lodo} = 5,82 m³/h.
- Carga mássica de SST afluente à centrífuga ($C_{centSST}$) pode ser obtido através da fórmula abaixo:

$$C_{digSST} = Q_{lodo} \times TS \times \rho s$$

C_{digSST} = 640,3 kg SST/h.

- A carga mássica de sólidos totais na torta (C_{mST}) pode ser obtido através da fórmula abaixo:

$$Cm_{ST} = C_{centSST} \% Cap_{Sol}$$

Onde,

Cm_{ST} é a carga mássica de sólidos totais na torta, em kgST/h;

$C_{centSST}$ é a carga mássica de SST afluente à centrífuga, em kgSST/h; e

% Cap_{Sol} é a porcentagem de captura de sólidos escolhida = 95%.

Cm_{ST} = 608,3 kgST/h.

- A vazão de lodo desaguado gerado (Qf) pode ser calculado com o auxílio da fórmula abaixo.

$$Q = \frac{ST}{\rho \text{ x } TS}$$

Onde,

Q é a vazão efluente, em m³/h. Neste caso, do lodo desaguado (Qf);

ST é a carga mássica, em kgST/h. Neste caso, a carga mássica dos sólidos totais na torta; e

TS é o teor de sólidos. Neste caso, na torta de lodo seco = 35%.

Qf = 1,6 m³/h

- A carga mássica de lodo gerado (CmLodo) pode ser obtida através da fórmula abaixo:

$$Cm_{lodo} = Qf \frac{\rho}{1000}$$

Onde,

Cm_{Lodo} é a carga mássica de lodo gerado, em t/d;

Qf é a vazão de lodo desaguado, em m³/d; e

ρs é a densidade do lodo em g/L. Nesse caso, 1100 g/L.

Cm_{Lodo} = 1,74 t/h.

➢ **Estimativa da produção de Lodo do Biológico**

- O teor de sólidos (TS) na torta de lodo seco pode variar entre 18 e 30% (ABNT, 2011). Valor de TS escolhido: 25 %.
- Captura de sólidos na torta = 95 % (ABNT, 2011).
- Densidade do lodo seco (ρs) = 1025g/L.
- TS afluente = TS no lodo = 5 %
- Vazão afluente = $Q_{lodo\ adens.}$ = 0,01 m³/h.
- Carga mássica de SST afluente à centrífuga ($C_{centSST}$) pode ser obtido através da fórmula abaixo:

$$C_{digSST} = Q_{lodo} \text{ x } TS \text{ x } \rho s$$

C_{digSST} = 0,7 kg SST/h.

- A carga mássica de sólidos totais na torta (C_{mST}) pode ser obtido através da fórmula abaixo:

$$Cm_{ST} = C_{centSST} \% Cap_{Sol}$$

Onde,

Cm_{ST} é a carga mássica de sólidos totais na torta, em kgST/h;

$C_{centSST}$ é a carga mássica de SST afluente à centrífuga, em kgSST/h; e

% Cap_{Sol} é a porcentagem de captura de sólidos escolhida = 95%.

Cm_{ST} = 0,67 kgST/h.

- A vazão de lodo desaguado gerado (Qf) pode ser calculado com o auxílio da fórmula abaixo

$$Q = \frac{ST}{\rho \text{ x } TS}$$

Onde,

Q é a vazão efluente, em m³/h. Neste caso, do lodo desaguado (Qf);

ST é a carga mássica, em kgST/h. Neste caso, a carga mássica dos sólidos totais na torta; e

TS é o teor de sólidos. Neste caso, na torta de lodo seco = 25%.

Qf = 0,0026 m³/h

- A carga mássica de lodo gerado (CmLodo) pode ser obtida através da fórmula abaixo:

$$Cm_{lodo} = Qf \frac{\rho}{1000}$$

Onde,

Cm_{Lodo} é a carga mássica de lodo gerado, em t/d;

Qf é a vazão de lodo desaguado, em m³/d; e

ρs é a densidade do lodo em g/L. Nesse caso, 1020 g/L.

Cm_{Lodo} = 0,0027 t/h.

