

ESCOLA POLITÉCNICA DA UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
VICTOR SETTE GRIPP

**ANÁLISE AMBIENTAL, ENERGÉTICA E ECONÔMICA DE ARRANJO
PROCESSUAL PARA REÚSO DE ÁGUA EM REFINARIA DE PETRÓLEO**

SÃO PAULO

2014

VICTOR SETTE GRIPP

**ANÁLISE AMBIENTAL, ENERGÉTICA E ECONÔMICA DE ARRANJO
PROCESSUAL PARA REÚSO DE ÁGUA EM REFINARIA DE PETRÓLEO**

Dissertação apresentada à Escola Politécnica da
Universidade de São Paulo para a obtenção do título de
Mestre em Ciências.

SÃO PAULO

2014

VICTOR SETTE GRIPP

**ANÁLISE AMBIENTAL, ENERGÉTICA E ECONÔMICA DE ARRANJO
PROCESSUAL PARA REÚSO DE ÁGUA EM REFINARIA DE PETRÓLEO**

Dissertação apresentada à Escola Politécnica da
Universidade de São Paulo para a obtenção do título de
Mestre em Ciências.

Área de Concentração: Engenharia Química

Orientador: Prof. Dr. Luiz Alexandre Kulay

SÃO PAULO

2014

Este exemplar foi revisado e corrigido em relação à versão original, sob responsabilidade única do autor e com a anuência de seu orientador.

São Paulo, 31 de janeiro de 2014.

Assinatura do autor Victor Sette Gripp

Assinatura do orientador Laércio

FICHA CATALOGRÁFICA

Gripp, Victor Sette

Análise ambiental, energética e econômica de arranjo processual para reúso de água em refinaria de petróleo / V.S.

Gripp. -- São Paulo, 2013.

p.163

Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Química.

1. Reúso da água (Aspectos ambientais; Aspectos econômicos) 2. Refinarias 3. Petróleo 4. Ciclo de vida (Avaliação) I. Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia Química II. t.

Dedico este trabalho a meus pais, avós e irmãos, principais responsáveis por eu ser hoje o que sou.

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Luiz Alexandre Kulay, pela orientação e pelos conhecimentos compartilhados, pelo constante estímulo transmitido ao longo de todo o trabalho, pela confiança em mim depositada e, sobretudo, pela grande amizade construída ao longo desses anos.

Ao amigo e Prof. Dr. Marcelo Martins Seckler, pelos conhecimentos transmitidos e por todo apoio fornecido desde o início deste projeto.

À Petrobras e ao CENPES, pelas informações fornecidas e pela oportunidade de realizar este trabalho.

À colega e amiga Marcela, pelo empenho dedicado na construção do modelo da cristalização, bem como pela companhia e apoio ao longo desta jornada.

Aos amigos de GP2, Alex, Henrique, João Paulo, Adriana, Eduardo, Rafael e Maritza, pelas experiências trocadas e por compartilharem comigo desta caminhada.

Ao IBRADES e à WayCarbon, que, neste período, permitiram-me trabalhar em horários flexíveis, para que pudesse também me dedicar à concretização deste trabalho.

Aos meus pais, William e Denise, pelo incessante incentivo e apoio, mas, acima de tudo, por servirem de inspiração e exemplo, não só para minhas realizações acadêmicas, como também para todo o resto.

*“Queremos saber
Queremos viver
Confiantes no futuro
Por isso se faz necessário
Prever qual o itinerário da ilusão
A ilusão do poder
Pois se foi permitido ao homem
Tantas coisas conhecer
É melhor que todos saibam
O que pode acontecer”*

(Trecho da música “Queremos Saber”, de
Gilberto Gil)

RESUMO

Foi construído um modelo representativo do ciclo de vida da água em uma refinaria de petróleo, contemplando todos os usos a que esta se presta. Nesse contexto foram avaliados do ponto de vista ambiental, energético e econômico cenários em que etapas adicionais eram incorporadas ao tratamento de efluentes de forma a viabilizar o reúso de água e o fechamento do circuito na própria refinaria, reduzindo assim a necessidade de captação e, conseqüentemente, de tratamento da água bruta captada pela refinaria.

O Cenário I corresponde ao cenário-base, sem implantação de nenhuma ação voltada ao reúso. No Cenário II, é incorporada a etapa adicional chamada Tratamento Fase 1, constituída por um processo de Clarificação seguido de uma Eletrodíálise Reversa (EDR) que permite o reúso de 255,7 m³/h dos 350 m³/h lançados inicialmente ao corpo hídrico no Cenário I. No Cenário III, é incorporada ao arranjo do Cenário II uma etapa de Cristalização Evaporativa para tratar o concentrado salino da EDR, recuperando, assim, mais 55,4 m³/h dos 350 m³/h lançados inicialmente, utilizando, para isso, vapor residual inicialmente não aproveitado pela refinaria.

A análise ambiental foi desenvolvida por Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) e constatou um desempenho muito semelhante dos três cenários. Apesar disso, a análise em perfil aberto, de impactos de *midpoint*, evidenciou ganhos ambientais significativos associados ao fechamento de circuito de água e, embora com vantagens muito discretas, o Cenário III apresentou um desempenho superior ao do Cenário II em todas as categorias e, na grande maioria delas, também superior ao desempenho do Cenário I. A análise de indicador único, em *endpoint*, destacou o impacto em Mudança Climática, relativo principalmente à queima de gás natural na caldeira para a geração de vapor, como o principal impacto ambiental associado ao ciclo de vida da água na refinaria, responsável por mais de 90% do valor correspondente ao resultado do indicador único.

A análise energética foi desenvolvida utilizando-se o indicador de Demanda Cumulativa de Energia (CED) e resultou em um desempenho superior do Cenário I, ainda que com pequenas diferenças em relação aos Cenários II e III. O pior desempenho foi o do Cenário II. Comparando-se a contribuição relativa dos

diferentes tipos de energia, destaca-se a energia de origem hidrelétrica, responsável por cerca de 80% do indicador único de CED em todos os três cenários.

A análise econômica foi realizada por meio de indicadores tradicionalmente utilizados para a análise de viabilidade de projetos – Taxa Interna de Retorno (TIR) e Valor Presente Líquido (VPL) –, considerando, como referência, as regras de cobrança pelo uso da água vigentes na bacia do rio Paraíba do Sul. Com os preços cobrados atualmente pelo uso da água desta bacia, a implantação de ambos os cenários de reúso (II e III) não se viabiliza economicamente. Para que isso ocorra, o valor cobrado pelo uso da água teria que ser da ordem de 50 a 80 vezes maior do que o que é cobrado atualmente. Dentre os cenários de reúso, o Cenário II apresentou desempenho econômico superior ao do Cenário III.

Palavras-chave: Reúso de água. Refinaria de petróleo. Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Demanda Cumulativa de Energia (CED). Análise econômica.

ABSTRACT

It was built a representative model of the water life cycle within a petroleum refinery, considering all the uses in which it is applied. In this context, under environmental, energetic and economic perspective, different scenarios were analyzed, where further treatment stages were added to the wastewater treatment process so that recycled water could be provided back to the refining process, reducing, therefore, the need for freshwater intake and pretreatment by the refinery.

Scenario I is the base scenario, without implementation of any water reuse aimed action. In Scenario II, it is incorporated the additional stage called Phase 1 Treatment, which consists of a Clarification process followed by an Electrodialysis Reversal (EDR). This enables the recycling of 255.7 m³/h from the 350 m³/h previously discharged to the water body in Scenario I. In Scenario III, it is incorporated to the Scenario II setting an Evaporative Crystallization process for treating the concentrated brine resulting from the EDR process. This enables the recovery of more 55.4 m³/h from the 350 m³/h initially released, using, for that, the energy from residual steam previously not used by the refinery.

The environmental analysis was developed through Life Cycle Assessment (LCA) and found very similar performances for all three scenarios. Despite that, the open profile analysis, of midpoint impacts, showed significant environmental gains from the closure of the water circuit and, though with very small advantages, Scenario III showed a better performance than Scenario II in all impact categories and, in most of them, also better than Scenario I performance. The single score analysis, considering endpoint impact categories, highlighted Climate Change, specially related to the natural gas burning in the boiler for steam generation, as the main impact category associated to the water life cycle within the refinery, being responsible for more than 90% of all the value of the single score indicator.

The energetic analysis was developed using the Cumulative Energy Demand (CED) indicator and resulted in a better performance of Scenario I, even if with just small differences from Scenarios II and III. The worst performance was from Scenario II. Comparing the relative contribution of the different types of energy, the hydroelectricity was the most important one, being responsible for around 80% of the CED single score in all three scenarios.

The economic analysis was developed through traditional indicators used for assessing projects viability – Internal Return Rate (IRR) and Net Present Value (NPV) –, considering, as reference, the rules of charging for water use valid nowadays at the Paraíba do Sul river basin. With the prices charged nowadays for the water use from this basin, the implementation of both reuse scenarios is not economic viable. In order to make it viable, the charged value would have to be around 50 to 80 times higher than it is today. Among the reuse scenarios, Scenario II had a better economic performance than Scenario III.

Keywords: Water reuse. Petroleum refinery. Life Cycle Assessment (LCA). Cumulative Energy Demand (CED). Economic analysis.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

FIGURA 1 - ESQUEMA DA ANÁLISE DE CICLO DE VIDA DE UM PRODUTO	28
FIGURA 2 - ESTÁGIOS DO ESTUDO DE ACV.	31
FIGURA 3 - REPRESENTAÇÃO GRÁFICA DOS BALANÇOS DE ÁGUA NOS TRÊS CENÁRIOS AVALIADOS.....	59
FIGURA 4 - ESQUEMA DO PROCESSO DE CRISTALIZAÇÃO EVAPORATIVA	125
GRÁFICO 1 - RESULTADO COMPARATIVO DO PERFIL DE IMPACTO AMBIENTAL DOS TRÊS CENÁRIOS ANALISADOS.	83
GRÁFICO 2 - RESULTADO DA ANÁLISE DE CED EM PERFIL ABERTO.	95
GRÁFICO 3 - VPL E TIR DA IMPLANTAÇÃO DE TRATAMENTOS ADICIONAIS DE EFLUENTES (CENÁRIOS II E III), CONSIDERANDO HORIZONTES TEMPORAIS DE 10, 20 E 30 ANOS, E VARIANDO-SE O PREÇO PAGO PELO USO DA ÁGUA EM RELAÇÃO AO PPU ATUAL.....	102
GRÁFICO 4– DESEMPENHO NORMALIZADO DOS TRÊS CENÁRIOS EM CADA UMA DAS TRÊS DIMENSÕES.....	107

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - CARACTERIZAÇÃO DAS CORRENTES DE ENTRADA E SAÍDA DA ELETRODIÁLISE REVERSA (EDR).	52
TABELA 2 - VAZÕES DE CADA CORRENTE EM CADA CENÁRIO ANALISADO.	58
TABELA 3 - PARÂMETROS PARA O CÁLCULO DO VALOR PAGO PELA CAPTAÇÃO.	69
TABELA 4 - ÍNDICES DE PREÇO UTILIZADOS PARA O AJUSTE TEMPORAL DE CUSTOS DE EQUIPAMENTOS.	71
TABELA 5 – PREMISSAS E PARÂMETROS PARA ESTIMATIVA DOS CUSTOS DE INVESTIMENTO DO CLARIFICADOR.	73
TABELA 6 - PREMISSAS E PARÂMETROS PARA O CÁLCULO DO CUSTO DE INVESTIMENTO DA CRISTALIZAÇÃO.	75
TABELA 7 - RESULTADOS DA ANÁLISE AMBIENTAL EM PERFIL ABERTO.	82
TABELA 8 - RESULTADO DO PERFIL DE IMPACTOS AMBIENTAIS EM INDICADOR ÚNICO.	91
TABELA 9 - RELAÇÕES ENTRE AS CATEGORIAS <i>MIDPOINT</i> E <i>ENDPOINT</i> NO MODELO ReCiPe.	92
TABELA 10 - RESULTADOS DA ANÁLISE ENERGÉTICA COM O INDICADOR CED.	94
TABELA 11 - COMPOSIÇÃO DO INDICADOR ÚNICO E PORCENTAGEM DO TIPO DE ENERGIA EM CADA CENÁRIO.	96
TABELA 12 - RESULTADOS DE VPL PARA CADA CENÁRIO, CONSIDERANDO O PREÇO ATUAL DE COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA.	99
TABELA 13 - EXEMPLO DE FLUXO DE CAIXA MONTADO PARA A O CÁLCULO DOS INDICADORES DE TIR E VPL. CENÁRIO II, COM 20 ANOS DE OPERAÇÃO E PREÇO COBRADO PELO USO DA ÁGUA 60 VEZES MAIOR DO QUE O PREÇO ATUAL.	100
TABELA 14 - VPL E TIR DA IMPLANTAÇÃO DE TRATAMENTOS ADICIONAIS DE EFLUENTES (CENÁRIOS II E III), CONSIDERANDO HORIZONTES TEMPORAIS DE 10, 20 E 30 ANOS, E VARIANDO-SE O PREÇO PAGO PELO USO DA ÁGUA EM RELAÇÃO AO PPU ATUAL.	101
TABELA 15 - VALORES DE PPU PELO USO DA ÁGUA QUE VIABILIZAM OS PROJETOS EM CADA CENÁRIO.	103
TABELA 16 - VALOR PAGO PELO USO DA ÁGUA, POR TIPO DE USO, NOS CENÁRIOS I, II E III, CONSIDERANDO O PREÇO ATUAL DA BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL.	104
TABELA 17 - INDICADORES ÚNICOS DA DIMENSÃO ECONÔMICA.	105
TABELA 18 - RESUMO DOS INDICADORES ÚNICOS EM CADA DIMENSÃO.	106
TABELA 19 - DESEMPENHOS DE CADA CENÁRIO EM INDICADORES NORMALIZADOS NUMA ESCALA DE 0 A 1 DE FORMA A FACILITAR A VISUALIZAÇÃO GRÁFICA DESSES RESULTADOS.	107
TABELA 20 - COMPOSIÇÃO DA CORRENTE DE ALIMENTAÇÃO DO SISTEMA.	128
TABELA 21 - RESULTADOS DA SIMULAÇÃO DO PROCESSO DE CRISTALIZAÇÃO EVAPORATIVA.	129
TABELA 22 – INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE TRATAMENTO DE ÁGUA BRUTA (ETA).	130
TABELA 23 – INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE FRACIONAMENTO DA CORRENTE DE ÁGUA TRATADA PROVENIENTE DA ETA.	131
TABELA 24 – INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE TRANSPORTE DE ÁGUA EM TUBULAÇÃO.	132
TABELA 25 – INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE TRANSPORTE DE ÁGUA ENTRE A ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA (ETA) E A UNIDADE DE PREPARAÇÃO DE PRODUTOS QUÍMICOS.	132
TABELA 26 – INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE TRANSPORTE DE ÁGUA PARA SERVIÇOS DE LIMPEZA ENTRE A ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA (ETA) E AS UNIDADES DE REFINO DE PETRÓLEO.	133
TABELA 27 – INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE TRANSPORTE DE ÁGUA DESDE A ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA (ETA) ATÉ A TORRE DE RESFRIAMENTO.	133

TABELA 28 – INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE TRANSPORTE DE ÁGUA DESDE A ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA (ETA) ATÉ A ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA PARA A CALDEIRA (ETAC).	134
TABELA 29 – INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE TRANSPORTE DE ÁGUA ENTRE A ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA (ETA) E AS UNIDADES CONSUMIDORAS QUE CONSTITUEM O REFINO DE PETRÓLEO.....	134
TABELA 30– INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE PRODUÇÃO DE HIDRÓXIDO DE SÓDIO SEGUNDO A TECNOLOGIA DE CÉLULAS DE MERCÚRIO.....	135
TABELA 31– INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE PRODUÇÃO DE HIDRÓXIDO DE SÓDIO SEGUNDO A TECNOLOGIA DE DIAFRAGMAS.....	136
TABELA 32– INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE PRODUÇÃO DE HIDRÓXIDO DE SÓDIO SEGUNDO A TECNOLOGIA DE MEMBRANAS.....	138
TABELA 33– INVENTÁRIO DA MATRIZ DE FORNECIMENTO DE HIDRÓXIDO DE SÓDIO.....	139
TABELA 34– INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE TRANSPORTE DE HIDRÓXIDO DE SÓDIO ENTRE A UNIDADE PRODUTORA DESTES INSUMO E A ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES (ETE).....	140
TABELA 35– INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE MISTURA DAS CORRENTES DE ALIMENTAÇÃO DO PROCESSO DE PRODUÇÃO DE ÁGUA DEIONIZADA.	140
TABELA 36– INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE TRANSPORTE DE ÁGUA DE REÚSO ENTRE A UNIDADE EDR DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES (ETE) E A ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA PARA A CALDEIRA (ETAC).	141
TABELA 37– INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE MISTURA DAS CORRENTES DE ALIMENTAÇÃO DO PROCESSO DE PRODUÇÃO DE VAPOR.	141
TABELA 38– INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE TRANSPORTE DE ÁGUA PARA PRODUÇÃO DE VAPOR DESDE A ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES (ETE) ATÉ A ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA PARA A CALDEIRA (ETAC).....	142
TABELA 39– INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE TRANSPORTE DE ÁGUA ENTRE A ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA PARA A CALDEIRA (ETAC) E AS UNIDADES CONSUMIDORAS.	142
TABELA 40– INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE TRANSPORTE DE ÁGUA DE REÚSO ENTRE A UNIDADE DE CRISTALIZAÇÃO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES (ETE) E A ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA PARA A CALDEIRA (ETAC).	143
TABELA 41– INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE DISTRIBUIÇÃO DE GÁS NATURAL.	143
TABELA 42– INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE COMBUSTÃO DE GÁS NATURAL EM CALDEIRA.	144
TABELA 43– INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE TRATAMENTO DE ÁGUA PARA A CALDEIRA (ETAC).....	146
TABELA 44– INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE PRODUÇÃO DE VAPOR.....	147
TABELA 45– INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE TRANSPORTE DO EFLUENTE DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA PARA CALDEIRA (ETAC) ATÉ A ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES (ETE).....	148
TABELA 46– INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE NEUTRALIZAÇÃO DO EFLUENTE LÍQUIDO PROVENIENTE DA ETAC.	148
TABELA 47– INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE TRANSPORTE DE EFLUENTES ENTRE A CALDEIRA E A ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES (ETE).	149
TABELA 48– INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE MISTURA DAS CORRENTES DE ALIMENTAÇÃO DE ÁGUA DE MAKE-UP PARA A TORRE DE RESFRIAMENTO.	149
TABELA 49– INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE TRANSPORTE DE ÁGUA DE REÚSO ENTRE A UNIDADE DE CRISTALIZAÇÃO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES (ETE) E A TORRE DE RESFRIAMENTO.....	150