Transporte

- Capacidade de transporte do veículo: 28 t (Caminhão). Fonte: SimaPro - Cópia da ETH-biblioteca, onde o nome é "Caminhão 28t ETH T". ETH Caminhão 28t (40% de Eficiência), título original alemão: Transporte LKW 28 t. A Base de dados do programa descreve que: As tabelas do inventário incluem a construção da infra-estrutura (estradas, vias férreas e estações, pontes e túneis, canais e portos), fabricação de meios de transporte (carros, caminhões, locomotivas), energia direta e consumo de material de trabalho e as emissões durante a operação. Fim de vida e resíduos de produção são incluídos também. Em princípio, todos os subsistemas descritos no modelo de Sistema ESU-ETH 1996 (princípios gerais) estão incluídos no sistema. Modelo do sistema de transporte enumera os meios de transporte modelado e da proveniência geográfica das principais fontes de dados. Serviços de transporte, ou seja, toneladas-quilômetros (tkm), são modelados de acordo com as particularidades de cada portador de energia. O consumo médio de combustível, taxas de ocupação e fatores de emissão são utilizados para os diferentes meios de transporte;
- Distância percorrida arbitrada em 70 Km: Este valor foi escolhido por ser a distância entre uma Refinaria brasileira e o seu respectivo centro de resíduo sólidos, para onde o lodo desidratado é destinado;
- Carga mássica diária de lodo gerado por dia: 42 ton/d;
- A análise do impacto ambiental potencial medido pelo programa SimaPro leva em consideração o desempenho bruto da tonelada por quilômetro (Dbtkm), tendo como referência a unidade tkm. Esta é uma unidade de medida de transporte de cargas, que representa o transporte de 1 tonelada de mercadorias por um determinado modo de transporte (rodoviário, ferroviário etc.) a uma distância de um quilômetro (EUROSTAT, 2013). Considerando que o caminhão será utilizado apenas quando sua caçamba estiver cheia de lodo, é possível obter o resultado de tkm.

O Memorial de Cálculo é apresentado abaixo.

Tabela 43. Cálculo de tKm para transporte do lodo

Vazão de Lodo Seco	41,76	t/dia
Distância até o SIETL	70	km
Relação: Tonelada x Distância	2.923,2	tkm/dia
Vazão Diária da ETDI	1.0272	m^3/dia
ton x dia/m^3	0,28	tkm/m^3

APÊNDICE D – Resultados de Verificação do Impacto nas Categorias Intermediárias.

Tabela 44. Resultados de verificação do impacto nas Categorias Intermediárias apresentados pelo SimaPro para o método ReCipe 2008

Categoria de Impacto	Unidade	Total	Componentes			
			Efluente	Eletricidade	Químicos	Transporte
Mudanças Climáticas (MC)	kg CO2 eq	8,31E-01	0,00E+00	6,02E-01	1,68E-01	6,09E-02
Redução da Camada de Ozônio (RCO)	kg CFC-11 eq	1,30E-07	0,00E+00	2,90E-08	1,38E-08	8,72E-08
Toxicidade Humana (TH)	kg 1,4-DB eq	6,31E+00	2,87E+00	1,44E+00	1,64E+00	3,62E-01
Formação de Oxidantes Fotoquímicos (FOF)	kg NMVOC	2,16E-03	0,00E+00	8,97E-04	4,14E-04	8,46E-04
Formação de Material Particulado (FMP)	kg PM10 eq	7,80E-04	0,00E+00	2,97E-04	2,91E-04	1,92E-04
Radiação Ionizante (RI)	kg U235 eq	1,45E-01	0,00E+00	1,07E-01	2,83E-02	9,93E-03
Acidificação Terrestre (AT)	kg SO2 eq	2,47E-03	0,00E+00	9,09E-04	1,01E-03	5,48E-04
Eutrofização na Água Doce (EAD)	kg P eq	9,20E-04	8,00E-04	4,27E-05	7,76E-05	1,75E-07
Eutrofização Marinha (EM)	kg N eq	1,42E-02	1,37E-02	2,02E-04	1,18E-04	2,28E-04
Ecotoxicidade Terrestre (ETT)	kg 1,4-DB eq	8,17E-04	4,33E-04	1,83E-04	7,52E-05	1,25E-04
Ecotoxicidade da Água Doce (ETD)	kg 1,4-DB eq	3,45E-03	1,41E-03	8,94E-04	1,10E-03	4,53E-05
Ecotoxicidade Marinha (ETM)	kg 1,4-DB eq	3,48E+00	5,43E-01	1,24E+00	1,57E+00	1,29E-01
Ocupação de Terra Agrícola (OTA)	m2a	2,06E-02	0,00E+00	1,90E-02	1,63E-03	0,00E+00
Ocupação de Solo Urbano (OSU)	m2a	3,87E-03	0,00E+00	8,92E-04	2,98E-03	0,00E+00
Transformação de Área Natural (TAN)	m2	7,22E-04	0,00E+00	6,98E-04	2,47E-05	0,00E+00
Depleção Hídrica (DH)	m3	5,32E-03	0,00E+00	1,66E-03	3,21E-03	4,41E-04
Depleção de Recursos Minerais (DRM)	kg Fe eq	1,70E-02	0,00E+00	7,56E-03	6,74E-03	2,72E-03
Depleção de Combustíveis Fósseis (DCF)	kg oil eq	1,77E-01	0,00E+00	9,06E-02	6,48E-02	2,19E-02