TABELA 50– INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE TRANSPORTE DE ÁGUA DE REÚSO ENTRE A UNIDADE EDR DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES (ETE) E A TORRE DE RESFRIAMENTO.	150
TABELA 51– INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE TRANSPORTE DE ÁGUA DE MAKE-UP DESDE A ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES (ETE) ATÉ A TORRE DE RESFRIAMENTO.	151
TABELA 52– INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE RESFRIAMENTO DE ÁGUA.	151
TABELA 53– INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE TRANSPORTE DE ÁGUA DE RESFRIAMENTO DESDE A TORRE DE RESFRIAMENTO ATÉ AS UNIDADES DE REFINO DE PETRÓLEO.	152
TABELA 54– INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE TRANSPORTE DOS EFLUENTES DA TORRE DE RESFRIAMENTO ATÉ A ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES (ETE).	152
TABELA 55– INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE REFINO DE PETRÓLEO.	153
TABELA 56– INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE TRANSPORTE DE CONDENSADO ENTRE AS UNIDADES DE REFINO DE PETRÓLEO E A ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA PARA A CALDEIRA (ETAC).	154
TABELA 57– INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE TRANSPORTE DOS EFLUENTES DAS UNIDADES DE REFINO DE PETRÓLEO ATÉ A ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES (ETE).	154
TABELA 58– INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE TRANSPORTE DOS EFLUENTES DOS SERVIÇOS DE LIMPEZA DESDE AS UNIDADES QUE COMPÕEM A REFINARIA ATÉ A ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES (ETE).	155
TABELA 59– INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE TRANSPORTE DE ÁGUA DE RECICLO DESDE A ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES (ETE) ATÉ A ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA PARA A CALDEIRA (ETAC).	155
TABELA 60– INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE MISTURA DAS CORRENTES DE ALIMENTAÇÃO DO PROCESSO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES.	156
TABELA 61– INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE TRATAMENTO CONVENCIONAL (CENÁRIO 1) DOS EFLUENTES.	156
TABELA 62– INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE MISTURA DAS CORRENTES DE EFLUENTES A SEREM LANÇADOS NO CORPO D'ÁGUA RECEPTOR, SEGUNDO CONDIÇÕES DO CENÁRIO 1.	158
TABELA 63– INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR TRATAMENTO FASE 1 DOS EFLUENTES, SEGUNDO AS CONDIÇÕES DO CENÁRIO 2.	158
TABELA 64– INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE TRANSPORTE DO EFLUENTE DA UNIDADE DE ELETRODIÁLISE (EDR) DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES (ETE) ATÉ O PONTO DE LANÇAMENTO NO CORPO D'ÁGUA RECEPTOR, SEGUNDO CONDIÇÕES DO CENÁRIO 2.	159
TABELA 65– INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE TRANSPORTE DE ÁGUA DE REÚSO DESDE A UNIDADE DE ELETRODIÁLISE (EDR) DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES (ETE) ATÉ A ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA PARA A CALDEIRA (ETAC), SEGUNDO CONDIÇÕES DO CENÁRIO 2.	160
TABELA 66– INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE TRANSPORTE DE ÁGUA DE REÚSO DESDE A UNIDADE DE ELETRODIÁLISE (EDR) DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES (ETE) ATÉ A TORRE DE RESFRIAMENTO, SEGUNDO CONDIÇÕES DO CENÁRIO 2.	160
TABELA 67– INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR TRATAMENTO FASE 1 DOS EFLUENTES, SEGUNDO AS CONDIÇÕES DO CENÁRIO 3.	161
TABELA 68– INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE TRATAMENTO DE EFLUENTES POR MEIO DE CRISTALIZAÇÃO (CENÁRIO 3). .	162

TABELA 69— INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE TRANSPORTE DE ÁGUA DE REÚSO DESDE A UNIDADE DE CRISTALIZAÇÃO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES (ETE) ATÉ A TORRE DE RESFRIAMENTO, SEGUNDO CONDIÇÕES DO CENÁRIO 3.	163
TABELA 70— INVENTÁRIO DO PROCESSO ELEMENTAR DE TRANSPORTE DE ÁGUA DE REÚSO DESDE A UNIDADE DE CRISTALIZAÇÃO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES (ETE) ATÉ A ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA PARA A CALDEIRA (ETAC), SEGUNDO CONDIÇÕES DO CENÁRIO 3.....	163

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	16
2. OBJETIVOS	21
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	22
3.1. ÁGUA NA INDÚSTRIA	22
3.1.1. <i>Uso eficiente de água na indústria</i>	22
3.1.2. <i>Tecnologias para o reúso de água</i>	24
3.2. ANÁLISE AMBIENTAL	27
3.2.1. <i>Avaliação de Ciclo de Vida – ACV</i>	27
3.2.2. <i>Inter-relação da água com a ACV</i>	37
3.3. ANÁLISE ENERGÉTICA	42
3.4. ANÁLISE ECONÔMICA	46
4. MÉTODO	49
4.1. ETAPA 1: CONCEPÇÃO DO MODELO LÓGICO	50
4.2. ETAPA 2: ANÁLISE AMBIENTAL	61
4.2.1. <i>Definição de Objetivo e Escopo da ACV</i>	61
4.3. ETAPA 3: ANÁLISE ENERGÉTICA	65
4.4. ETAPA 4: ANÁLISE ECONÔMICA	66
4.4.1. <i>Ganhos</i>	67
4.4.2. <i>Custos</i>	70
4.4.3. <i>Premissas e cálculo de TIR e VPL</i>	77
4.4.4. <i>Construção do fluxo de caixa</i>	78
4.5. ETAPA 5: INTEGRAÇÃO DAS DIMENSÕES AMBIENTAL, ENERGÉTICA E ECONÔMICA	79
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	80
5.1. INVENTÁRIO DE CICLO DE VIDA (ICV)	80
5.2. ANÁLISE AMBIENTAL	81
5.2.1. <i>Perfil Aberto</i>	81
5.2.2. <i>Indicador único</i>	90
5.3. ANÁLISE ENERGÉTICA	94
5.4. ANÁLISE ECONÔMICA	99
5.4.1. <i>Indicador Único</i>	104
5.5. INTEGRAÇÃO DOS RESULTADOS	106
6. CONCLUSÕES	111
7. RECOMENDAÇÕES DE TRABALHOS FUTUROS	116
REFERÊNCIAS	117

APÊNDICE A – MODELAGEM DO PROCESSO DE CRISTALIZAÇÃO	125
APÊNDICE B – INVENTÁRIO DE CICLO DE VIDA (ICV)	130

1. INTRODUÇÃO

Mais de dois séculos após a publicação de “*An Essay on the Principle of Population*”, de Thomas Robert Malthus, ainda não se sabe ao certo se as suas previsões, de certa forma, catastróficas, podem ou não ser descartadas à luz do desenvolvimento tecnológico. Isso não ocorre, porém, em função de um crescimento populacional em progressão geométrica versus um aumento das capacidades produtivas em progressão aritmética. Neste ponto, as previsões de Malthus mostraram-se equivocadas, uma vez que não levaram em consideração as benesses que o desenvolvimento tecnológico poderia proporcionar e que têm possibilitado um aumento das capacidades produtivas em um ritmo tão acelerado quanto, ou até superior, ao crescimento populacional. Por outro lado, esse aumento das capacidades produtivas tem se dado não apenas como um aumento na eficiência da transformação de recursos naturais em produtos, mas também por meio de uma exploração dos recursos naturais cada vez mais acelerada e intensa (Sachs, 2008).

Esse ritmo cada vez mais intenso da exploração dos recursos naturais é necessário para que possam ser atendidas as demandas de uma população mundial que não só continua a crescer, mas que, principalmente, possui padrões de consumo cada vez mais elevados. O problema é que, no longo prazo, tal ritmo evidentemente não pode ser sustentado por um motivo bastante simples: os recursos naturais que o planeta pode fornecer para o atendimento das necessidades e desejos humanos não são ilimitados, são finitos. Essa limitação precisa ser levada em conta para que a melhoria no padrão de vida experimentada pelas sociedades humanas, sobretudo nos últimos séculos, possa ser mantida também no longo prazo.

Nesse contexto, o desenvolvimento tecnológico se mostra como parte fundamental da solução do problema. Para que o ritmo de exploração dos recursos naturais e de geração de rejeitos pelas atividades humanas seja compatível com os ciclos naturais de renovação desses próprios recursos e com a capacidade da biosfera de decompor e absorver esses rejeitos, torna-se cada vez mais urgente desenvolver tecnologias menos recurso-intensivas e também tecnologias que possibilitem reduzir, reaproveitar e reciclar resíduos gerados, os quais, muitas vezes, possuem grande potencial para tornarem-se novamente recursos.

Dentre os diversos recursos naturais explorados hoje pelo homem para sustentar seu modo de vida, dois recebem atenção especial neste trabalho: o petróleo, cujo processo de refino fornece o pano de fundo para a análise desenvolvida; e a água – objeto central da análise –, cujas funções desempenhadas no processo de refino do petróleo são avaliadas de maneira sistêmica.

O petróleo é hoje a principal fonte energética do mundo e sua demanda média estimada para 2013 é de 91 milhões de barris por dia. Isto significa, ao preço de US\$ 101,25 / barril – preço do petróleo tipo WTI ao final de setembro de 2013 – uma movimentação anual de mais de US\$ 3,3 trilhões (International Energy Agency, 2013). Este valor é da ordem de grandeza do PIB da Alemanha, a quarta maior economia do mundo, e equivale a cerca de 4,5% de todo o PIB mundial.

Mesmo no Brasil, país conhecido por possuir uma das maiores participações de fontes renováveis em sua matriz energética, o petróleo e seus derivados corresponderam a 39,2% do total da oferta interna de energia em 2012 (Brasil. Empresa de Pesquisa Energética, 2013). Além disso, com a descoberta das reservas do pré-sal, cuja exploração já se iniciou e se encontra em franco processo de expansão, o petróleo deve continuar ocupando posição de grande destaque em meio aos demais recursos energéticos do país.

A água, por sua vez, é um recurso natural essencial às sociedades humanas e ao funcionamento dos ecossistemas. Embora, por meio do ciclo hidrológico, se constitua em um recurso natural renovável, sua distribuição espacial e temporal é bastante heterogênea e em geral não corresponde à distribuição da demanda por esse recurso, o que ocasiona situações de escassez, as quais podem se revelar não só pela falta do recurso propriamente dito, mas também por conflitos entre os potenciais usuários. A diversidade dos usos a que se presta – produção de alimentos, produção de energia elétrica, utilização na indústria, abastecimento urbano, navegação, turismo e lazer, entre outros – faz com que a água tenha valor econômico, o qual, em condições de escassez, pode se tornar extremamente significativo (Braga *et al.*, 2008; Lanna, 2008).

Segundo Tundisi (2008), o aumento da ocorrência de cenários de escassez de água atualmente está relacionado a diversos fatores. Dentre eles destacam-se: a intensa urbanização e o aumento da demanda; a precariedade de infraestrutura, a

ocorrência de eventos hidrológicos extremos; e a falta de articulação e de ações consistentes na governabilidade dos recursos hídricos.

Para a solução de problemas relacionados à disponibilidade hídrica, o modelo em geral adotado remonta a mais de dois mil anos e pode ser sintetizado pela figura dos emblemáticos aquedutos romanos. Entretanto, transportar sistematicamente grandes volumes de água de bacias cada vez mais longínquas não é mais uma solução aceitável nos dias de hoje, em que o mundo está muito mais povoado. Isto porque esta prática apenas resolve o problema de uma região em detrimento de outra e, mais do que isso, como os sistemas de coleta, transporte, tratamento e disposição final de efluentes normalmente não são expandidos em correspondência às novas vazões aduzidas, a região que recebe a água transportada tende a sofrer com um aumento da poluição. É de extrema importância, pois, que um novo paradigma evolua, visando a minimizar impactos tanto econômicos quanto ambientais, baseado nas palavras-chave *conservação* e *reuso* de água (Hespanhol, 2008).

Na indústria em geral e mais especificamente nas refinarias de petróleo, a água é um insumo essencial. Alguns exemplos de suas principais aplicações são a geração de vapor, que transporta energia para os diversos processos da refinaria, a água de resfriamento, essencial para o controle da temperatura nesses diversos processos, o uso auxiliar para a preparação (diluição) de reagentes, o uso direto em processos de extração líquido-líquido, a lavagem de equipamentos e a prevenção e o combate a incêndios.

Para que as refinarias de petróleo possam ter todas essas necessidades atendidas, precisam captar e tratar volumes muito significativos de água. Do volume captado, boa parte é perdida para a atmosfera na forma de vapor (principalmente nas torres de resfriamento), mas um volume ainda consideravelmente alto resulta em efluentes que são devidamente tratados e lançados de volta ao ambiente, em um corpo receptor.

Nesse contexto, uma eventual redução da disponibilidade do recurso natural água, seja por questões puramente climáticas, antrópicas (aumento indiscriminado do uso), ou regulatórias, faz com que imediatamente sejam levantadas questões sobre a viabilidade técnica e econômica de ações visando ao reúso. Cabe salientar que a

água é de fato essencial para o processo de refino e, em última instância, caso a demanda da refinaria por esse recurso não seja atendida, todo o processo produtivo precisa parar.

A fim de se viabilizar o fechamento do circuito de água na refinaria, isto é, o retorno dos efluentes gerados para serem usados novamente como água de processo, é necessário incorporar etapas adicionais ao tratamento desses efluentes para que eles atendam aos requisitos de qualidade que cada uso exige.

Tecnicamente, a incorporação sucessiva dessas etapas adicionais de tratamento de efluentes visando ao reúso, no limite, leva a um regime de operação chamado de *Zero Liquid Discharge* (ZLD), isto é, com descarte zero de efluente. O ZLD muitas vezes é desejável, pois os efluentes remanescentes das etapas de tratamento intermediárias, que recuperam apenas parte dos efluentes como água de reúso, em geral, são mais concentrados e, além de serem mais difíceis de tratar, possuem maiores restrições para o lançamento em corpos hídricos. Dessa forma, às vezes é preferível recuperar toda a fração líquida do efluente para que dele reste apenas a fração sólida para ser disposta no ambiente (ou eventualmente reaproveitada), uma vez que neste estado normalmente são de armazenamento e transporte mais fáceis, do que na forma de uma solução ou de uma suspensão líquida concentrada. Nas refinarias de petróleo, este é o caso, por exemplo, de efluentes salinos concentrados que são gerados em decorrência da implantação de processos adicionais visando ao reúso de água, mas que não atingem o estágio de ZLD.

Todas essas etapas adicionais de tratamento são processos que consomem recursos (principalmente recursos energéticos) e geram rejeitos, portanto, para se ter um bom diagnóstico do desempenho ambiental de ações de reúso desta natureza – que incorporam etapas adicionais ao tratamento de efluentes –, há que se fazer um balanço entre os benefícios e os ônus, em termos ambientais, da adoção de tais medidas. Uma avaliação desses ônus e benefícios ambientais, no entanto, para que seja de fato completa, exige uma abordagem sistêmica, que leve em conta todo o ciclo de vida que a água precisa cumprir, para que atenda de maneira satisfatória às funções que desempenha na refinaria. Tal abordagem só pode ser dada fazendo-se uso de técnicas de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV).

Processos para o tratamento de efluentes com vistas ao reúso de água, em geral, tem a energia como seu principal insumo, seja ela na forma térmica ou elétrica. Tanto que, mesmo sob uma ótica de desempenho ambiental, um questionamento natural é se vale realmente a pena utilizar uma quantidade considerável de energia para se fazer o reúso da água. A fim de obter um melhor embasamento para se responder essa questão, é necessária uma análise, também de caráter sistêmico, do desempenho energético do ciclo de vida da água na refinaria comparando os cenários com e sem a implantação dos tratamentos adicionais visando ao reúso.

Além das dimensões ambiental e energética, é importante também avaliar o desempenho econômico das ações voltadas ao reúso, afinal, a decisão sobre a implantação ou não de ações deste tipo estará sempre fortemente ligada ao seu desempenho em termos econômicos.

Nesse contexto, se mostra importante conhecer com mais detalhes os desdobramentos ambientais da implantação de etapas adicionais de tratamento de efluentes visando ao reúso de água (chegando ou não ao estágio de ZLD), com o intuito de se identificar aspectos chave destas ações e fundamentar processos de tomada de decisão utilizando não apenas aspectos econômicos, mas sim, incorporando também a variável ambiental.

2. OBJETIVOS

Tendo em vista o contexto apresentado anteriormente, o presente estudo tem por objetivo geral realizar uma avaliação ambiental, energética e econômica de um arranjo processual estruturado para proporcionar fechamento de circuito de água em uma refinaria de petróleo.

A refinaria em questão é baseada em uma refinaria real, isto é, grande parte dos dados utilizados, são dados primários, porém, para se construir os modelos dos arranjos processuais voltados ao fechamento do circuito de água (etapas adicionais incorporadas ao tratamento de efluentes da refinaria), recorreu-se principalmente a dados da literatura e à simulação computacional de processos.

Desta forma, para atendimento ao objetivo geral enunciado, podem ser elencados os seguintes objetivos específicos:

- Construir um modelo conceitual, mas representativo de uma refinaria real, que permita comparar condições operacionais desta refinaria com e sem a implementação de um arranjo processual voltado ao reúso de água.
- Avaliar o desempenho ambiental deste arranjo processual voltado ao reúso de água;
- Avaliar o desempenho energético deste arranjo processual voltado ao reúso de água;
- Avaliar o desempenho econômico deste arranjo processual voltado ao reúso de água;
- Realizar uma análise integrada dos resultados obtidos em cada uma das três dimensões avaliadas: ambiental, energética e econômica.

Além disso, como propósitos complementares, imediatamente decorrentes desta iniciativa, pode-se citar ainda:

- O fornecimento de subsídios a processos gerenciais de tomada de decisão que estejam relacionados a ações desta natureza (fechamento do circuito de água em refinarias);
- A contribuição para a ampliação do banco de dados brasileiro para apoio a estudos de Avaliação de Ciclo de Vida.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. ÁGUA NA INDÚSTRIA

3.1.1. USO EFICIENTE DE ÁGUA NA INDÚSTRIA

Conforme mencionado no capítulo introdutório, a água é um insumo essencial para diversos processos industriais. Embora nem sempre participe diretamente – como reagente ou como solvente – dos processos principais de fabricação de uma planta industrial, são raras as plantas industriais que não a utilizam, pelo menos, para a geração de vapor e como água de resfriamento, isto é, como uma utilidade de processo indispensável para o seu funcionamento.

A importância da água na indústria – e particularmente nas refinarias de petróleo – se evidencia pela extensa produção bibliográfica existente com enfoque na otimização de redes industriais de água. Takama *et al.* (1980) foi um dos primeiros a abordar este tipo de problema, ao apresentar seu método que buscava uma alocação ótima da água, de forma a minimizar custos totais, classificando as operações da rede industrial de água em dois tipos distintos: as que faziam uso da água e as que tratavam os efluentes. Já o trabalho de El-Halwagi e Manousiouthakis (1989) sobre redes de transferência de massa, foi pioneiro por ter introduzido nesta otimização um passo que visava à identificação dos gargalos termodinâmicos (chamados *pinch points*) que limitavam a transferência de massa entre as correntes de processo mais e menos concentradas. Posteriormente, essa área de pesquisa associada à otimização de redes de água na indústria se popularizou com o nome “*Water Pinch Analysis*”, em analogia à mesma análise de gargalos termodinâmicos utilizada para otimização energética em plantas industriais.

Os trabalhos neste tema, de otimização de redes industriais de água, normalmente modelam um problema de otimização considerando dois principais aspectos: as diversas restrições de qualidade para cada tipo de uso; e as possíveis tecnologias para tratamento e reúso, no entanto, podem também ser incorporados à análise outros tipos de restrição, como no trabalho de Sotelo-Pichardo *et al.* (2011), em que são incluídas considerações relativas à infraestrutura pré-existente na planta industrial.

Um caso particular, bastante estudado, dos problemas de otimização das redes industriais de água, é a chamada condição de *Zero Liquid Discharge* (ZLD). Nestes problemas a solução ótima se configura de tal forma que não há descarte de nenhum efluente líquido para o ambiente. Tal condição pode ser alcançada tanto com um sistema de tratamento de efluentes centralizado, que recebe uma mistura das correntes de efluente originárias dos mais diversos processos e, portanto, com as mais variadas composições – chamado de *end-of-pipe* – ou, alternativamente, com um sistema de tratamento de efluentes descentralizado, que busca dar soluções distintas para os diferentes tipos de efluentes gerados.

Koppol *et al.* (2004) sugeriu modelamento matemático para se avaliar a viabilidade da opção de ZLD em diferentes indústrias, e testou o seu método em quatro tipos de indústria, sempre avaliando apenas alternativas de tratamento *end-of-pipe*. Seus resultados mostraram que a relação entre o custo do tratamento do efluente (de maneira a viabilizar o seu reúso) e o custo de se captar da água diretamente junto ao corpo hídrico, bem como a concentração em que o efluente é lançado ao corpo hídrico, são os fatores determinantes na viabilidade econômica de uma operação em ZLD.