APÊNDICE E – Resultados de Verificação do Impacto nas Categorias de Pontuação Única.

Tabela 45. Resultados de verificação do impacto nas Categorias de Pontuação Única

Categoria de Impacto	Unidade	Total	Componentes			
			Efluente	Eletricidade	Químicos	Transporte
Total	Pt	1,26E-01	2,55E-02	5,70E-02	3,33E-02	1,00E-02
Danos à saúde humana (SH)	Pt	9,55E-02	2,55E-02	4,05E-02	2,30E-02	6,55E-03
Danos à diversidade do ecossistema (DE)	Pt	4,34E-03	1,97E-05	3,23E-03	8,44E-04	2,52E-04
Danos à disponibilidade de recursos (DR).	Pt	2,60E-02	0,00E+00	1,33E-02	9,51E-03	3,21E-03

APÊNDICE F – Resultados da Análise de Sensibilidade.

Tabela 46. Resultados da Análise de Sensibilidade – EPS 2000 V2.06 / EPS – Pontuação Única

Categoria de impacte	Unidade	Total	Componentes			
			Efluente	Eletricidade	Químicos	Transporte
Total	Pt	0,356071	-0,00504	0,194102	0,125959	0,041052593
Expectativa de vida	Pt	0,090751	0	0,063081	0,019909	0,007760204
Morbidade grave	Pt	0,033134	0	0,025167	0,005848	0,002119169
Morbidade	Pt	0,006541	0	0,004822	0,001262	0,000457442
Incômodo grave	Pt	0,000937	0	0,000177	0,000176	0,000584409
Incômodo	Pt	0,001389	0	0,000527	0,00062	0,000241595
Capacidade de crescimento da cultura	Pt	0,000302	0	0,000169	5,14E-05	8,17559E-05
Capacidade de crescimento madeira	Pt	-0,00146	0	-0,00101	-0,0003	-0,00016001
Peixe e carne de produção	Pt	-0,00554	-0,00549	-1,9E-05	-8,2E-06	-2,03208E-05
Acidificação do solo	Pt	3,8E-05	0	1,38E-05	1,56E-05	8,56842E-06
Produção e captação de água de irrigação	Pt	0	0	0	0	0
Produção e captação de água de potável	Pt	0	0	0	0	0
Esgotamento das reservas	Pt	0,228001	0	0,100086	0,098023	0,02989087
Extinção das espécies	Pt	0,001983	0,000452	0,001084	0,000358	8,89092E-05

Tabela 47. Resultados da Análise de Sensibilidade – IMPACT 2002+ V2.06 / IMPACT 2002+ – Pontuação Única