A extensa literatura e o nível de complexidade das análises envolvendo a otimização de redes de água na indústria e, em particular, nos setores químico e petroquímico, conforme a revisão apresentada por Bagajewicz (2000), deixam claro o quão importante é a água para a indústria e o quão importante é se fazer uso eficiente dela. Para tanto, já foram desenvolvidas e encontram-se em constante aprimoramento diversas tecnologias de tratamento de efluentes que tem por objetivo viabilizar o fechamento de circuito e o reúso de água em plantas industriais. A seguir, são apresentadas duas dessas tecnologias que, em conjunto, tem potencial para viabilizar, inclusive, uma operação em ZLD.

3.1.2. TECNOLOGIAS PARA O REÚSO DE ÁGUA

3.1.2.1. Eletrodiálise Reversa

Eletrodiálise é um processo de separação por membrana baseado na migração seletiva de íons aquosos através de membranas de troca iônica, tendo como força motriz um campo elétrico externo. Num sistema de eletrodiálise, há duas correntes principais: uma que progressivamente reduz a sua concentração de sais, normalmente a corrente de interesse – produto –, e outra que tem sua concentração de sais aumentada, chamada de concentrado – usualmente rejeito do processo (Chao e Liang, 2008). O caráter reverso do processo está relacionado ao modo de operação do sistema, que alterna periodicamente sua polaridade, reduzindo problemas de incrustação e permitindo operar continuamente por tempos maiores.

A eletrodiálise já é tida como um processo confiável para processos de dessalinização há mais de meio século. Comparada com processos análogos, como osmose reversa, destilação ou processos de troca iônica, ela possui algumas vantagens, mas também algumas limitações, dependendo das características da corrente de alimentação e dos padrões de qualidade requeridos para o produto.

Em relação à osmose reversa, as principais vantagens são a menor necessidade de pré-tratamentos, por conta da alternância de polaridade, e a possibilidade de se atingir maiores concentrações, já que não há o impedimento das pressões osmóticas. Comparada a processos de destilação, a eletrodiálise tende a consumir menos energia e a possuir custos menores de investimento, dependendo, naturalmente, da corrente a ser tratada. E comparada a processos convencionais de troca iônica, a eletrodiálise tem a vantagem de não precisar passar por processo de regeneração, o que normalmente está associado ao uso de produtos relativamente caros e ainda é agravado para o caso de concentrações muito elevadas.

Uma das principais desvantagens da eletrodiálise, por outro lado, está associada ao fato de que apenas íons são retirados, enquanto componentes sem carga como micro-organismos e contaminantes orgânicos não são eliminados. Este fato limita, por exemplo, o uso desta tecnologia para o tratamento de água para fins potáveis. Outra desvantagem é o consumo relativamente alto de energia quando soluções mais concentradas precisam ser tratadas. Analogamente, os custos de investimento

chegam a ser proibitivos quando se quer atingir concentrações muito baixas na corrente de produto, por conta do baixo limite de densidade de corrente, que exige áreas de membrana muito elevadas. Dessa forma, a eletrodialise só é viável economicamente em uma determinada faixa de concentrações, tanto da corrente de alimentação quanto da corrente de produto (Strathmann, 2010).

3.1.2.2. Cristalização Evaporativa em Múltiplos Efeitos e outros processos de Dessalinização

Sais inicialmente dissolvidos, podem ser separados de salmouras, água do mar ou água salobra por processos de destilação, nos quais água é vaporizada da solução salina e, em uma etapa subsequente, recuperada por condensação. Dentre os processos de destilação utilizados comercialmente ou semi-comercialmente para separar a água e os sais de uma solução salina destacam-se o *flash* multi-estágios, a evaporação em múltiplos efeitos e a compressão de vapor (Kim, 2011).

Nos casos em que os processos evaporativos chegam a ultrapassar o ponto de saturação da solução salina e induzem a precipitação de sais, têm-se processos de cristalização evaporativa.

As tecnologias mais antigas de dessalinização são baseadas em processos térmicos e essas tecnologias já estão consolidadas e são as mais amplamente utilizadas hoje no mundo. No entanto o uso de técnicas de separação por membrana tem tido um aumento acelerado, devido ao desenvolvimento de membranas mais baratas e com melhores padrões de desempenho (Kim, 2011; Raluy, Serra e Uche, 2006).

Kim (2011), comparando diversas tecnologias de dessalinização para a recuperação de sais de retentados – rejeitos, concentrados, de processos de dessalinização por membranas – chegou à conclusão que as técnicas evaporativas, com exceção do *flash* multi-estágios, estavam entre as com melhor desempenho econômico, juntamente com a nanofiltração, a cristalização por membranas e as tecnologias de troca iônica. A eletrodialise, o *flash* multi-estágios e os processos químicos da Dow, se mostraram relativamente mais caros do que as demais alternativas. Kim (2011) destaca ainda a possibilidade de se utilizarem duas ou mais técnicas conjugadas

com resultados favoráveis, além da necessidade de se aprimorar a eficiência desses processos para que os custos da dessalinização possam ser reduzidos.

Raluy, Serra e Uche (2006) avaliaram comparativamente, utilizando a técnica de avaliação de ciclo de vida, o desempenho ambiental das técnicas de osmose reversa, *flash* multi-estágios e evaporação em múltiplos efeitos, com o objetivo de se produzir água potável a partir de água do mar. Nesse contexto, foi observado um desempenho ambiental muito superior do sistema de osmose reversa em relação aos processos térmicos, no entanto, identificou-se também grande potencial para melhoria do desempenho ambiental ao se utilizar fontes alternativas de energia como, por exemplo, calor residual de processos, o que pode tornar o desempenho dos processos térmicos tão bom quanto, ou até superior ao da osmose reversa.

3.2. ANÁLISE AMBIENTAL

3.2.1. AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA – ACV

3.2.1.1. Conceitos e Definições

Silva (2010), apresenta o conceito de Ciclo de Vida como um sistema constituído pelo conjunto de todas as interações antrópicas com o meio ambiente, necessárias para que um produto cumpra integralmente todas as suas funções, desde a extração dos recursos naturais, percorrendo por todos os elos de sua cadeia produtiva, por seu uso e chegando até sua destinação final.

Por analogia e extensão, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) pode então ser entendida como técnica de gestão desenvolvida com o intuito de fornecer um diagnóstico quantitativo do desempenho ambiental do conjunto de etapas antrópicas que devem ser cumpridas para que um produto – mas também, um processo, ou serviço – cumpra com os propósitos para os quais este foi produzido ou exercitado (Silva, 2012).

Em suma, a ACV faz uso da abordagem sistêmica para avaliar o desempenho ambiental de um produto, processo, ou serviço no exercício da função para a qual este foi concebido. Esta avaliação magnifica, em termos de impactos ambientais, o uso de recursos e a geração de rejeitos na forma de matéria e energia que circulam através de fronteiras reais, ou hipotéticas, que delimitam todo o seu ciclo de vida. A Figura 1 descreve etapas genéricas de um ciclo de vida, destacando fluxos de matéria-prima, correntes de reciclo, e cenários de destinação final de resíduos.

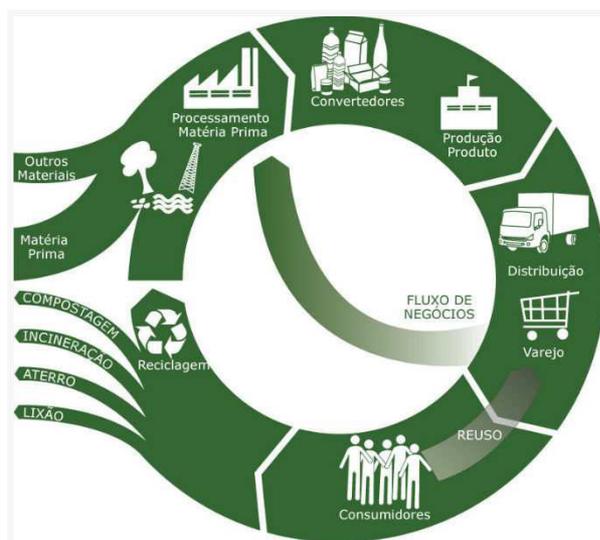


Figura 1 - Esquema da Análise de Ciclo de vida de um produto.

As correntes de matéria e energia que definem as interações do ciclo de vida de um produto – processo ou serviço – com o entorno são denominados aspectos ambientais. Por outro lado, conceitua-se o termo impacto ambiental no âmbito de atuação da ACV como modificações efetuadas sobre o meio ambiente em decorrência da ação de aspectos ambientais (ABNT/CB-38, 2009a; Baumann e Tillman, 2004).

3.2.1.2. Breve histórico e aspectos normativos da ACV

Relatos de Chehebe (2002) dão conta que o primeiro estudo na busca de se inventariar o desempenho ambiental de um produto, com enfoque no consumo de energia, matérias-primas, água, e em partes nas emissões geradas no processo de fabricação, ocorreu entre final da década de 1960 e início da década de 1970. Esta análise, desenvolvida para a Coca-Cola Co., foi motivada pela mudança de atitude da organização na busca de medidas preventivas quanto à ocorrência de impactos ambientais. Inicialmente denominado de *Resource Enviromental Profile Analysis* (REPA), o estudo buscava a resposta para a pergunta “Qual recipiente tem o menor lançamento de rejeitos no ambiente e menos afeta as reservas de recursos naturais?”. Diferenciando-se de estudos realizados àquela época, focados essencialmente em inventariar consumos energéticos, este trabalho quantificava, além dos primeiros, também matérias-primas e perdas ocorridas ao longo do

processo de fabricação de cada recipiente. Aproximadamente um ano após a elaboração do REPA, foram conduzidos outros dois inventários de consumo de energia no ciclo de vida de embalagens. Segundo Baumann e Tillman (2004), ambos os esforços foram conduzidos dentro do meio acadêmico, por universidades nos Estados Unidos.

Entre as décadas de 1970 e 1980, o desenvolvimento de trabalhos para a quantificação dos consumos e impactos associados ao exercício da função de um produto disseminou-se por diversos países na Europa, viabilizando a fundamentação teórica necessária para a concepção do conceito de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Entretanto, a ausência de padronização metodológica nos estudos até então publicados alimentava certo ceticismo por parte da comunidade científica, sobretudo a respeito da credibilidade dos resultados apresentados nestes trabalhos. A partir desta constatação, surgem grupos de pesquisa que se dedicam a desenvolver mecanismos e procedimentos confiáveis e exequíveis para a avaliação das interações entre um produto e o meio ambiente ao longo de seu ciclo de vida.

É neste contexto que na década de 1980 a Europa retoma e incrementa a técnica de ACV para produtos e serviços. Desta feita, porém, conceitos então disponíveis de desenvolvimento ambiental foram aplicados no sentido de magnificar os impactos das interações entre produtos e o meio ambiente. No mesmo período, a ACV é indicada pela Comunidade Europeia como abordagem mais adequada para o monitoramento do consumo de recursos naturais e geração de resíduos no processo (Chehebe, 2002).

Ao perceber a importância que o tema adquiria, a SETAC – *Society of Environmental Toxicology and Chemistry* – organiza entre 1990 a 1993 nove conferências de âmbito internacional com o intuito de reforçar a base conceitual e de difundir a ACV pelo planeta. Essas iniciativas resultaram na elaboração do *SETAC Guidelines for Life Cycle Assessment: a Code of Practice*, primeiro documento voltado à padronização da técnica (Mourad, Garcia e Vilhena, 2002).

Subsidiado pelo trabalho da SETAC, a *International Organization for Standardization* (ISO) decidiu, em 1996, pela normatização e a padronização das práticas e condutas de realização de estudos de ACV. Um longo caminho foi percorrido até que as normas ISO 14040, ISO 14041, ISO 14042 e ISO 14043 fossem compiladas.

Em 2006, este conjunto passou por uma releitura do que decorreram a forma revisada da ISO 14040 e a ISO 14044, em torno da qual se fundiram as outras normas de fundo metodológico (Silva, 2010). Estes arrazoados normativos tratam respectivamente de Princípios e Estrutura, e Requisitos e Diretrizes da Avaliação do Ciclo de Vida. A elas se somaram outras normas, de aplicação em situações específicas associadas a prática da ACV. Tratam-se das normas ISO 14047, de exemplos ilustrativos de aplicação da ISO 14044 em situações de impacto ambiental; e ISO 14048, que trata do formato de documentação de dados (Monteiro, 2008).

No Brasil a difusão das normas ficou a cargo da Associação Brasileiro de Normas Técnicas (ABNT). Convocando voluntariamente especialistas brasileiros no tema, a instituição vem organizando a tradução dos conjuntos gerados pela série 14040 da ISO. Estão disponíveis para consulta nesse segmento as normas ABNT NBR ISO 14040 e 14044, todas elas editadas em 2009 (Silva, 2012).

3.2.1.3. Método de ACV

Um estudo de ACV consiste, em termos de método, do cumprimento de quatro etapas, sendo uma delas, de planejamento, duas outras, etapas executivas e, por fim, aquela que irá aferir aspectos de consistências e representatividade do estudo (Ribeiro, 2009). Na forma como estão organizadas na norma ABNT NBR ISO 14040, estas se intitulam, respectivamente: *Definição de Objetivo e Escopo; Análise de Inventário; Avaliação de Impactos Ambientais; e, Interpretação.*

Tais ações são representadas na Figura 2 seguindo o encadeamento em que devem ser exercitadas. Destaque-se nesta disposição a iteração entre as etapas, motivada por readequações sucessivas de premissas em decorrência de dificuldades surgidas por conta do avanço do estudo.

Passam agora a serem descritos de maneira sintética, porém consubstanciada, elementos constituintes e características de cada etapa de um estudo de ACV.

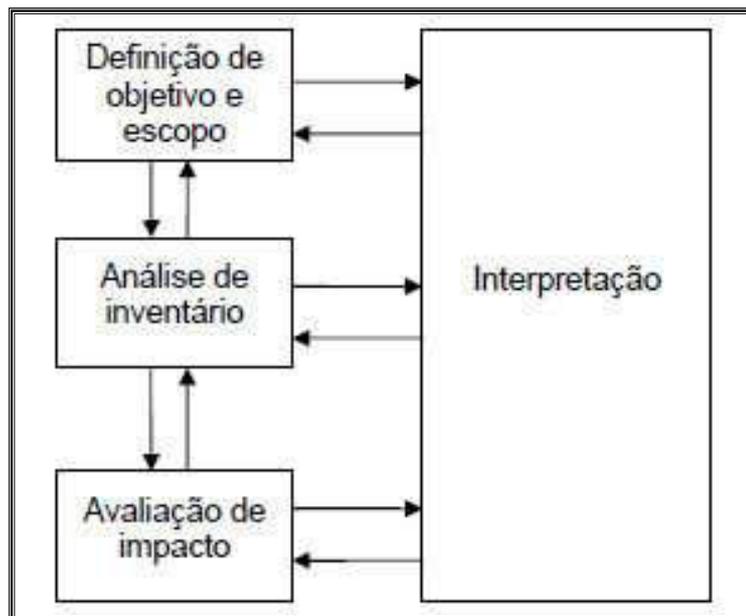


Figura 2 - Estágios do estudo de ACV.

(Fonte: Adaptado da norma ABNT NBR ISO 14040:2009)

3.2.1.3.1. DEFINIÇÃO DE OBJETIVO E ESCOPO

No tocante a *Definição de Objetivos*, esta etapa da técnica de ACV se ocupa em descrever de maneira clara e inequívoca os objetivos do estudo; os motivos e utilizações pelos quais este será desenvolvido; e o público alvo a que seus resultados se destinam.

Na *Definição de Escopo* são estabelecidas premissas, condicionantes e orientações de caráter geral para o estudo. Estes requisitos são fundamentais no sentido de: estabelecer a função a ser exercitada pelo produto, processo, ou serviço em análise; estabelecer as fronteiras que separam o espectro de aplicação da ACV de suas vizinhanças; reger o processo de coleta de dados; e definir os impactos ambientais para os quais o desempenho ambiental será mensurado. Segundo as normas ABNT NBR ISO 14040 e 14044 (2009a, 2009b), serão definidos principalmente nesta etapa os seguintes elementos:

Função do sistema de produto: estabelece o propósito para o qual o produto, processo ou serviço em análise terá seu desempenho ambiental diagnosticado pela ACV.

Unidade funcional: quantifica o exercício da função definida ao produto de acordo com o escopo da ACV. Este valor pode ser entendido como a base de cálculo para a quantificação das entradas e saídas do sistema. Trata-se de um valor arbitrário.

Fluxo de referência: quantidade de produto necessário para atender a unidade funcional estabelecida para o estudo. Para efeito de seu estabelecimento, deve-se levar em conta o desempenho técnico do produto no exercício da função.

Fronteiras do Sistema de Produto: delimita a abrangência do estudo, em relação ao sistema natural – ou Biosfera –, e a outros sistemas antrópicos – Tecnosfera. Nesse sentido, a fronteira delimita o conjunto de processos elementares que proporcionam o atendimento da função previamente definida e que modela o ciclo de vida de um produto.

Sistema de produto: conjunto de processos elementares conectados entre si por meio de fluxos materiais ou energéticos, a partir do qual será realizada a função previamente definida.

Procedimentos de alocação: válido apenas para estudo de ACV com enfoque dito atribucional, estes procedimentos buscam distribuir de maneira adequada as contribuições dos fluxos de entrada e saída aos impactos entre os diferentes produtos gerados por um sistema de produto. Para tanto, são empregados critérios diversos baseados em componentes físicas – como massa –; ou econômicas. Os procedimentos de alocação podem ser objeto de avaliação baseadas em juízo de valor, que poderiam se reverter em implicações negativas em termos de veracidade dos resultados finais gerados pelo estudo.

Critérios de exclusão de dados: rotinas quantitativas – na forma de contribuições cumulativas de massa e de energia para certo processo elementar – ou qualitativas, baseadas em grau de relevância ambiental, utilizadas para selecionar aspectos ambientais a serem considerados em cada processo elementar que compõe o sistema de produto.

Requisitos de qualidade: especifica as características dos dados necessários ao estudo para alcance dos objetivos pré-estabelecidos, incluindo os seguintes parâmetros: período de tempo coberto; área geográfica; tecnologias envolvidas;

precisão, completeza e representatividade dos dados; reprodutibilidade dos métodos usados ao longo da ACV; fonte dos dados e incertezas da informação.

Categorias de impacto e Metodologia para a avaliação de impacto: define não apenas o método mais adequado para magnificar a influência dos aspectos ambientais, mas também, e dentro deste, identifica as categorias de impacto a serem utilizadas no estudo. Os objetivos definidos para o estudo serão elementos essenciais neste processo de seleção.

Análise crítica: verifica se o estudo satisfaz os requisitos adotados quanto à metodologia, aos dados e ao relatório.

Além dessas definições, a etapa de *Definição de Objetivo e Escopo* contempla eventuais limitações e suposições incorporadas para o andamento da ACV, a fim de relatar de forma fiel, completa e consistente os resultados do trabalho (ABNT/CB-38, 2009a).

3.2.1.3.2. ANÁLISE DE INVENTÁRIO

Segundo Santos (2005), a análise do Inventário de Ciclo de Vida (ICV) consiste de um procedimento sistemático, gradual e objetivo para quantificar os fluxos de matéria e energia no ciclo de vida. O primeiro passo a ser realizado nesse âmbito, consiste na coleta de dados. Esta ação deverá ser conduzida de forma que ao final do processo, os dados que a partir dela forem gerados reflitam com elevado grau de representatividade os fluxos de entrada e saída de matéria e energia que descrevem a relação entre o sistema de produto em análise e o meio ambiente ou outro sistema.

Para que a coleta de dados seja efetiva em seus propósitos, algumas ações prévias a esta incursão – que corresponde à etapa mais exaustiva da ACV, como a construção de um fluxograma de processo, a elaboração de dispositivos para coleta e registro de dados, e a descrição do objeto em estudo – devem ser providenciadas.

Os dados utilizados para o estudo podem ser obtidos em campo (dados primários) ou em literatura (dados secundários). Dados quantitativos utilizados na comparação de materiais ou processos e dados qualitativos empregados para a descrição de

aspectos ambientais ou etapas não quantificáveis, podem ser selecionados a partir da aplicação dos critérios de exclusão de dados (ABNT/CB-38, 2009b).

Após a coleta, os dados são tratados, a fim de se adequar ao fluxo de referência constituído para o estudo. Nesse instante, devem também ser incorporados os critérios de alocação a fim de proceder uma ponderação minimamente coerente de aspectos ambientais entre os distintos produtos gerados em determinado processo inscrito no sistema de produto.

Dada característica iterativa da ACV, Ribeiro (2009) destaca que durante a execução do inventário será necessário efetuar-se análises de sensibilidade para eventuais redefinições da fronteira do sistema, exclusão de aspectos ambientais, ou de processos elementares identificados como não significativos para o estudo.

O produto final da etapa de ICV compreende uma planilha constituída por aspectos ambientais, ajustados ao fluxo de referência do estudo e, quando for necessário, tratados por meio da aplicação de critérios de alocação.

3.2.1.3.3. AVALIAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS

A Avaliação de Impactos Ambientais do Ciclo de Vida (AICV) analisa as magnitudes e significâncias dos impactos ambientais potenciais causados sobre o ambiente e sobre o ser humano, relacionados ao atendimento da função exercitada pelo produto, processo, ou serviço objeto do estudo.

De acordo com as normas da série ISO 14040 que discorrem sobre o tema, a AICV é composta por elementos obrigatórios e opcionais. Como elementos obrigatórios têm-se: *Seleção de categorias de impactos e de seus respectivos indicadores; Classificação; Caracterização; e, Definição do Perfil de Impacto Ambiental* (ABNT/CB-38, 2009a).

De acordo com Pereira (2004), a Seleção das Categorias de Impacto Ambiental baseia-se nos resultados do ICV, particularmente nos aspectos ambientais de maior relevância para o estudo. Concluída esta ação, as categorias de impacto serão correlacionadas com os resultados gerados pelo ICV. Esta ação ocorre em dois

momentos: primeiramente em termos qualitativos – segundo procedimento de Classificação –; a seguir, procede-se uma interação quantitativa – a Caracterização.

A quantificação dos resultados para cada categoria de impacto é realizada com base no estabelecimento de *fatores de referência*, os quais são representados algebricamente por um composto capaz de expressar a magnitude de contribuição das demais substâncias na referida categoria. A partir da expressão em termos de compostos de referência, são definidos os fatores de equivalência para cada substância dentro de cada uma das categorias de impacto. Assim sendo, as contribuições de todos os fluxos de matéria e energia dentro do referido efeito, passarão a serem expressas a partir dessas mesmas substâncias de referência.

A composição dos desempenhos ambientais do atendimento da função expressa em todas as categorias gera o chamado *Perfil de Impacto Ambiental*.

A ACV considera categorias de impacto tais como: Mudança climática; Redução (ou Depleção) da camada de ozônio; Acidificação; Depleção de recursos abióticos; Eutrofização, Formação de foto-oxidantes, Depleção de Recursos hídricos e Fósseis, Transformação e Ocupação do solo, Toxicidade humana e Ecotoxicidade, entre outros.

3.2.1.3.4. INTERPRETAÇÃO

A etapa de Interpretação compreende a identificação dos temas de maior relevância ambiental, avaliando os resultados do estudo para o estabelecimento de recomendações e conclusões.

O desenvolvimento minucioso de todas as etapas relatadas, que por essência da metodologia estão inter-relacionadas, é fundamental para o êxito da ACV, evidenciando a abordagem holística dos impactos ambientais associados ao material de estudo.

Desta forma, a ACV se apresenta como uma ferramenta importante dentro dos sistemas de gestão, discutindo com clareza e objetividade as questões ambientais relacionadas ao gerenciamento de recursos ambientais e à identificação de pontos

críticos de processos e produtos, possibilitando aperfeiçoar sistemas, insumos e matérias-primas, e desenvolver novas tecnologias.

O conjunto dos indicadores de categoria de impacto (perfil ambiental) do produto é analisado na última fase da ACV, a fase de interpretação dos resultados. Esta etapa de análise crítica, objetiva combinar, resumir e discutir as constatações da análise de inventário e da avaliação de impacto, de maneira iterativa aos objetivos e escopo da ACV, bem como da natureza e da qualidade dos dados coletados.

3.2.1.3.5. USOS E APLICAÇÕES

Atualmente, a expansão do interesse pela técnica de Avaliação do Ciclo de Vida coincide com uma diversidade de aplicações e usos a que a mesma se destina em diferentes frentes, tais como Setores Industrial e Agrícola, Agências Governamentais e Organizações não Governamentais (ONG), Organismos reguladores, e mesmo, o mercado consumidor. Neste contexto, destacam-se como aplicações da ACV: identificação de oportunidades de melhoria de desempenho ambiental; comparação de desempenho ambiental de produtos com mesma função; concessão de rótulos ou selos; projeto de novos produtos e processos, ou remodelação dos já existentes, a partir da variável ambiental; comunicação ambiental; entre outras (Silva e Kulay, 2006).

Na primeira das vertentes – de identificação de oportunidades de melhoria – a ACV é conduzida com o intuito de aprimorar processos e produtos, por meio de busca de novos insumos, fontes alternativas de energia ou tecnologias capazes de atender às funções originalmente previstas para o produto, mas com menores impactos ambientais. Isso é possível pelo fato de a técnica explorar o desempenho ambiental do objeto em estudo em cada etapa de seu ciclo de vida, possibilitando identificar a origem dos impactos ambientais mais significativos.

De forma similar, a ACV pode ser adotada como meio de verificação de desempenho no processo de concepção de novos produtos, de forma que este seja concebido com um melhor desempenho ambiental que seu predecessor para o exercício de uma mesma função.

A ACV se propõe também a fornecer dados quantitativos de desempenho ambiental para a verificação de atendimento de critérios estabelecidos por selos ou rótulos desenvolvidos por governos, ONGs ou até mesmo pela indústria. Esta aplicação é amplamente utilizada para difusão de informações aos consumidores e usuários dos produtos, de forma que estes possam atribuir ao seu critério de escolha a matéria ambiental (Baumann e Tillman, 2004).

Por fim, a ACV propicia a identificação de estratégias capazes de alterar o desempenho ambiental de produto, processos e serviços que cumpram a mesma função por meio de vias distintas. Neste cenário, as análises têm como objetivo verificar que estratégias diferenciam um produto do outro em termos ambientais. A minimização de rejeitos no processo, ações de prevenção à poluição, capacidade de reuso e reciclagem e substituição de insumos são algumas das causas potenciais de mudança de desempenho ambiental que podem ser identificadas a partir do uso da ACV (Silva e Kulay, 2006).

3.2.2. INTER-RELAÇÃO DA ÁGUA COM A ACV

Discussões sobre a inter-relação da água com a ACV podem ser centradas em dois pontos distintos, porém nem sempre totalmente dissociáveis: métodos para se quantificar os impactos que um sistema de produto – qualquer que seja – tem sobre a qualidade e a disponibilidade dos recursos hídricos; estudos de ACV que têm a água como produto a ser analisado, desempenhando uma função específica.

Em relação aos métodos para se quantificar impactos ambientais sobre os recursos hídricos, as discussões convergem para a aferição da chamada pegada hídrica (*water footprint*), sobre a qual já foram publicados diversos estudos, mas ainda não há um consenso metodológico, devido às diversas variações possíveis e diferentes abordagens já adotadas dependendo dos objetivos de cada estudo (J. Chenoweth, M. Hadjikakou e C. Zoumides, 2013).

No desenvolvimento da metodologia para a quantificação do indicador de pegada hídrica convencionou-se usar um sistema de cores para diferenciar diferentes tipos de pegada. A água, ou pegada, azul diz respeito às águas superficiais ou subterrâneas consumidas pelos sistemas antrópicos. Em geral, desta água azul, é

abatido o volume que retorna dos sistemas antrópicos para a biosfera. O recurso natural água verde foi definido formalmente como água de chuva infiltrada em uma camada de solo insaturado (Falkenmark, Rockström e Karlberg, 2009), isto é, refere-se à água de chuva consumida diretamente por uma plantação ou, mais genericamente, por uma cobertura vegetal qualquer, que é perdida para a atmosfera pela evapotranspiração da umidade armazenada no solo. Por fim, define-se a água cinza, como o volume de água necessário no corpo receptor para assimilar quaisquer poluentes resultantes das ações antrópicas de forma que os padrões aceitáveis de qualidade da água sejam satisfeitos (Mekonnen e Hoekstra, 2011).

J. Chenoweth, M. Hadjikakou e C. Zoumides (2013) apresentam uma revisão bastante detalhada sobre o indicador de pegada hídrica, apontando as principais divergências metodológicas a respeito do tema. Os pontos de maior discussão mencionados em seu trabalho dizem respeito à questão sobre quais são exatamente os usos ou os tipos de água que devem ser incluídas em cada uma das cores, ou, ainda além, sobre se esses indicadores referentes podem ser somados, ou mesmo se a água cinza, por exemplo, tem realmente significado físico ou é apenas um artifício metodológico. Eles destacam ainda que a evolução da metodologia de pegada hídrica caminha em duas frentes: uma voltada ao cálculo única e exclusivamente da pegada hídrica e outra que busca integrar este conceito completamente à metodologia de ACV, que busca traduzir os impactos sobre os recursos hídricos também em impacto sobre a saúde humana, o ecossistema e os recursos naturais.

A *International Organization for Standardization* (ISO) tem trabalhado no desenvolvimento de uma norma específica para orientar os estudos de pegada hídrica. Este esforço já resultou em uma versão draft do que deve se tornar norma ISO 14046. É provável que com a consolidação desta norma, algumas das divergências metodológicas sejam superadas, no entanto, os conceitos e aspectos chave deste tipo de análise ainda estão longe de se tornarem consensuais. O desafio é encontrar um ponto de equilíbrio entre a flexibilidade necessária para que a metodologia possa ser aplicada de forma satisfatória à imensa diversidade de produtos e sistemas a serem avaliados, e a rigidez suficiente para que os diversos resultados dos diversos estudos possam ainda ser comparáveis.

Em relação à segunda maneira pela qual ACV e água se relacionam, que corresponde às situações em que esta é objeto de estudo daquela, cabe salientar que há dois tipos de análises distintos: aquela em que a água é analisada apenas até o ponto de seu ciclo de vida em que está apta para o desempenho de sua função (i.e. em uma chamada análise do berço ao portão); aquela em que são analisadas também as etapas de uso desta água e, eventualmente, de tratamento e disposição final dos efluentes resultantes desse uso estabelecendo-se assim um estudo completo de ACV (ou o que se conhece por uma análise do berço ao túmulo).

Dentre os estudos de ACV relacionados à água, destacam-se aqueles que buscam comparar tecnologias de tratamento de efluentes ou de produção de água com um determinado padrão de qualidade, como a geração de água doce por processos de dessalinização por exemplo.

Vlasopoulos *et al.* (2006) fizeram uma avaliação de desempenho ambiental de diversas tecnologias que podem ser utilizadas para o tratamento de águas residuais resultantes de processos de produção e refino de petróleo. Essas diversas tecnologias foram testadas para nove diferentes tipos de reúso da água, dois deles industriais – água de resfriamento e alimentação da caldeira – e os demais, usos agrícolas – irrigação de culturas variadas. Os resultados apresentados refletiam os perfis de impacto ambiental de cada tecnologia e dos arranjos estabelecidos para se viabilizar o reúso, fornecendo subsídios para a incorporação da variável ambiental no processo de tomada de decisão sobre qual tecnologia utilizar. Um conclusão importante deste estudo foi que o consumo de energia necessário para a operação do arranjo processual voltado ao reúso e, por conseguinte, os processos de geração dessa energia eram os principais responsáveis pelo impactos ambientais relativos a este sistema de produto.

Ainda sobre o trabalho de Vlasopoulos *et al.* (2006), uma premissa que pode ter tido influência significativa nos resultados, foi a de excluir da análise, sob a justificativa de que os tratamentos necessários – e consequentemente os impactos associados – poderiam ser muito variáveis de acordo com as especificidades regulatórias de cada região, os impactos associados ao tratamento e destinação dos resíduos gerados por cada tecnologia de tratamento. Cabe observar também que a unidade funcional

adotada para o estudo de ACV foi “tratar um dado volume de água”, o que favoreceu o desempenho de arranjos que tinha maiores perdas por evaporação. Alternativamente, caso o enfoque fosse dado ao volume de água a ser produzido pelo sistema de tratamento, possivelmente os perfis de desempenho ambiental também sofreriam alterações significativas.

Raluy, Serra e Uche (2006) fizeram uso da ACV para comparar o desempenho ambiental de três diferentes tecnologias de dessalinização de água do mar voltada à produção de água potável. Assim como Vlasopoulos *et al.* (2006), também constataram que o consumo energético em cada tipo de tratamento é o principal responsável pelos impactos ambientais a eles associados. Dessa forma, tratamento por membrana (osmose reversa) apresentou um desempenho ambiental muito superior ao dos tratamentos térmicos (flash multi-estágios e destilação multi-estágios).

Outros estudos que exemplificam a utilização das técnicas de ACV, para se desenvolver avaliações de desempenho ambiental de processos utilizados para o tratamento de água são o trabalho de Bonton *et al.* (2012), que compara um processo de nanofiltração e um processo convencional aprimorado para a produção de água potável, e o trabalho de Zhou, Chang e Fane (2011), compara diferentes métodos de avaliação de impacto para a aferição do desempenho ambiental de um processo de osmose reversa.

Além disso, trabalhos também vêm sendo desenvolvidos no sentido de se inserir em problemas de otimização em geral e, em particular, nas otimizações de redes de água industriais, a dimensão ambiental – baseada em ACV – como função objetivo ou, pelo menos, como parte dela. Exemplos desse direcionamento são o trabalho de Erol e Thöming (2005), que trata especificamente de redes de água na indústria, em um processo de acabamento de metais, e faz uma otimização considerando conjuntamente as dimensões econômica e ambiental; e o trabalho de Guillén-Gosálbez (2011), que trata de análises ambientais em geral, a partir de uma abordagem multi-objetivo, mas considerando apenas a dimensão ambiental.

Por fim, há ainda outras técnicas que se prestam a fazer diferentes tipos de diagnósticos ambientais de arranjos processuais de tratamento de efluentes voltados ao reúso de água. Chen, Ngo e Guo (2012) fizeram uma avaliação comparativa das

técnicas de Avaliação de Ciclo de Vida, Análise de Fluxo de Materiais (*Material Flow Analysis*) e Avaliação de Riscos Ambientais (*Environmental Risk Assessment*) aplicadas para este fim e propuseram que as tomadas de decisão fossem embasadas em análises multi-critério (*Multi-criteria analysis*), que fossem resultantes de uma abordagem integrada, englobando os aspectos complementares de cada uma dessas técnicas.

3.3. ANÁLISE ENERGÉTICA

Na literatura são apresentados diversos tipos de indicadores para se realizar uma análise de desempenho energético. Cada um deles apresentando peculiaridades em relação ao tipo de energia que se propõe a avaliar. Distingue-se comumente, por exemplo, energia primária de secundária. Energia primária se refere ao conteúdo energético daquilo que é extraído diretamente da natureza, sem que sejam alteradas as características físicas e químicas da fonte de energia, e.g. a energia no carvão mineral, no gás natural e no petróleo bruto. Já a energia secundária corresponde à energia remanescente após a fonte energética passar por alguma transformação antrópica, e.g. energia na forma de eletricidade, calor, gasolina e diesel. Matematicamente, energia primária e secundária estão correlacionadas por um fator de eficiência, específico para cada tipo de transformação antrópica (Øvergaard, 2008 *apud* Arvidsson *et al.*, 2012).

Outra diferenciação se faz entre fontes de energia renováveis e não renováveis, também, chamadas fósseis. Energia renovável é aquela gerada pelos sistemas naturais a uma taxa suficientemente alta, tal que sua extração não resulta em depleção deste recurso, e.g. energia eólica ou de biomassa. Reservas de energia fóssil são formadas pelos sistemas naturais a taxas extremamente lentas, de tal forma que, na prática, toda extração resulta em depleção deste recurso (Heijungs, Guinée e Huppes, 1997 *apud* Arvidsson *et al.*, 2012)

Para se avaliar as implicações em termos energéticos da implantação de etapas adicionais ao tratamento de efluentes – que viabilizem o reúso de água em refinarias –, conforme enunciado nos objetivos deste trabalho, é necessário seguir a mesma lógica adotada para a avaliação dos impactos ambientais, a lógica do pensamento do ciclo de vida (*life cycle thinking*). Sob esta ótica, deve-se considerar na análise não apenas a energia adicional requerida para tais etapas adicionais de tratamento, mas também a economia de energia associada à redução do nível de operação de outros processos, como, por exemplo, a captação e o tratamento da água bruta. Mais do que isso, para estar completamente alinhada com os conceitos do pensamento do ciclo de vida, a análise deve contemplar ainda a energia consumida para a produção dos diferentes insumos e para a disposição dos diferentes rejeitos,

associados a cada um dos processos que compõem o ciclo de vida da água dentro da refinaria.

Arvidsson *et al.* (2012) apontam que a análise energética relacionada ao ciclo de vida tem uma história mais longa do que a própria ACV, podendo, na verdade, ser considerada como uma precursora deste tipo de estudo, e citam como exemplos dessa relação os trabalhos de Hannon (1972) e Makhijani e Lichtenberg (1972). Defendem ainda que, na prática, esse tipo de análise energética nada mais é do que um estudo de ACV em que se faz uso da categoria de impacto Uso de Energia.

Já Frischknecht *et al.* (2007), pontuam que esse método foi desenvolvido no início da década de 1970 após a primeira crise do petróleo (Boustead e Hancock, 1979; Pimentel, Hurd e Bellotti, 1973), inicialmente sob o nome de Análise de Energia Cumulativa Requerida (*Cumulative Energy Requirements Analysis - CERA*). Destacam ainda que a análise de energia cumulativa é um bom conceito introdutório para o pensamento do ciclo de vida mas não substitui a necessidade de uma avaliação utilizando outros métodos, que incluam outras categorias de impacto mais bem definidas, como Mudança Climática, Eutrofização, Acidificação, entre outros. Reforçam ainda que se informações mais detalhadas sobre as reais cargas ambientais e principalmente sobre as emissões específicas de cada processo estão disponíveis, resultados mais confiáveis podem ser obtidos utilizando-se tais métodos. Ainda sobre a complementaridade entre a Análise Energética e a ACV, (Kasser e Pöll, 1999 *apud* Frischknecht *et al.*, 2007) escrevem que a análise de energia cumulativa “só faz sentido em combinação com outros métodos”.

Com o enfoque de analisar consumos energéticos ao longo de todo o ciclo de vida de um produto ou serviço, Arvidsson *et al.* (2012) destacam que há diversos indicadores que diferem entre si por aspectos relativos, principalmente, a três questões: 1) se incluem as energias renováveis ou apenas energias de origem fóssil; 2) se é considerada a energia primária ou a secundária; 3) se e como o conteúdo energético de produtos ou subprodutos é considerada. Em seu trabalho são comparados cinco dos principais indicadores utilizados para este tipo de análise:

- **Energia Fóssil:** inclui apenas energia fóssil, não considera o conteúdo energético de produtos e contabiliza energia primária. Alguns dos trabalhos que fazem uso

deste conceito são: Malça e Freire (2011); Luterbacher *et al.* (2009); Huijbregts *et al.*, (2006) e Arvidsson *et al.*, (2011).

- **Energia secundária:** para compor este indicador é contabilizada a energia secundária ao invés da energia primária. Além de ser utilizado, algumas vezes em estudos de ACV de biocombustíveis (Yusoff e Hansen, 2007), este indicador é utilizado frequentemente em estudos de ACV de produtos alimentícios (Cederberg e Stadig, 2003; Davis e Sonesson, 2008). Normalmente, tanto energias fósseis como renováveis são consideradas, mas não é considerado nenhum conteúdo energético dos produtos.

- **Demanda Cumulativa de Energia (*Cumulative Energy Demand* – CED):** é um dos indicadores mais frequentemente utilizados em estudos de ACV. Este indicador é às vezes referido simplesmente como “Energia Primária”, inclui tanto energia fóssil como energia renovável e também não contabiliza o conteúdo energético de produtos. Uma discussão detalhada a respeito dos prós e contras em se usar este indicador é apresentada por Frischknecht, Heijungs e Hofstetter, (1998). É um conceito bastante utilizado em estudos de ACV de biocombustíveis (Cherubini e Jungmeier, 2010; Leng *et al.*, 2008; Panichelli, Dauriat e Gnansounou, 2009), às vezes também para efetuar comparações com o desempenho de combustíveis fósseis (Gasol *et al.*, 2009).