Categoria de impacte	Unidade	Total	Efluente	Componentes		
				Eletricidade	Químicos	Transporte
Total	Pt	0,000271	1,2679E-05	0,000180221	5,27202E-05	2,58016E-05
Cancerígenos	Pt	1,02E-05	0	9,39414E-06	7,48575E-07	6,82383E-08
Não cancerígenos	Pt	7,07E-05	1,14774E-05	5,73535E-05	1,48809E-06	3,34201E-07
Inorgânicas respiratórias	Pt	3,71E-05	0	1,50369E-05	1,17831E-05	1,02934E-05
Radiação ionizante	Pt	4,43E-07	0	3,25408E-07	8,85604E-08	2,92302E-08
Destruição da camada de ozônio	Pt	2E-08	0	4,29515E-09	2,04246E-09	1,3615E-08
Orgânicas respiratórias	Pt	8,62E-08	0	2,37134E-08	1,50618E-08	4,74099E-08
Ecotoxicidade aquática	Pt	1,39E-06	1,20155E-06	6,75996E-08	2,88647E-08	9,62E-08
Ecotoxicidade terrestre	Pt	5,6E-06	1,20048E-19	3,14885E-06	8,3877E-07	1,60903E-06
Acidificação de Nutrientes Terestres	Pt	6,81E-07	0	2,60167E-07	1,70759E-07	2,49962E-07
Ocupação do solo	Pt	1,81E-06	0	1,4641E-06	3,19855E-08	3,18474E-07
Acidificação aquática	Pt	-	-	-	-	-
Eutrofização aquática	Pt	-	-	-	-	-
Aquecimento global	Pt	8,37E-05	0	6,052E-05	1,69881E-05	6,16957E-06
Energia não renovável	Pt	5,96E-05	0	3,26007E-05	2,04541E-05	6,56542E-06
Extração mineral	Pt	1,1E-07	0	2,12106E-08	8,21437E-08	6,87329E-09

Tabela 48. Resultados da Análise de Sensibilidade – EDIP 2003 V1.02 / Default – Pontuação Única

Categoria de impacte	Unidade	Total	Componentes			
			Efluente	Eletricidade	Químicos	Transporte
Total	Pt	0,010079	0,008331479	0,001101999	0,000472978	0,000172572
Aquecimento global 100a	Pt	0,000119	0	8,82679E-05	2,23771E-05	8,14017E-06
Destruição do ozônio	Pt	7,95E-05	0	1,77472E-05	8,43913E-06	5,33488E-05
Formação do ozônio (Vegetação)	Pt	4,61E-05	0	2,90799E-05	6,02376E-06	1,0978E-05
Formação do ozônio (Humano)	Pt	4,81E-05	0	3,13677E-05	6,07829E-06	1,06693E-05
Acidificação	Pt	2,15E-05	0	8,39531E-06	1,01088E-05	2,99098E-06
Eutrofização terrestre	Pt	2,03E-05	0	8,01535E-06	3,91226E-06	8,3333E-06
Eutrofização aquática EP(N)	Pt	1,79E-05	1,48621E-06	6,59612E-06	3,35037E-06	6,4897E-06
Eutrofização aquática EP(P)	Pt	0,000258	0	9,12199E-05	0,000166587	2,57968E-07
Toxicidade humana ar	Pt	0,000192	0,000129366	4,27104E-05	9,41553E-06	1,09548E-05
Toxicidade humana água	Pt	0,007354	0,00725527	5,31076E-05	4,23402E-05	3,1583E-06
Toxicidade humana solo	Pt	0,001266	0,000945356	0,000207895	5,53339E-05	5,72509E-05
Ecotoxicidade crônica da água	Pt	0	0	0	0	0
Ecotocicidade aguda da água	Pt	0	0	0	0	0
Ecotoxicidade crônica do solo	Pt	0	0	0	0	0
Resíduos perigosos	Pt	4,01E-07	0	2,75359E-07	1,26091E-07	0
Escórias/cinzas	Pt	2,99E-07	0	9,85772E-08	2,00223E-07	0
Resíduos em massa	Pt	0,000102	0	8,6744E-05	1,48716E-05	0
Resíduos radioativos	Pt	0,000554	0	0,000430479	0,000123813	0
Recursos (todos)	Pt	0	0	0	0	0

Tabela 49. Resultados da Análise de Sensibilidade – Ecological Scarcity 2006 V1.05 / Ecological scarcity 2006 – Pontuação Única

Categoria de impacto	Unidade	Total	Categorias			
			Efluente	Eletricidade	Químicos	Transporte
Total	Pt	3497,35	2828,60	375,83	209,64	83,28
Emissões para o Ar	Pt	472,47	0	291,23	112,22	69,02
Emissões para Águas de Superfície	Pt	2931,4	2828,60	16,02	74,13	12,62
Emissões para Águas Subterrâneas	Pt	0,152	0	0,119	0,0312	0
Emissões para o Solo	Pt	8,02	0	7,83	0,188	0
Recursos Energéticos	Pt	38,63	0	28,27	10,35	0,012
Recursos Naturais	Pt	8,90	0	5,69	1,59	1,63
Resíduos Depositados	Pt	37,81	0	26,68	11,13	0