- **Balço de energia líquida:** para compor este indicador, o conteúdo energético dos produtos é também considerado. Dessa forma, o balanço que se faz para se chegar ao valor deste indicador corresponde à CED subtraída do conteúdo energético dos produtos. Este é um conceito também bastante utilizado para avaliar o desempenho energético e biocombustíveis (Pleanjai e Gheewala, 2009; Sander e Murthy, 2010) e também para a comparação com combustíveis fósseis (Gasol *et al.*, 2009).

- **Energia total extraída:** para compor este indicador não é considerado o conteúdo energético dos produtos, mas sim o das matérias primas. Dessa forma, para se chegar ao valor deste indicador, é somado à CED o valor correspondente ao conteúdo energético das matérias primas. Este conceito foi aplicado ao grande estudo “da fonte à roda” (do berço ao portão) conduzido pelo Centro Comum de Pesquisas (*Joint Research Centre*) da Comissão Europeia juntamente com a

indústria automobilística (Edwards *et al.*, 2007) e também no estudo de Arvidsson *et al.* (2011).

Em sua comparação destes diferentes indicadores de desempenho energético, aplicados a um mesmo sistema de produto – neste caso, o biodiesel metílico de óleo de palma –, Arvidsson *et al.* (2012), chegaram à conclusão que há variações bastante significativas nos resultados obtidos dependendo do indicador que é utilizado. Este resultado era, de certa forma, esperado, no entanto reforça a necessidade de que os indicadores escolhidos para se realizar esse tipo de análise sejam sempre muito bem definidos e que as razões que pautaram a escolha sejam também explicitadas.

3.4. ANÁLISE ECONÔMICA

Para se realizar uma análise econômica de um arranjo processual voltado ao reúso, pode-se recorrer a diversos métodos, desde análises mais tradicionais, que visam a calcular indicadores já usados comumente para a aferição do desempenho econômico de projetos, até métodos mais complexos, que podem envolver, por exemplo, a atribuição de valor a produtos ou a serviços que não possuem realmente um preço, ou uma análise mais abrangente que considere todo o ciclo de vida dessa solução tecnológica.

Moura (2011), apresenta o embasamento teórico para o que seria uma análise mais tradicional, que corresponde a calcular indicadores como a taxa interna de retorno (TIR) de um projeto como esse – de implantação de um arranjo de processo para reúso de água – e também o valor presente líquido (VPL). Turton *et al.* (2009) apresentam também uma metodologia bastante detalhada para a análise de investimento em projetos de processos químicos, com métodos, inclusive, para se estimar os custos de investimento e de operação de plantas de processos químicos.

Uma questão central, no entanto, para se avaliar um projeto como esse a partir de uma análise tradicional é que ele não resulta propriamente em um produto que pode ser vendido, isto é, é um projeto, na verdade, sem nenhuma receita. Os ganhos econômicos, para uma análise tradicional, de um projeto como esse, de incorporação de etapas adicionais de tratamento de efluentes para viabilizar o reúso de água, se restringem à redução de custos operacionais, sobretudo relacionados à energia, das etapas de captação e tratamento da água que passam a poder operar com uma vazão reduzida, ao se fechar o circuito de água. Esse ganho operacional, no entanto, certamente é insuficiente para compensar os custos de implantação das etapas adicionais de tratamento e viabilizar o projeto.

Diante da característica deste tipo de projeto, se torna necessário uma análise um pouco mais aprofundada que, de alguma forma, possa levar em conta outros ganhos econômicos proporcionados pelo fechamento do circuito de água na refinaria.

No Brasil, já foi implementada a cobrança pelo uso da água em diversas bacias hidrográficas. Alguns dos principais exemplos são as bacias do Paraíba do Sul, do Piracicaba-Capivari-Jundiaí, do Rio Doce, entre outras. E muitas outras bacias estão

em processo de implementação deste mesmo sistema. Com essa consideração, na avaliação econômica, de que a água captada possui um preço, é possível fazer uma análise nos moldes de uma avaliação tradicional de viabilidade econômica de projeto, com cálculo de TIR e VPL, pois, como o fechamento de circuito de água na refinaria possibilita uma redução na captação, proporciona, dessa forma, uma economia que pode ser suficiente para viabilizar o projeto de reúso.

Alternativamente, uma forma de se atribuir valor econômico para a água são os diversos métodos existentes de valoração econômico-ambiental baseados, por exemplo, nos conceitos disposição a pagar e disposição a aceitar. Disposição a pagar corresponde à máxima soma em dinheiro que uma pessoa está disposta a pagar para evitar algo (e.g. emissões). Disposição a aceitar corresponde à quantia em dinheiro mínima que uma pessoa precisaria receber para aceitar algo indesejável (Simões, Pinto e Bernardo, 2012). A partir dessas metodologias, pode-se incorporar à análise econômica ganhos mais significativos proporcionados pela implantação de um projeto de reúso de água de modo a tornar esta análise mais equilibrada.

Um passo além, para tornar a análise econômica ainda mais completa e ainda mais alinhada com as análises nas outras dimensões – ambiental e energética – no que diz respeito à consideração do pensamento do ciclo de vida, corresponde à aplicação da metodologia de custeio de ciclo de vida (*life cycle costing - LCC*). Ao contrário da ACV, porém, que é uma metodologia mais bem estabelecida e padronizada internacionalmente com base nas normas ISO 14040 e ISO 14044, o LCC não pode ser considerado um conceito ou uma abordagem uniforme (Simões, Pinto e Bernardo, 2012).

Existem, por exemplo, três abordagens diferentes para se realizar um estudo de LCC, a convencional, a ambiental e a social, que diferem entre si, principalmente pelos tipos de externalidades consideradas na análise. Externalidades, normalmente são definidas como mudanças de valor causadas por uma transação de mercado que não estão incluídas no preço, ou que são efeitos colaterais da atividade econômica (Ciroth e Hunkeler, 2008 *apud* Simões, Pinto e Bernardo, 2012). O LCC convencional corresponde a uma compilação de todos os custos associados ao ciclo de vida de um produto, assumidos por pelo menos um dos principais atores deste ciclo de vida. O LCC ambiental segue a mesma lógica, mas inclui também os custos

de externalidades que possam ser internalizados em um horizonte de tempo previsível. Com esta definição, o LCC ambiental pode ser desenvolvido de maneira semelhante a um estudo de ACV. O LCC social é ainda mais amplo e inclui custos para toda a sociedade. Custos ambientais são definidos ou como dano ambiental expresso em termos monetários (custo de efeitos externos), ou como custos de mercado para se prevenir o dano ambiental (Ciroth e Hunkeler, 2008 *apud* Hochschorner e Noring, 2011).

Simões, Pinto e Bernardo (2012) destacam que, embora muitos autores concordem com a importância de se incluir os custos de externalidades (ambientais e sociais) ao longo de todo o ciclo de vida, a maioria dos estudos normalmente não considera esses custos. A dificuldade em se utilizar a metodologia de LCC decorre da necessidade de se trabalhar com um volume muito grande de dados e informações e, além disso, a falta de padronização metodológica faz com que cada hipótese assumida tenha que ser muito bem justificada, mas, ainda assim, muito frequentemente, introduza arbitrariedades que podem ter influência muito significativa nos resultados. Giroth (2009), ressalta ainda as dificuldades em se obter dados de qualidade para estudos de LCC e a falta de ferramentas adequadas para se avaliar e assegurar a qualidade desses dados.

4. MÉTODO

O método de trabalho estabelecido para que os objetivos deste estudo fossem atendidos de maneira satisfatória está estruturado em cinco etapas:

- Etapa 1: Concepção do modelo lógico, representativo do ciclo de vida da água em uma refinaria de petróleo;
- Etapa 2: Análise ambiental de arranjo de processos constituído com vistas ao tratamento de efluentes da refinaria visando ao reúso da água;
- Etapa 3: Análise energética do arranjo supramencionado;
- Etapa 4: Análise econômica da mesma estruturação;
- Etapa 5: Análise integrada dos resultados gerados nas Etapas 2,3, e 4.

Passa-se a seguir a descrever cada uma das etapas acima mencionadas, com o intuito de discutir e delinear as bases conceituais, premissas e condicionantes que pautaram seus respectivos desenvolvimentos.

4.1. ETAPA 1: CONCEPÇÃO DO MODELO LÓGICO

A primeira etapa para se desenvolver a análise pretendida neste trabalho foi definir cuidadosamente o objeto de estudo: os processos associados ao ciclo de vida da água e uma refinaria de petróleo. Feito isso, procedeu-se então a coletar dados primários junto a refinaria do sistema Petrobras no intuito de compor modelo preliminar do ciclo de vida da água no referido processamento. Por questões de confidencialidade, o nome da unidade será mantido em sigilo.

O modelo foi estruturado para contemplar os cinco principais usos de água na refinaria, quais sejam: geração de vapor; resfriamento de correntes; diluição de químicos; limpeza; água de combate a incêndio. Além de usos potenciais para a água, o modelo compreendeu também processos de tratamento de efluentes da refinaria, empreendidos com o propósito de que os despejos efetuados junto ao corpo receptor ocorressem dentro de padrões legais definidos para a unidade.

Tendo em vista que para atender aos objetivos a que se propõe este estudo de ACV, o modelo de sistema de produto predisponha volume expressivo de dados e informações, houve casos em que foi necessário recorrer à literatura técnica especializada sobre o tema – ou seja, à dados secundários – para que o desenho em questão se fizesse representativo da realidade que buscava espelhar.

Dos dados relacionados ao balanço de água na refinaria, apenas o balanço efetuado na caldeira de vapor baseou-se em parâmetros de literatura. Neste caso, as proporções entre a vazão de alimentação da caldeira e as vazões de reciclo de condensado, vapor alimentado ao processo, e efluente da caldeira se basearam no estudo de Serra (2006), que analisou o sistema de caldeiras da unidade termoelétrica de uma planta petroquímica do pólo de Camaçari.

Os dados primários fornecidos pela refinaria do sistema Petrobras eram referentes em essência ao balanço de água na refinaria. Alguns dados referentes a consumos de reagentes foram também disponibilizados pela organização: no entanto, como não podiam ser discretizados por processo – assim como o dado de consumo de energia elétrica, que dizia respeito apenas ao consumo total da refinaria –, a utilização desses dados se restringiu a checagem de valores nos balanços construídos para modelagem do ciclo de vida da água no processo em questão.

Para que fossem supridas as lacunas decorrentes dessas ausências, foram utilizados dados secundários apresentados na base de dados Ecoinvent, própria para a modelagem de estudos de ACV. Esses mesmos parâmetros foram customizados para a condição de operação do sistema, sendo seus efeitos avaliados em termos de sensibilidade previamente a incorporação dos mesmos ao modelo de sistema de produto.

O até aqui chamado modelo original do ciclo de vida da água na refinaria não contou com qualquer processo de tratamento adicional que possibilite reúso desse bem. Concluída sua elaboração, passou-se então a modelagem outros dois cenários para os quais se acrescentavam gradativamente processos de tratamento de efluentes com o intuito de viabilizar, em grau crescente o reaproveitamento de dos vertidos gerados pela refinaria. Como decorrência imediata do fechamento de circuito de água da planta, tais cenários resultaram em menores lançamentos hídricos para o corpo receptor.

Isso porque, admitiu-se por premissa – como será mais bem explicado mais adiante – um consumo fixo de água para produção de derivados de petróleo na unidade; ou seja: os modelos não se ocuparam em racionalizar consumos no processo produtivo, mas sim, em recuperar água com mesmo grau de qualidade que aquela demandada em cada qual dos cinco usos potenciais a que a mesma se destina como utilidade de processo.

À condição outrora denominada de original – que compreendeu o cenário sem implementação de ações voltadas ao reúso – chamou-se Cenário I. A modelagem do Cenário II compreendeu a inclusão de arranjo processual capaz de viabilizar uma taxa de 73% de reaproveitamento do efluente gerado no Cenário I na forma de água de reúso. Este arranjo, o qual se convencionou chamar genericamente Tratamento Fase 1, compõem-se de duas etapas: Processo de Clarificação; e Processo de Eletrodialise Reversa. Ambos são apresentados a seguir de forma bastante sintética, porém elucidativa em termos das tecnologias que deles fazem parte e, das expectativas de suas inclusões no processo para efeito de reúso de água.

- **Processo de Clarificação:** realizado em equipamento compacto no qual ocorrem de forma consecutiva uma coagulação/floculação com lastro de micro areia, seguida de decantação lamelar.

- **Processo de Eletrodialise Reversa (EDR):** uma vez clarificado, o efluente segue para uma unidade de eletrodialise reversa (EDR) na qual sua salinidade, expressa tanto em termos de quantidade de sólidos totais dissolvidos (TDS) como de condutividade, se reduz a cerca de 20% da salinidade presente na alimentação. Ao atingir esses índices, o efluente de processo se credencia a ser reaproveitado em processos de refino de petróleo. O resíduo do mesmo processo consiste de um concentrado correspondente a cerca de 18% do volume alimentado à EDR, mas cujo grau de salinidade supera em mais de quatro vezes o mesmo teor naquela corrente. A Tabela 1, indicada a seguir, mostra em detalhe as vazões e as salinidades das correntes de alimentação e saídas da EDR, tomando como base uma vazão de 1 m³/h na alimentação.

Tabela 1 - Caracterização das correntes de entrada e saída da eletrodialise reversa (EDR).

Corrente	Vazão (m ³ /h)	Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L)	Condutividade (μS/cm)
Alimentação	1,0000	1093,2	1792,4
Água de Reúso	0,8219	213,1	339,4
Concentrado Salino	0,1781	5.102,9	7.586,5

Para se construir o chamado Cenário III, acresceu-se ao Cenário II outra etapa de tratamento, agora com vistas a reaproveitar ao máximo a fração líquida da corrente de concentrado salino emanada da EDR.

Esta etapa – assim denominada Tratamento Fase 2 – consiste de Processo de Cristalização Evaporativa, e tem por função separar, ao máximo, o concentrado salino em: uma fração sólida – composta por cristais de sais variados –; uma corrente de vapor, que, uma vez condensado, retorna ao processo também como água de reúso; e, uma corrente líquida, correspondente à purga do sistema.

Com exceção do consumo energético, os dados utilizados para a modelagem do Tratamento Fase 1, são todos dados primários, igualmente coletados junto a unidade que forneceu parâmetros para modelagem do Cenário I. Os dados da clarificação foram obtidos de uma unidade protótipo que opera no mesmo site com

capacidade para tratar uma vazão de alimentação de até 90 m³/h. Por fim, os dados da EDR advêm de unidade piloto construída para tratar uma vazão de até 73 m³/h, a qual também se encontra operando na refinaria.

Todos esses dados foram então objeto de aplicação de procedimentos de “*scale-up*” para uma proporção em que o Tratamento Fase 1 fosse capaz de atender à demanda correspondente à todo o efluente gerado na refinaria, de 350 m³/h.

Os dados de consumo energético da etapa de clarificação e da EDR são secundários, sendo obtidos de estimativas realizadas a partir de parâmetros recolhidos junto à literatura: 0,573 Wh/m³ alimentado à clarificação (Imasuen, Judd e Sauvignet, 2004) e 1,06 kWh/m³ de água de reúso produzida pela a EDR (Zhang *et al.*, 2012).

Não havia dados primários disponíveis para proceder-se a modelagem do Tratamento Fase 2, dado que à época da coleta de dados, sequer uma unidade piloto havia sido instalada na refinaria. No entanto, já se encontravam em estágio bastante avançado, modelos conceituais elaborados para fins de pesquisa e de desenvolvimento, que simulavam o funcionamento de uma unidade desta natureza. Tal conduta foi adotada pelo simples fato de a cristalização evaporativa não ser uma tecnologia de uso trivial para o fechamento de circuito de água em processamentos do segmento petroquímico.

O modelo de um processo de cristalização em estágio único foi elaborado a partir de análises de composição quali-quantitativa efetuadas no concentrado da EDR, e da restrição da vazão de alimentação. Este desenvolvimento propiciou subsídios para que fossem estimadas mais adiante vazões, composições e consumos energéticos de um processo de cristalização que, assim como no caso do Tratamento Fase 1, pudesse atuar sobre todo efluente gerado pela refinaria em condições nominais de operação.

Admitiu-se para fins dessas mesmas estimativas que, em escala original, seria empregado um arranjo com cinco estágios de evaporação, para o qual o vapor extraído em cada estágio seria injetado no estágio seguinte com intuito de a este fornecer calor ao estágio seguinte. Assim, a carga térmica específica – por kg de água de reúso produzida – obtida do modelo conceitual, foi dividida por cinco para

efeito de estimativa da carga térmica global necessária para alimentação do processo de cristalização em escala industrial.

Detalhes da modelagem deste processo bem como, resultados da simulação em que se baseou o dimensionamento da etapa Tratamento Fase 2 para fins da representação do ciclo de vida da água na refinaria no Cenário III estão descritos em mais detalhes no Apêndice A.

Cada cenário corresponde à mesma condição de operação da refinaria. Nesta, todas as funções que a água exerce são, por premissa, atendidas em termos volume alimentado, e de qualidade. No entanto, cada etapa qual dos tratamentos de efluentes – Fase 1 e Fase 2 – realimenta, em algum ponto do ciclo de vida da água na refinaria, uma dada quantidade desse bem que originalmente – ou seja, no Cenário I – seria lançada ao corpo receptor. Trata-se, portanto e, na acepção do termo, do conceito de fechamento de circuito. Como decorrência imediata disso ocorre uma redução da necessidade de captação de água bruta junto ao corpo hídrico que alimenta a unidade. Dessa forma, cada um dos cenários apresenta simultaneamente correntes com vazões iguais – correspondentes ao atendimento das funções que a água cumpre na refinaria –, e correntes com vazões diferentes, determinadas por conta do reúso.

Os balanços efetuados para a construção de cada cenário são elemento central do modelo desenvolvido para representar o ciclo de vida da água na refinaria. Além disso, e como não poderia deixar de ser, as hipóteses e condicionantes adotadas para efeito de elaboração desses balanços especificam e determinam o domínio de validade dos resultados obtidos das análises ambiental, energética e econômica.

Os balanços foram desenvolvidos por meio de uma superestrutura, construída em planilha eletrônica com representação gráfica, além de vazões de correntes relevantes para o balanço de água na refinaria. Salvo situações excepcionais a serem explicitados mais adiante, todas as correntes de saída de cada processo foram calculadas em função da corrente de alimentação. O conjunto constituído pela Figura 3 e a Tabela 2 apresenta os resultados desses balanços. A seguir, passam a ser descritas e justificadas todas as hipóteses e condicionantes para a construção dos balanços correspondentes aos Cenários I, II e III:

1. Não foram consideradas no balanço perdas hídricas por evaporação que por ventura ocorram nas lagoas aeradas, o tratamento secundário de efluentes. Analogamente, também não foram considerados aportes de água ao sistema decorrentes de precipitação. Optou-se por desconsiderar tais influências em virtude da indisponibilidade de dados capazes de representar tais fenômenos de maneira precisa e condizente com o grau de aprofundamento das demais estimativas. Admitiu-se, portanto, que ambos os efeitos se auto compensariam;
2. Admite-se sempre Regime Estacionário para todos os cenários;
3. O volume de petróleo bruto a ser tratado na refinaria foi fixado em 1000 m³/h. A partir dessa base de cálculo, tornou-se então possível determinar os usos, e as correspondentes quantidades de água indicadas a seguir:
 - a. Água de incêndio: 20 m³/h;
 - b. Limpeza: 80 m³/h;
 - c. Preparo de produtos químicos: 80 m³/h;
 - d. Make-up da torre de resfriamento¹: 454,1 m³/h;
 - e. Alimentação da caldeira: 270,9 m³/h.
4. A água de reúso oriunda dos processos de Tratamento Fase 1 e Fase 2 é reaproveitada apenas para usos na torre de resfriamento e na caldeira. Dessa forma, as correntes referentes aos demais aproveitamentos são valores fixos subtraídos das saídas dos processos que as antecede, e não funções da alimentação desses processos.
5. Não estavam disponíveis dados quanto a perda de vapor, e a geração de efluentes do bloco que sintetiza e representa o refino de petróleo. A única informação conhecida era de que o total gerado pela planta de refino como um todo corresponde a 350 m³/h. Dessa forma, o volume de efluentes gerado exclusivamente no processo de refino – ou seja, o núcleo produtivo em si – foi determinado por diferença entre o valor supramencionado e as perdas hídricas geradas nos demais processos, os quais, aliás, foram considerados em separado no modelo. Admitiu-se para tanto que a totalidade do volume de água destinado

¹ No Cenário III, a este número é somado o valor de 2,5 m³/h, que é um adicional estimado para o *make-up* da torre de resfriamento devido à necessidade de uso de água de resfriamento no processo de Cristalização.

a limpeza da planta resulte em efluentes. Dessa forma, o vapor perdido no processo de refino passa ser a única corrente de vazão desconhecida neste processo, podendo por conta disso, ser determinado (ver Figura 3).

6. Nos Cenários II e III o balanço efetuado sobre o nó que agrupa todas as correntes de efluente da refinaria a fim de compor a corrente de alimentação do tratamento primário é sempre fechado iterativamente, com auxílio de uma rotina específica do MS Excel - "Atingir meta". Quando acionada, esta opção torna nula a diferença entre a soma das entradas neste nó, e sua respectiva corrente de saída.

Tal abordagem foi adotada como meio de evitar o surgimento de referências circulares ao se construir o modelo em planilha eletrônica.

7. A distribuição da água de reúso na caldeira e na torre de resfriamento, nos Cenário II e III, é feita com auxílio de uma rotina de solver do MS Excel, operada de forma a maximizar o potencial de processamento de petróleo bruto da refinaria. Isso ocorre variando-se um parâmetro em um intervalo de 0 a 1, o qual divide a água de reúso – tanto do Tratamento Fase 1 quanto do Tratamento Fase 2 – em limites que podem variar entre 100% para a caldeira (assumindo valor = 0) e 100% para a torre de resfriamento (valor = 1). Isso, mantendo-se constante vazão de captação de água bruta e considerando como restrições as necessidades de água para cada um desses dois usos: 0,2709 m³ alimentação da caldeira / m³ de petróleo bruto, para os Cenários II e III; 0,4541 m³ make-up da torre de resfriamento / m³ de petróleo bruto para o Cenário II e 0,4566 m³ make-up da torre de resfriamento / m³ de petróleo bruto para o Cenário III (que possui um adicional em relação aos outros cenários por conta da necessidade de água de resfriamento para o processo de cristalização).
8. Após o ajuste do parâmetro de distribuição da água de reúso, descrito no item anterior, e com auxílio de nova rotina de solver do MS Excel, variava-se a vazão de captação da água bruta de forma a retornar a vazão de petróleo bruto tratado novamente para os 1000 m³/h. Esse procedimento, no entanto, fazia com que o nó na entrada do tratamento de efluentes primário voltasse a ficar desbalanceado. A rotina "Atingir meta" foi então novamente acionada para que o balanço se fechasse neste nó. Em seguida, a distribuição da água de reúso foi novamente ajustada conforme descrito no item anterior, e a rotina "Atingir meta"

foi repetida para ajustar o balanço hídrico junto ao nó de entrada que compõe a alimentação do tratamento de efluentes. Por fim, o ajuste para a vazão de petróleo bruto (redução da captação de água para retornar a vazão de petróleo bruto para 1000 m³/h) foi novamente realizado, e assim sucessivamente, tantas vezes quanto foi necessário, até que o modelo convergisse. Esse método iterativo foi utilizado para se consolidar os balanços tanto do Cenário II quanto do Cenário III.

9. Admitiu-se que a carga térmica necessária para o processo de cristalização evaporativa do Tratamento Fase 2, fosse fornecida integralmente por vapor residual disponível na refinaria, dada a informação de que esta opção era viável. Uma análise preliminar apontou que provavelmente o vapor residual da refinaria seria suficiente para fornecer essa energia.

Tabela 2 - Vazões de cada corrente em cada cenário analisado.

Nº.	Nome	CENÁRIO I	CENÁRIO II	CENÁRIO III
		(m ³ /h)	(m ³ /h)	(m ³ /h)
1	Água bruta	930	667,4	612,8
2	Água de incêndio	20	20	20
3	Água pré-clorada	910	647,4	592,8
4	Lodo da ETA	24	17	15,6
5	Água industrial	886	630,3	577,2
6	Água de limpeza	80	80	80
7	Água para produtos químicos	80	80	80
8	Água para resfriamento	454,1	294,2	261
9	Água para geração de vapor	271,9	176,1	156,2
10	Água para unidade de refino	28.400,00	28.400,00	28.400,00
11	Vapor perdido – Torre	376	376	378
12	Efluente Torre	78,1	78,1	78,6
13	Reciclo de água de resfriamento	28.400,00	28.400,00	28.400,00
14	Alimentação ETAC	271,9	271,9	251,4
15	Efluente ETAC	1	1	1
16	Água de caldeira	270,9	270,9	250,4
17	Alimentação caldeira	270,9	270,9	270,9
18	Vapor aproveitado	369,7	369,7	369,7
19	Reciclo de condensado	107,6	107,6	107,6
20	Efluente caldeira	8,8	8,8	8,8
21	Efluente refino	183,1	183,1	183,1
22	Vapor perdido no processo	159,1	159,1	159,1
23	Efluente primário	350	350	350,4
24	Efluente secundário	350	350	350,4
25	Efluente terciário - Lagoa	350	-	-
26	Efluente terciário - Reuso	-	350	350,4
27	Lodo	-	38,9	38,9
28	Efluente quaternário	-	311,1	311,5
29	Reuso EDR – Caldeira	-	95,8	95,2
30	Reuso EDR – Torre	-	159,9	160,9
31	Concentrado EDR – Ambiente	-	55,4	-
32	Concentrado EDR – Cristalização	-	-	55,4
33	Reuso CRIST - Caldeira	-	-	20,5
34	Reuso CRIST - Torre	-	-	34,7
35	Purga – Cristalização	-	-	0,2
36	Make up torre	454,1	454,1	456,6
37	Efluente ETAC – Neutralizado	1	1	1
38	Lançamento	351	56,4	1
39	Efluente limpeza	80	80	80
40	Efluente Bruto	350	350	350,4

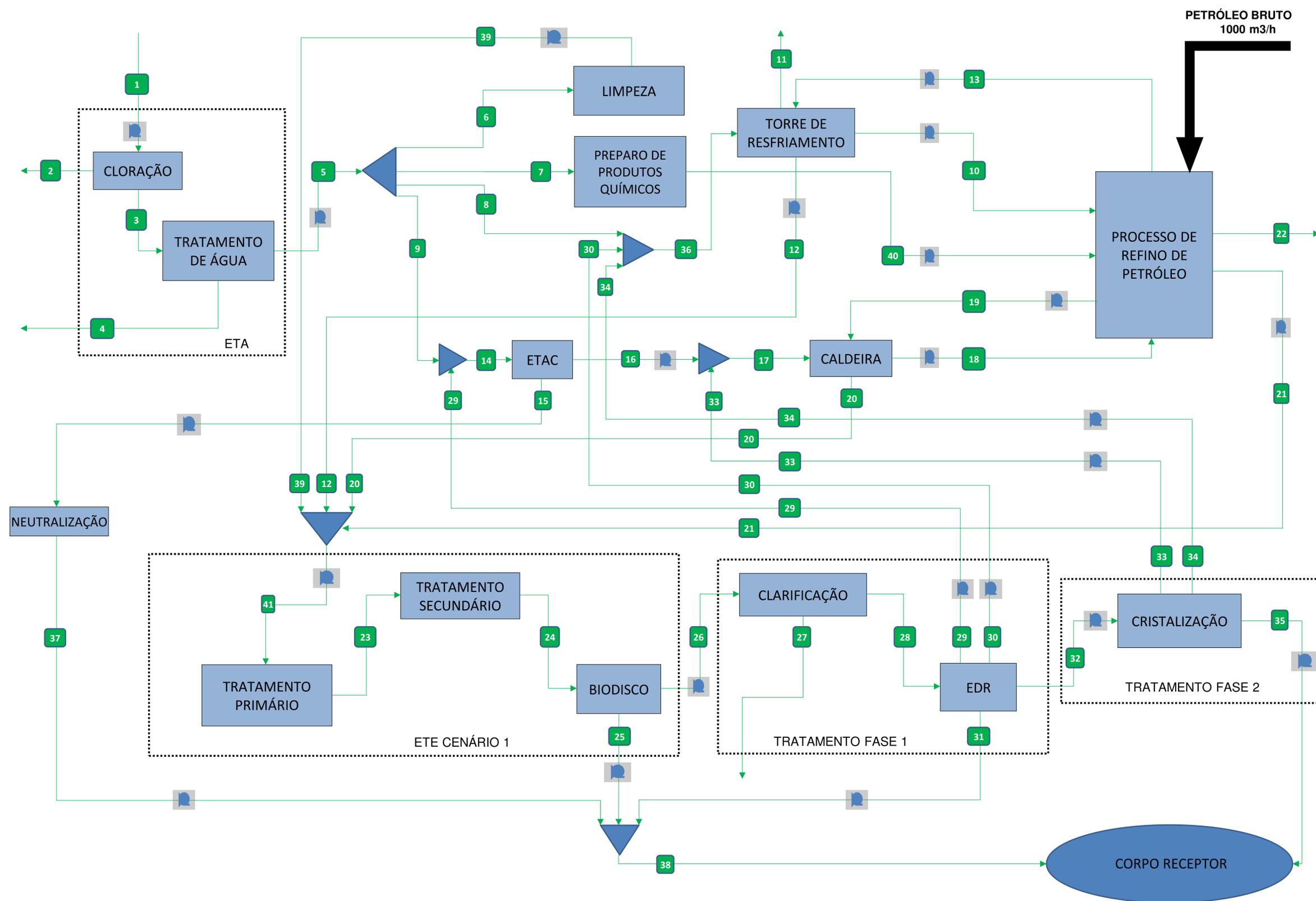


Figura 3 - Representação gráfica dos balanços de água nos três cenários avaliados.

A partir do modelo apresentado na Figura 3, foram desenvolvidas as análises em cada uma das três dimensões propostas neste trabalho. A abordagem utilizada para cada uma dessas análises é apresentada nos itens que seguem.

4.2. ETAPA 2: ANÁLISE AMBIENTAL

O desempenho ambiental dos arranjos processuais implementados nos Cenários II e III com objetivo de viabilizar o fechamento do circuito de água na refinaria modelo, foi analisado por meio da técnica de ACV.

Para cumprir a etapa de Avaliação de Impactos de Ciclo de Vida (AICV), fez uso de abordagens de *Midpoint* e *Endpoint*. A abordagem *Midpoint* é orientada ao impacto. Por meio deste enfoque será então possível quantificar o perfil de desempenho ambiental do objeto de estudo pela ACV na forma de categorias de impacto tais como: Mudança Climática, Eutrofização, Acidificação, Depleção de Fósseis, Ecotoxicidade, entre outras.

A abordagem em *Endpoint*, dá um passo além de sua predecessora ao traduzir os efeitos proporcionados por um produto ou sistema antrópico na forma de dano. Assim sendo, um resultado gerado a partir do enfoque de *Endpoint* descreve os mesmos efeitos segundo danos: à Saúde Humana, à Diversidade Ecológica, e à Disponibilidade de Recursos.

Os modelos para se traduzir os impactos de *Midpoint* em impactos de *Endpoint* ainda são bastante incipientes e, em decorrência disso, possuem uma incerteza associada significativa. Apesar disso, optou-se por utilizar essa abordagem para a construção do indicador único para que o elevado grau de subjetividade característico deste tipo de procedimento pudesse ser reduzido.

Conforme as recomendações normativas para o desenvolvimento de estudos de ACV, a caracterização do presente estudo é detalhada a seguir, correspondendo à etapa metodológica da ACV voltada à Definição de Objetivo e Escopo.

4.2.1. DEFINIÇÃO DE OBJETIVO E ESCOPO DA ACV

4.2.1.1. Objetivo:

Em termos metodológicos esta avaliação se sustenta na estrutura conceitual prevista nas normas ABNT NBR ISO 14040 e 14044 (ABNT/CB-38, 2009a; b) próprias para realização de ACV. Em termos de *Definição dos Objetivos* do estudo

convencionou-se que a presente iniciativa examinaria o desempenho ambiental da incorporação ao tratamento de efluentes, em refinaria de petróleo, de etapas adicionais voltadas à viabilização do fechamento de circuito de água.

Tal análise se dará a partir da comparação entre si e com o cenário base (Cenário I), das opções que incorporam etapas adicionais de tratamento (Cenários II e III). A análise do desempenho ambiental se dará tanto em perfil aberto via enfoque *Midpoint* – isto é, analisando-se separadamente cada categoria de impacto ambiental –, quanto por meio de indicador único, *Endpoint*. Dessa forma, torna-se possível avaliar a dimensão ambiental conjuntamente com as demais análises realizadas – energética e econômica a partir das quais se podem gerar também indicadores únicos – com vistas a estabelecer um desempenho global para cada cenário.

Com isso pretende-se proporcionar subsídios que permitam incluir a variável ambiental dentre aquelas que são observadas em processos de tomada de decisão gerencial voltados para seleção de alternativas de melhoria de processo.

4.2.1.2. Escopo

A etapa de *Definição de Escopo* estabeleceu premissas e condições de contorno com o intuito de formar as bases para a condução do estudo. São elas:

Objeto de estudo: água em refinaria de petróleo;

Função: dar suporte ao processo de refino de petróleo, suprimindo as seguintes necessidades: água de incêndio; limpeza; preparo de produtos químicos; água de *make-up* para a torre de resfriamento; geração de vapor;

Unidade funcional (UF): a UF consiste de um valor arbitrário da função – realizada com o propósito de estabelecer-se uma base de cálculo para o estudo. Neste caso, definiu-se por UF para o caso presente: ‘dar suporte para o refino de 1 m³ de petróleo’;

Fluxo de referência: para atender à função são necessários: 0,02 m³ de água de incêndio; 0,08 m³ de água de limpeza; 0,08 m³ de água para o reparo de produtos químicos; 0,4541 m³ de água de *make-up* para a torre de resfriamento e 0,2709 m³ de água para a geração de vapor;

Definição de Fronteiras: as fronteiras que definem os Cenários I, II, e III compreenderam todas as etapas que fazem parte do ciclo de vida da água na refinaria. Admitiu-se que a unidade industrial adquire energia elétrica junto à rede concessionária, para quaisquer consumos. Isso fez com que fossem incluídas no modelo de sistema de produto as atividades de geração e transporte de energia. Para retratar a matriz elétrica brasileira usaram-se dados do Balanço Energético Nacional (Brasil. Empresa de Pesquisa Energética, 2013);

Qualidade dos dados: a qualidade dos dados empregados no estudo se condiciona ao atendimento de requisitos estruturais e estatísticos. Segundo a norma NBR ISO 14040 (2009a), os requisitos estruturais compreendem as coberturas: geográfica, temporal, e tecnológica. Quanto à *cobertura geográfica*, considera-se que a refinaria está localizada dentro dos limites território brasileiro. Em termos de *cobertura temporal*, admitiram-se dados, fornecidos pela refinaria, referentes ao período compreendido entre 2003 e 2011, que tiveram sua consistência verificada previamente à incorporação ao modelo. A *cobertura tecnológica* cercou-se das condicionantes técnicas enunciadas antes por ocasião da descrição dos cenários em estudo, às quais se agregam as informações que seguem. O Cenário I refere-se à situação de base, sem qualquer ação de reúso. O Cenário II considera a incorporação do Tratamento Fase 1 e o Cenário III engloba, além deste, também o Tratamento Fase 2. A forma como cada cenário se integra à análise aparece descrita de maneira esquemática na Figura 3, cujas vazões de cada corrente, em cada cenário, estão expressas na Tabela 2.

Fontes de obtenção de dados: os dados e informações técnicos que deram suporte a esta análise que dizem respeito ao balanço hídrico na refinaria procedem predominantemente de fontes primárias, levantados junto a uma refinaria do sistema Petrobras, que não pode ser identificada por questões de confidencialidade.

Já as demais informações a respeito dos processos envolvidos em cada uma das etapas do ciclo de vida da água na refinaria foram obtidas majoritariamente de fontes secundárias, em grande parte de bancos de dados próprios para auxílio e suporte de estudos de ACV (principalmente Ecoinvent). No entanto, previamente à incorporação de tais fontes, aplicaram-se procedimentos para ajuste destes valores às condições que se propunham a refletir, de maneira a gerar modelos consistentes.

Para a modelagem do Tratamento Fase 1, foram utilizadas extrapolações dos dados primários obtidos na refinaria referentes a uma unidade de clarificação em escala protótipo e à outra, de eletrodialise reversa, em escala piloto.

Para o Tratamento Fase 2, foi construído um modelo de uma planta piloto de cristalização evaporativa a partir da composição do concentrado salino da própria refinaria e, a partir desse modelo, foram feitas estimativas do dimensionamento de uma planta em escala industrial (mais detalhes desta modelagem são apresentados no Apêndice A).

Crítérios de alocação: decidiu-se que as cargas ambientais associadas a qualquer das etapas do sistema desde a qual fossem gerados dois ou mais produtos seriam distribuídos por critério mássico. Exceção a esta regra se deu para a alocação das emissões da queima de gás natural na caldeira entre a água utilizada para gerar o vapor e a energia carregada por essa massa de água. Neste caso procedeu-se uma alocação por critério exergético, explicado mais detalhadamente quando da apresentação do processo elementar referente à caldeira, na Tabela 42 (Apêndice B);

Modelo e categorias de Avaliação de Impactos Ambientais: para cumprir a etapa de AICV, este estudo fez uso do modelo ReCiPe Midpoint (H) – versão 1.07 (Pré Consultants, 2010) e, com o intuito de se efetuar uma análise de indicador único, foi utilizado o modelo ReCiPe Endpoint (H) – versão 1.07 (Pré Consultants, 2010).

4.3. ETAPA 3: ANÁLISE ENERGÉTICA

A avaliação do desempenho energético dos três cenários formulados no estudo baseou-se, tal como no caso da dimensão ambiental, em abordagem baseada no pensamento de ciclo de vida. Dessa forma, utilizando-se o indicador de Demanda Cumulativa de Energia (CED), foi aferida a quantidade de energia primária extraída da biosfera para que a água pudesse cumprir de maneira satisfatória suas funções na refinaria em cada um dos cenários levantados.

O indicador CED foi escolhido para se desenvolver essa análise por considerar a energia primária, que quantifica o total de energia extraída da biosfera e não apenas aquilo que os processos antrópicos conseguem aproveitar dessa energia – energia secundária –, por incorporar tanto energia renovável quanto não renovável, de diversas origens, permitindo assim uma análise tanto em perfil aberto (separadamente para cada tipo de energia) quanto em indicador único. Além disso, por ser um dos indicadores mais utilizados para estudos voltados ao pensamento do ciclo de vida (*life cycle thinking*), facilitando assim a comparação com outros estudos.

Para realizar o estudo de CED, foi utilizada uma abordagem idêntica à descrita para análise de desempenho ambiental com a ACV. Dessa forma, exatamente o mesmo recorte metodológico apresentado no item 4.2.1 pode ser considerado para a análise de CED.

Como ressalvas, destacam-se apenas dois pontos: o objetivo, neste caso, está relacionado à aferição do desempenho energético de cada cenário e à incorporação da referida dimensão aos processos gerenciais de tomada de decisão. Além disso, o método utilizado para cumprir a etapa de AICV, neste caso, foi o *Cumulative Energy Demand* - versão 1.08 (Pré Consultants, 2010), que se presta tanto à análise em perfil aberto (considerando separadamente cada tipo de energia), quanto em indicador único (composto pela soma de todos eles).

4.4. ETAPA 4: ANÁLISE ECONÔMICA

Muito embora se tenha primado por realizar avaliações de caráter sistêmico nas demais dimensões deste estudo, não haveria possibilidade prática, diante das informações e dos recursos disponíveis, de se fazer o mesmo para a dimensão econômica, o que corresponderia a implementação de uma abordagem do tipo *Life Cycle Costing (LCC)*.

Muito embora anterior ao conceito de Avaliação de Ciclo de Vida, o LCC ainda não possui uma padronização metodológica consolidada, como ocorre com a ACV. Assim, este varia em termos de aplicação e precisão desde abordagens mais amplas – como o chamado LCC social –, e outras, bastante mais restritas como o LCC exclusivamente econômico. Nesse espectro o LCC ambiental se apresenta como uma abordagem intermediária. Ademais, cada uma dessas vertentes possui ainda variações dependendo, de quais atores associados ao ciclo de vida do objeto de estudo, tem os seus custos incluídos na análise (Ciroth e Hunkeler, 2008).

Diante dessas considerações, decidiu-se desenvolver uma análise econômica tradicional de forma a avaliar a viabilidade de implantação das etapas adicionais ao tratamento de efluentes da refinaria voltadas ao reúso de água. A única relação entre esta análise e um LCC é o fato de serem consideradas na análise as fases de implantação e operação do projeto, restando incluir apenas a etapa de desativação e desmontagem para contemplar todo o seu ciclo de vida. Ainda assim, estariam sendo considerados custos apenas sob a ótica de um dos atores envolvidos neste ciclo de vida.

Portanto, sendo o Cenário I a opção de funcionamento original da refinaria, foi realizada análise de custo-benefício da implantação de tais etapas, seguindo a metodologia tradicional de análise de viabilidade de projetos, baseada nos indicadores de Taxa Interna de Retorno (TIR) e Valor Presente Líquido (VPL), conforme a metodologia descrita por Turton *et al.* (2009), com ênfase em projetos de implantação de plantas químicas, que é análoga à descrita por Moura (2011), com ênfase em projetos de cunho ambiental.

Nos itens a seguir, são apresentados ganhos e custos econômicos considerados para a análise do desempenho dos Cenários II e III em relação ao Cenário I, tomado como base.

4.4.1. GANHOS

Idealmente, para se aferir os benefícios econômicos da implantação de ações voltadas ao reúso de água, deveria ser aplicada uma metodologia de valoração econômico-ambiental desta água. Entretanto, os resultados desse tipo de análise – valoração econômico-ambiental – em geral são bastante sensíveis a aspectos regionais, ligados à variabilidade espacial e temporal da disponibilidade hídrica, mas também a aspectos culturais. Como este estudo tem por objeto de análise um modelo conceitual de refinaria, mas cuja única restrição em termos de localização é estar dentro do Brasil, optou-se por não se aplicar nenhuma metodologia de valoração econômico-ambiental para se aferir o valor econômico da água, pois tal avaliação seria bastante dispendiosa e não aportaria ganhos significativos de qualidade para a análise que se deseja fazer (que não está diretamente ligada a nenhuma região específica).

Alternativamente, para se estimar os ganhos decorrentes do fechamento de circuito de água na refinaria, foi considerada uma situação hipotética em que a refinaria precisasse pagar pelo uso da água conforme o sistema de cobrança pelo uso da água vigente na Bacia do rio Paraíba do Sul, um dos primeiros sistemas deste tipo a ser implantado no Brasil e que é muito semelhante a outros sistemas de cobrança pelo uso da água já implantados em outras bacias, como a dos rios Piracicaba, Capivari, Jundiaí (PCJ), a do rio São Francisco, e a do Rio Doce.

A forma do cálculo para a cobrança pelo uso se baseia em um parâmetro principal que é o Preço Público Unitário (PPU) (AGEVAP - Agência da Bacia do Rio Paraíba do Sul, [s.d.]). No caso da bacia do Paraíba do Sul, na verdade, este preço consiste em três valores distintos, cada um fazendo referência a diferentes usos da água. O primeiro deles é o preço cobrado pela captação, neste caso 0,01 R\$/m³; o segundo valor (de 0,02 R\$/m³) é o cobrado pelo consumo, que consiste na diferença entre o volume captado e o volume lançado e pode resultar, por exemplo, da incorporação de água em produtos ou, no caso da refinaria, principalmente das perdas por evaporação.

Por fim, cobra-se também um valor decorrente da diluição de efluentes em corpos hídricos, que, no caso da bacia do Paraíba do Sul é de 0,07 R\$/kg de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) lançada.

As equações a seguir, apresentam em detalhes como é calculado o valor a ser cobrado pelo uso da água (AGEVAP - Agência da Bacia do Rio Paraíba do Sul, [s.d.]).

- Captação:

$$Valor_{cap} = [K_{out} \times Q_{cap\ out} + K_{med} \times Q_{cap\ med} + K_{med\ extra} \times (0,7 \times Q_{cap\ out} - Q_{cap\ med})] \times PPU_{cap} \times K_{cap\ classe}$$

- Consumo:

$$Valor_{cons} = (Q_{capT} - Q_{lanç}) \times PPU_{cons} \times (Q_{cap}/Q_{capT})$$

- Lançamento:

$$Valor_{DBO} = CO_{DBO} \times PPU_{DBO}$$

Onde:

$Valor_{cap}$ [R\$/ano] = Pagamento anual pela captação de água;

$Valor_{cons}$ [R\$/ano] = Pagamento anual pelo consumo de água;

$Valor_{DBO}$ [R\$/ano] = Pagamento anual pelo lançamento de carga de DBO;

K_{out} [adimensional] = Peso atribuído ao volume anual de captação outorgado;

K_{med} [adimensional] = Peso atribuído ao volume anual de captação medido;

$K_{med\ extra}$ [adimensional] = Multiplicador extra;

$K_{cap\ classe}$ [adimensional] = coeficiente que leva em conta a classe do corpo hídrico em que se faz a captação;

Q_{cap} [m³] = Volume anual de água captado (igual a $Q_{cap\ med}$, ou, caso não haja medição, igual a $Q_{cap\ out}$);

$Q_{cap\ out}$ [m³] = Volume anual de água captado, segundo valores de outorga;

$Q_{cap\ med}$ [m³] = Volume anual de água captado, segundo valores de medição;

$Q_{cap\ T}$ [m³] = Volume anual de água captado total (igual a Q_{cap} adicionado do volume obtido diretamente de concessionárias);

$Q_{lanç\ T}$ [m³] = Volume anual de água lançado total (igual soma dos volumes lançados diretamente em corpos hídrico ou em redes coletoras de esgoto);

PPU_{cap} [R\$/m³] = Preço Unitário para a captação de água;

PPU_{cons} [R\$/m³] = Preço Unitário para o consumo de água;

PPU_{DBO} [R\$/kg] = Preço Unitário para a carga de DBO lançada;

CO_{DBO} [kg/ano] = Carga anual de DBO_{5,20} efetivamente lançada.

Os valores de K_{out} , K_{med} e $K_{med\ extra}$ são determinados pela relação entre $Q_{cap\ med}$ e $Q_{cap\ out}$, definida na Tabela 3.

Tabela 3 - Parâmetros para o cálculo do valor pago pela captação.

Se $Q_{cap\ med}/Q_{cap\ out}$	K_{out}	K_{med}	$K_{med\ extra}$
< 0,7	0,2	0,8	1,0
≥ 0,7 e ≤ 1,0	0,2	0,8	0,0
> 1,0	0,0	1,0	0,0
sem medição	1,0	0,0	0,0

Fonte: AGEVAP, [s.d.]

No caso da refinaria em análise, foi admitido, $\frac{Q_{cap\ med}}{Q_{cap\ out}} = 0,9$, para todos os cenários, sendo que $Q_{cap\ med}$ corresponde ao total anual necessário para suprir a demanda de captação de cada cenário, considerando um ano operacional de 8000 horas. Em relação a $K_{cap\ classe}$, admitiu um padrão de corpo hídrico classe 1, ao que corresponde um $K_{cap\ classe} = 1,0$.

A DBO_{5,20} do efluente lançado pela refinaria, nos três cenários, foi admitida como 60 mg/L, o que corresponde ao máximo permitido previsto pelo Decreto N°.8.468, de 8 de setembro de 1976 (Art.18) do Governo do Estado de São Paulo.

Além disso, foi considerado que toda a água captada pela refinaria vinha diretamente de corpos hídricos e, analogamente, todos os lançamentos eram feitos diretamente em corpos hídricos, isto é, nenhuma água era obtida de concessionárias e nenhum efluente era lançado em redes coletoras de esgoto.

Dessa forma, considerando-se os preços vigentes, puderam ser calculados os valores totais pagos pelo uso da água em cada um dos três cenários e, por diferença, os ganhos proporcionados pela implantação dos Tratamentos Fase 1 e Fase 2.

4.4.2. CUSTOS

Os custos para a implantação dos Tratamentos Fase 1 e Fase 2 foram divididos respectivamente em custos de investimento e custos de operação. Os de investimento correspondem à compra de equipamentos e à instalação destes na refinaria (incluindo os referentes a equipamentos auxiliares e utilidades), enquanto os de operação consideram custos de energia, de mão de obra e de manutenção (os custos dos insumos não foram considerados nesta análise). Os métodos utilizados para se estimar esses custos são detalhados nos itens a seguir.

4.4.2.1. Custos de investimento

Nesta análise foram calculados separadamente os custos de cada uma das três etapas adicionais de tratamento: Clarificação, EDR e Cristalização. Sempre que foi necessário ajustar o custo de um equipamento ao longo dos anos foi utilizado o *Chemical Engineering Plant Cost Index* (CEPCI), sugerido por Turton *et al.* (2009) e publicado anualmente pelo periódico *Chemical Engineering*. Neste levantamento, foi utilizado o valor deste índice em três anos distintos, conforme mostra a Tabela 4 a seguir.

Tabela 4 - Índices de preço utilizados para o ajuste temporal de custos de equipamentos.

Ano	CEPCI
2001	394,3
2008	575,4
2012	584,6

Em termos de ajuste de custo em relação às diferenças de capacidade entre equipamentos foi utilizada a regra geral descrita em Turton *et al.* (2009):

$$\frac{C_a}{C_b} = \left(\frac{A_a}{A_b}\right)^{0,6} \quad (\text{Eq.1})$$

Onde:

C = corresponde ao custo de compra;

A = corresponde ao atributo de custo do equipamento, i.e. sua capacidade, ou dimensão característica, a partir da qual se pode estimar o seu custo;

a = se refere ao equipamento com o atributo requerido;

b = se refere ao equipamento com o atributo de base.

No caso da Clarificação e da Cristalização, as estimativas de custo desses processos foi feita utilizando-se o método descrito por Turton *et al.* (2009). Neste método, a partir das dimensões características dos equipamentos principais e de parâmetros empíricos resultantes de uma pesquisa com fabricantes no ano de 2001, os custos de compra de diversos tipos de equipamento podem ser estimados. Os parâmetros empíricos levantados nesta pesquisa foram ajustados para a seguinte equação:

$$\log_{10}C = K_1 + K_2 \log_{10}(A) + K_3 [\log_{10}(A)]^2 \quad (\text{Eq.2})$$

Onde:

C = custo de compra do equipamento;

A = capacidade ou dimensão característica do equipamento (e.g. área para trocadores de calor; volume para tanques; potência para bombas; etc.);

K_1 , K_2 e K_3 = parâmetros levantados por meio da pesquisa junto aos fabricantes apresentados por Turton *et al.* (2009).

Uma vez definidos os custos de compra de equipamentos para cada um desses processos, conforme a metodologia apresentada por Turton *et al.* (2009), o custo total de investimento foi estimado multiplicando-se os custos de compra de equipamento pelo chamado fator de Lang, o qual, para o caso da Clarificação e da Cristalização, que são processos que envolvem tanto substâncias na fase líquida como na fase sólida, corresponde a 3,63.

Diante dessas considerações, os passos e os resultados das estimativas de custo de investimento para cada uma dessas etapas adicionais de tratamento de efluentes são apresentados nos itens a seguir.

4.4.2.1.1. CLARIFICAÇÃO

Para se estimar os custos de investimento da Clarificação, inicialmente, foi estimado o custo do protótipo presente na refinaria, a partir das dimensões do equipamento visualizadas em visita à própria refinaria, e das representações deste processo apresentadas nos trabalhos de Imasuen, Judd e Sauvignet (2004) e Desjardins, Koudjonou e Desjardins (2002). Dessa forma, foram elencados os principais equipamentos para a montagem deste tipo de processo e também levantadas as dimensões características aproximadas para cada um desses elementos.

A Tabela 5 apresenta a lista dos equipamentos principais considerados para esta análise, a classificação em que eles foram encaixados para a utilização da correlação apresentada por Turton *et al.* (2009) (Eq.2), a dimensão característica de cada equipamento, os valores máximo e mínimo dessas dimensões utilizados na construção dessas correlações e os próprios parâmetros utilizados em cada cálculo.

Tabela 5 – Premissas e parâmetros para estimativa dos custos de investimento do Clarificador.

Equipamento	Classificação considerada	Dimensão Característica	Unidade	Mínimo e máximo na correlação	Valor considerado	Parâmetros
Tanque de seção retangular	Tanks - API - fixed roof	Volume	m ³	90 - 30.000	90	K ₁ = 4,8509 K ₂ = -0,3973 K ₃ = 0,1445
Hidro ciclone	Dust collectors - Ciclone scrubbers	Volume	m ³	0,06 - 200	0,06	K ₁ = 3,6298 K ₂ = -0,4991 K ₃ = 0,0411
Bomba de recirculação de lodo	Pumps - Reciprocating	Potência de eixo	kW	0,1 - 200	0,1	K ₁ = 3,8696 K ₂ = 0,3161 K ₃ = 0,1220

A partir dessas premissas e parâmetros foi estimado o custo da unidade protótipo de Clarificação em cerca de USD 67.034,22, mas isto como um valor referente a 2001. Trazendo para valores de 2012, com base no CEPCI, este valor corresponde a, aproximadamente, USD 99.386,77. Fazendo-se o ajuste de capacidade, de 90 m³/h para 360 m³/h (ver Tabela 2; corrente 26 = 350 m³/h nos cenários II e III), para que este processo atenda à necessidade de toda a refinaria, obtém-se o valor de USD 228.330,84. Por fim, aplicando-se o fator de Lang, chega-se ao custo total de investimento deste processo que corresponde a USD 828.840,95.

4.4.2.1.2.EDR

Os custos de investimento da EDR foram obtidos diretamente do trabalho de Lahnid *et al.* (2008). Este trabalho apresentava um custo de aproximadamente EUR 310.700,00 já incluindo equipamentos e instalação, para uma unidade com capacidade de 100 m³/h de água tratada.

A partir desse valor, foi estimado o custo de uma unidade que atendesse a toda a demanda da refinaria (foi considerada uma unidade com vazão de saída – água de reúso – de 270 m³/h na saída da EDR, vazão maior do que a soma das correntes 29 e 30 – ver Tabela 2 – tanto no cenário II como no cenário III), obtendo-se, então, um total de USD 763.013,08 (já considerando a cotação fornecida pelo Banco Central brasileiro no dia 24/11/2013: EUR 1,00 = USD 1,3532). Trazendo esse valor do ano

de 2008 para o ano de 2012, utilizando-se o CEPCI, chega-se ao custo total de investimento da EDR: USD 775.212,80.

Admitiu-se uma vida útil das membranas da EDR de 10 anos. Em análises que consideraram horizontes de operação maiores do que este período, considerou-se um custo de reinvestimento de USD 224.529,30. Este valor foi obtido com o mesmo raciocínio utilizado para se calcular o custo de investimento da EDR, porém partindo do valor de EUR 90.000, que é o valor apontado por Lahnid *et al.* (2008) para o custo apenas das membranas.

4.4.2.1.3. CRISTALIZAÇÃO

Para se estimar os custos de investimento da etapa de cristalização foi adotada a mesma abordagem utilizada na estimativa dos custos da Clarificação, porém as informações disponíveis sobre o processo eram derivadas da modelagem apresentada no Apêndice A, bem como do dimensionamento da planta piloto em fase de implantação na refinaria.

As premissas e parâmetros considerados nas estimativas de custos são apresentados na Tabela 6:

Tabela 6 - Premissas e parâmetros para o cálculo do custo de investimento da Cristalização.

Equipamentos	Classificação considerada	Dimensão Característica	Unidade	Mínimo e máximo na correlação	Valor considerado	Parâmetros
5 evaporadores	Process Vessel - Vertical	Volume	m ³	0,3 - 520	78	K ₁ = 3,4974 K ₂ = 0,4483 K ₃ = 0,1074
6 trocadores de calor	Heat exchanger - Multiple pipe	Área	m ²	10 - 100	108	K ₁ = 2,7652 K ₂ = -0,7282 K ₃ = 0,0783
2 filtros (para operação em batch)	Filters - Plate and Frame	Área	m ²	0,5 - 80	50	K ₁ = 4,2756 K ₂ = -0,6480 K ₃ = 0,0714
5 demisters	Trays - Demisters	Área	m ²	0,70 - 10,50	7	K ₁ = 3,2353 K ₂ = 0,4838 K ₃ = 0,3434
5 bombas de recirculação	Pumps - Reciprocating	Potência de eixo	kW	0,1 - 200	0,1	K ₁ = 3,8696 K ₂ = 0,3161 K ₃ = 0,1220

Diferentemente de como foi realizado para a Clarificação, a estimativa do custo de investimento da Cristalização deu-se diretamente para uma capacidade que atendesse a totalidade da refinaria (considerou-se uma unidade com vazão de alimentação de 60 m³/h, isto é, com capacidade suficiente para tratar os 55,4 m³/h da corrente 32, mostrada na Tabela 2). Decidiu-se adotar essa abordagem, pois os arranjos da unidade piloto e da unidade em escala industrial são muito diferentes. A planta piloto opera em um único estágio e, para a estimativa dos custos da planta industrial, admitiu-se que a mesma operaria em cinco estágios.

A partir das premissas e parâmetros apresentados na Tabela 6, e ajustando para valores de 2012, o custo total de compra de equipamentos da Cristalização foi de USD 828.204,11. Aplicando-se o fator de Lang, chega-se a um custo total de investimento para este processo de USD 3.006.380,90.

4.4.2.2. Custos de Operação

Foram considerados nas estimativas dos custos de operação de cada uma das três etapas adicionais de tratamento (Clarificação, EDR e Cristalização) apenas custos de mão-de-obra, de energia e de manutenção.

Os custos de manutenção foram admitidos como 3% dos custos de investimento, ao longo de todo o tempo de operação de cada unidade.

Para a estimativa dos custos de mão-de-obra, admitiu-se que apenas um posto de trabalho a mais na refinaria seria suficiente para a operação tanto do Tratamento Fase 1 como do Tratamento Fase 2. Os custos relativos a este posto de trabalho a mais foram divididos da seguinte forma entre as três etapas de tratamento: 25% para a Clarificação; 25% para a EDR; 50% para a Cristalização.

O cálculo dos custos associados a este posto de trabalho a mais considerou a contratação de 4 funcionários (um para cada um dos três turnos e mais um para considerar as folgas) e utilizou como base para a estimativa do salário o valor de remuneração mínima divulgado no edital do último concurso da Petrobras PSP-RH-01/2012, para o cargo de Técnico de Operação Júnior: R\$ 2.896,02. Aplicou-se ainda, sobre este valor de remuneração mínima, para fins de estimativa do custo total para o empregador, incluindo benefícios e encargos sociais, um fator de 1,515, baseado na Demonstração de Valor Adicionado, apresentada no Relatório de Sustentabilidade de 2012 da Petrobras. Dessa forma, chegou-se a um custo total anual de mão de obra, para as três etapas de tratamento, de USD 96.532,10 (considerando-se a cotação divulgada pelo Banco Central brasileiro no dia 23/10/2013: USD 1,00 = R\$ 2,1821), o qual foi distribuído entre as três etapas de tratamento conforme as frações supramencionadas.

Para a estimativa do custo associado ao consumo de energia de cada etapa de tratamento, foi considerado o preço de 329,82 R\$/kWh (“ANEEL - Agência Nacional de Energia Elétrica”, 2013) e a mesma cotação do dólar utilizada para a estimativa do custo de mão de obra.

O consumo energético da etapa de Clarificação foi baseado em uma estimativa considerando a energia cinética da água em cada compartimento do processo, a partir das velocidades apresentadas por Imasuen, Judd e Sauvignet (2004) e dos

tempos de residência médio em cada etapa, apresentados por Desjardins, Koudjonou e Desjardins (2002), que permitiam estimar o volume de cada tanque do processo. Dessa forma, o valor do consumo de energia calculado para esta etapa foi de 0,000573 kWh/m³ alimentado.

Para a etapa da EDR, o consumo de energia foi baseado no trabalho de Zhang *et al.* (2012) e adotado como 1,06 kWh/m³ tratado.

Já para a etapa de cristalização, como se admitiu que a carga térmica necessária para o processo seria fornecida integralmente por vapor residual de processo, inicialmente perdido pela refinaria, foi considerado apenas um gasto energético para o bombeamento (e recirculação) da suspensão salina em cada um dos estágios do processo. A estimativa da perda de carga a ser compensada pelo bombeamento foi feita considerando-se uma tubulação de 50 m comprimento e 4 polegadas de diâmetro. O resultado deste consumo, totalizou o equivalente à 0,003064 kWh/m³ alimentado.

4.4.3. PREMISSAS E CÁLCULO DE TIR E VPL

O cálculo dos indicadores econômicos TIR e VPL, foi realizado em dólares, por esta ser uma moeda forte e, dessa forma, estar menos sujeita à inflação.

Uma estimativa para a taxa de inflação anual foi feita a partir da média da inflação nos EUA no período de 2003 a 2012, resultando em um valor de 2,378%. Para se compor a taxa de desconto considerada no cálculo do VPL, sobre esse valor da inflação, incidiu-se ainda uma taxa mínima de atratividade de 3,5% conforme Birol, Koundouri e Kountouris (2010), resultando em uma taxa de desconto de 5,96%.

Tomou-se uma alíquota de impostos cobrada sobre os lucros da refinaria de 34,0%, correspondentes ao Imposto de Renda sobre Pessoa Jurídica (IRPJ) e à Contribuição Social sobre o Lucro Líquido (CSLL). Considerou-se ainda uma depreciação linear (contábil) do valor investimento em um horizonte de 10 anos e admitido valor residual nulo, embora, mesmo em horizontes temporais maiores do que este período, tenha sido considerado que as unidades continuassem a operar

normalmente, sendo necessário apenas um reinvestimento para o caso das membranas da EDR.

4.4.4. CONSTRUÇÃO DO FLUXO DE CAIXA

Uma vez definidos os ganhos, custos e premissas a serem consideradas, foram então construídos os fluxos de caixa, com três horizontes temporais distintos: 10, 20 e 30 anos. Dessa forma, foram comparados os desempenhos, em termos de TIR e VPL de seis cenários: cenários II e III calculados, cada um, nos três diferentes horizontes temporais, considerando, para a aferição dos ganhos, a diferença de valores pagos pelo uso da água no cenário em questão (II ou III) e no cenário I.

4.5. ETAPA 5: INTEGRAÇÃO DAS DIMENSÕES AMBIENTAL, ENERGÉTICA E ECONÔMICA

Uma vez concluídas as análises em cada uma das três dimensões e construídos os indicadores únicos que sintetizam o desempenho obtido por cada cenário em cada uma delas, esses resultados são analisados de forma integrada, buscando-se avaliar o desempenho global de cada cenário. Para isso, os resultados em indicador único são normalizados, para que as três dimensões fiquem com a mesma ordem de grandeza e uma representação gráfica desse desempenho global de cada cenário é apresentada e analisada.

Além disso, são discutidas as inter-relações entre essas três dimensões e quais as características de cada cenário que fazem com que eles tenham determinado desempenho global.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. INVENTÁRIO DE CICLO DE VIDA (ICV)

A segunda etapa metodológica da ACV corresponde à construção do Inventário do Ciclo de Vida. Nesta fase, cada um dos processos que compõem o sistema de produto, neste caso representando as etapas que a água percorre em seu ciclo de vida na refinaria, é chamado de processo elementar, e é modelado para que, quando todos os processos elementares estiverem interligados, eles componham um modelo representativo de cada um dos três cenários definidos para a análise.

No Apêndice B são apresentados os resultados da modelagem de cada uma das etapas do ciclo de vida da água na refinaria, i.e.cada um dos processos elementares, que compõem ICV construído. Essa modelagem foi baseada nos balanços referentes a cada um dos três cenários avaliados e discutidos no capítulo de Método.

A partir deste ICV e considerando premissas e condicionantes adotadas para a sua construção, foram gerados os resultados das Análises Ambiental e Energética, apresentadas na sequência. Não diretamente a partir dele, mas também com base nos mesmos balanços que o originaram, foi também pautada a Análise Econômica apresentada mais adiante. Este é, pois, um importante resultado do trabalho e componente essencial para o entendimento dos demais resultados.

5.2. ANÁLISE AMBIENTAL

A Análise Ambiental comparativa dos três cenários levantados se deu em duas etapas. A primeira delas correspondeu a uma análise dita em perfil aberto e em *midpoint*. Posteriormente foi feita também uma análise de indicador único, que considera os impactos ambientais em *endpoint*. A seguir são apresentados e discutidos os resultados referentes a cada uma dessas análises.

5.2.1. PERFIL ABERTO

O método ReCiPe Midpoint (H), escolhido, dentre outros atributos, por possibilitar uma análise contemplando uma grande diversidade de categorias de impacto, dentre as quais a de depleção de água – que outros modelos em geral não incluem – apresenta ao todo 18 possibilidades de categorias de impacto, quais sejam:

- Mudança Climática (CC);
- Depleção de Ozônio (OD);
- Acidificação Terrestre (TAc);
- Eutrofização em Água Doce (FwEut);
- Eutrofização Marinha (MarEut);
- Toxicidade Humana (HT);
- Formação de Foto-oxidantes (POF);
- Formação de Material Particulado (PMF);
- Ecotoxicidade Terrestre (TeEc);
- Ecotoxicidade em Água Doce (FwEc);
- Ecotoxicidade Marinha (MarEc);
- Radiação Ionizante (IR);
- Ocupação de Solo Agrícola (ALO);
- Ocupação de Solo Urbano (ULO);
- Transformação de Terras Naturais (NLT);
- Depleção de Água (WD);
- Depleção de Metais (MD);
- Depleção de Fósseis (FD).

Ao se realizar a etapa de Análise de Impactos de Ciclo de Vida (AICV), para os três cenários levantados, considerando todas as 18 categorias de impacto propostas pelo método ReCiPe Midpoint (H), foram obtidos seguintes resultados conforme mostrado na Tabela 7 e no Gráfico 1 a seguir:

Tabela 7 - Resultados da Análise Ambiental em Perfil Aberto.

Categoria de Impacto	Unidade	Cenário I	Cenário II	Cenário III	Cenário I	Cenário II	Cenário III
CC	kg CO2 eq	1,815E+01	1,819E+01	1,815E+01	99,76%	100,00%	99,77%
OD	kg CFC-11 eq	1,711E-07	1,725E-07	1,611E-07	99,20%	100,00%	93,43%
TAc	kg SO2 eq	4,955E-03	4,979E-03	4,939E-03	99,52%	100,00%	99,19%
FwEut	kg P eq	1,200E-04	1,220E-04	1,187E-04	98,37%	100,00%	97,32%
MarEut	kg N eq	1,461E-03	3,073E-04	3,048E-04	100,00%	21,04%	20,86%
HT	kg 1,4-DB eq	2,877E-01	2,341E-01	2,246E-01	100,00%	81,37%	78,05%
POF	kg NMVOC	7,918E-03	7,920E-03	7,879E-03	99,98%	100,00%	99,49%
PMF	kg PM10 eq	2,166E-03	2,172E-03	2,154E-03	99,74%	100,00%	99,18%
TeEc	kg 1,4-DB eq	4,165E-04	4,269E-04	4,143E-04	97,57%	100,00%	97,05%
FwEc	kg 1,4-DB eq	7,084E-03	5,055E-03	4,850E-03	100,00%	71,35%	68,46%
MarEc	kg 1,4-DB eq	6,038E-03	4,551E-03	4,392E-03	100,00%	75,37%	72,75%
IR	kg U235 eq	1,854E-01	1,941E-01	1,899E-01	95,52%	100,00%	97,84%
ALO	m2a	2,141E-02	1,733E-02	1,619E-02	100,00%	80,94%	75,60%
ULO	m2a	1,444E-02	1,147E-02	1,071E-02	100,00%	79,42%	74,18%
NLT	m2	1,015E-03	1,029E-03	1,014E-03	98,65%	100,00%	98,56%
WD	m3	9,347E-01	6,728E-01	6,164E-01	100,00%	71,98%	65,95%
MD	kg Fe eq	9,250E-02	9,511E-02	9,329E-02	97,26%	100,00%	98,08%
FD	kg oil eq	1,258E-01	1,299E-01	1,274E-01	96,91%	100,00%	98,10%

Nota: As cores na tabela são apenas para facilitar a visualização. Vermelho destaca o maior valor na linha, *i. e.* o cenário em que a categoria de impacto assume o maior valor (que corresponde ao 100% das colunas à direita); verde, o menor; e amarelo, o valor intermediário.

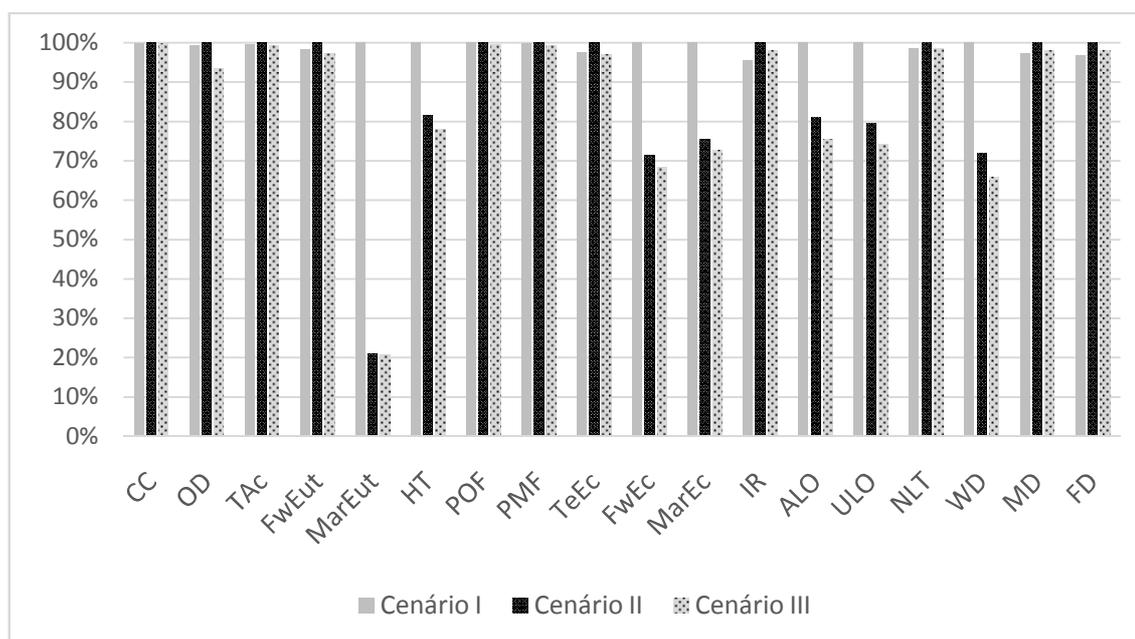


Gráfico 1 - Resultado comparativo do perfil de impacto ambiental dos três cenários analisados.

Observa-se na Tabela 7 e no Gráfico 1 que, em boa parte das categorias de impacto, a diferença entre os desempenhos dos três cenários é muito pequena. Em Mudança Climática, Acidificação Terrestre, Formação de Foto-oxidantes e Formação de Material Particulado, por exemplo, essas diferenças não chegaram a 1%, e em Eutrofização em Água Doce, Ecotoxicidade Terrestre, Radiação Ionizante, Transformação de Terras Naturais, Depleção de Metais e Depleção de Fósseis, não passaram de 5%. Entretanto, em outro grupo de categorias – Toxicidade Humana, Ecotoxicidade em Água Doce, Ecotoxicidade Marinha, Ocupação de Solo Agrícola, Ocupação de Solo Urbano e Depleção de Água –, houve reduções significativas de impactos, principalmente do cenário I para o cenário II, mas também, embora bem mais discretas, do cenário II para o cenário III. Além disso, destaca-se a categoria Eutrofização Marinha, que teve uma redução de impactos da ordem de 80%, comparando-se o cenário I, aos cenários II e III.

Ao se analisar cuidadosamente os processos elementares que estavam contribuindo mais significativamente para os impactos ambientais em cada uma dessas categorias, pôde-se constatar que, em alguns casos, esses processos, na realidade, incorporavam muitas incertezas ao modelo, pois haviam sido incorporados a este,

no momento em que se fez uso da base de dados Ecoinvent – uma base construída para refletir uma realidade europeia –, a qual, de maneira geral, não representa de maneira satisfatória a realidade brasileira.

Ao se construir o Inventário de Ciclo de Vida para este estudo a partir do sistema de produto proposto, sempre que foi necessário incorporar modelos da base de dados Ecoinvent para representar alguma etapa do ciclo de vida da água na refinaria, as devidas adequações deste modelo – na medida em que houvesse dados disponíveis – foram feitas. O exemplo mais comum dessas adequações é a substituição da matriz elétrica europeia, que está conectada aos modelos da base Ecoinvent por *default*, pela matriz elétrica brasileira. No entanto, como a ACV é uma técnica que exige que se trabalhe com um volume muito grande de dados, os quais se encontram normalmente interconectados em uma rede extremamente vasta e complexa, como é o caso da base Ecoinvent, os resultados obtidos muitas vezes estão sujeitos a imprecisões relacionadas à falta de adequação do modelo construído à realidade que se deseja estudar.

Para se minimizar essas imprecisões é de fundamental importância que os resultados obtidos sejam interpretados e avaliados criticamente e, principalmente, que sejam comunicados de forma transparente, chamando-se a atenção para os pontos que podem ter incorporado imprecisões ou incertezas ao modelo, sempre tendo em vista os objetivos e o escopo do estudo de ACV.

Diante dessas considerações, como nesta análise um dos objetivos é construir um indicador único para o desempenho ambiental de cada cenário de reúso na refinaria, decidiu-se considerar, para a construção deste indicador único, apenas algumas categorias de impacto. A seguir, são tecidas considerações sobre os resultados em cada uma das 18 categorias de impacto e dadas as justificativas para as exclusões daquelas que não foram consideradas para a construção do indicador único.

Em termos de Mudança Climática, praticamente todo o impacto (cerca de 96%) é decorrente da queima da gás natural na caldeira da refinaria. Em seguida, aparecem contribuições relacionadas ao consumo de energia elétrica do grid brasileiro.

Em relação à queima de gás na caldeira, cabe salientar que não foram incluídos no modelo os impactos ambientais associados ao ciclo de vida do gás natural queimado (extração processamento e transporte), mas apenas os associados à queima em si.

Ainda sobre o gás natural queimado na caldeira, cabe ressaltar que as emissões atmosféricas decorrentes dessa queima foram alocadas apenas parcialmente ao ciclo de vida da água. Procedeu-se dessa forma, pois foi dada a interpretação de que a água, sendo uma utilidade de processo, estaria apenas cumprindo a sua função de transferir a energia do combustível para o processo e parte das cargas ambientais decorrentes da queima desse combustível deveriam então ser alocadas a esta energia que é fornecida pela água (em estado vapor) ao processo. Optou-se, no entanto, por não se alocar as cargas ambientais da queima do gás natural completamente à energia transferida para o processo – isentando-se assim a água – , pois parte da energia útil fornecida pela queima do combustível é utilizada justamente para que a água possa cumprir sua função de carregamento de energia. Diante dessas considerações, decidiu-se fazer a alocação das emissões associadas à queima do gás natural por um critério relativo à destruição de trabalho útil (exergia) associada às trocas térmicas em que a água participa – recebimento da energia do combustível e fornecimento de energia ao processo. Cálculo este que, conferiu à água, 29,8% das emissões referentes à queima de gás natural na caldeira.

Sob a ótica do atendimento das necessidades humanas, cujos impactos sobre o ambiente a ACV se propõe a quantificar e avaliar, pouco importa se as cargas ambientais relativas à queima de gás natural da caldeira são alocadas à água ou à energia transferida para o processo, pois, de qualquer forma, os produtos que atendem, diretamente, a uma necessidade humana são, por exemplo, um litro de gasolina – que atende à necessidade de transporte – ou uma garrafa plástica – que atende à necessidade de armazenamento –, produzidos a partir do petróleo processado na refinaria. O ciclo de vida da água na refinaria, nesse contexto, é apenas um subconjunto, apenas um pequeno recorte, do ciclo de vida da garrafa plástica, e da gasolina. Entretanto, o presente estudo se propõe exatamente a avaliar e a quantificar os impactos ambientais associados a este subconjunto, a este pequeno recorte, que corresponde ciclo de vida que a água cumpre na refinaria, pois é a partir de diagnósticos com este nível de detalhe que podem ser tomadas ações mais efetivas no sentido de se amenizar os impactos ambientais decorrentes das

atividades humanas. Dessa forma, optou-se por identificar de maneira precisa – mesmo que critérios de alocação em geral tenham um caráter intrínseco de subjetividade e sejam, em decorrência disso, passíveis de discussão – qual era a responsabilidade da água nas emissões decorrentes da queima do gás natural na caldeira. Tal posicionamento incita questionamentos sobre, por exemplo, se haveria uma alternativa ambientalmente mais favorável para que fosse cumprida a função que a água exerce neste caso, qual seja, fazer com que a energia do combustível (neste caso, gás natural) chegue até o processo de refino.

Na categoria Depleção de Ozônio, os impactos ambientais estão associados principalmente (cerca de 55%) à produção do cloro, utilizado para o tratamento da água captada na refinaria.

Em Acidificação Terrestre, assim como em Mudança Climática, a queima do gás natural na caldeira da refinaria é processo que mais contribui para os impactos calculados (cerca de 66% do total de SO_2eq). Os demais processos que contribuem de forma significativa para este impacto são os relacionados à geração da energia elétrica adquirida do grid nacional, entre eles a queima de gás natural e a produção de cana de açúcar.

Em Eutrofização Marinha, no cenário I, cerca de 79% dos impactos são decorrentes do lançamento de efluentes da refinaria, mais precisamente, do nitrogênio lançado com o efluente da refinaria, que, de acordo com o modelo de avaliação de impactos, mesmo o seu lançamento tendo sido considerado em águas fluviais, causa impacto também no mar. Em segundo lugar aparece a queima de gás natural na caldeira da refinaria, responsável por cerca de 15% deste impacto, que é o processo que predomina nos cenários II e III, uma vez que, nesses cenários, não é mais lançada uma carga de nitrogênio significativa ao corpo hídrico.

Os resultados apresentados na Tabela 7 em relação à Eutrofização em Água Doce possuem uma incerteza associada razoavelmente alta, pois, no modelo construído, os processos que mais contribuem para o impacto nesta categoria (89%) foram apontados como relacionados à disposição em aterro de resíduos de mineração de carvão. Esses processos, no entanto, foram incluídos no modelo ao se fazer uso da base de dados Ecoinvent, mas podem não ser exatamente representativos da realidade brasileira. Ao se incluir na matriz brasileira a fração correspondente à

energia gerada a partir de carvão, para se estimar os impactos associados a esta energia é preciso modelar etapas anteriores, entre elas, a mineração deste combustível. Como não havia disponível um modelo com dados referentes a esta atividade no Brasil – e este levantamento não se encaixava no escopo deste projeto –, foi utilizado o modelo disponível, europeu. As contribuições de etapas mais distantes da refinaria, em termos de ciclo de vida, para os impactos ambientais associados à água que ela utiliza tendem a ser pequenas e tais aproximações – representar atividades desenvolvidas no Brasil por modelos europeus –, para essas etapas, normalmente não introduz grandes incertezas ao modelo. Neste caso específico, no entanto, foi observado que as características do processo de mineração no Brasil, caso sejam semelhantes aos processos europeus, podem ser responsáveis por impactos significativos, não só na categoria de Eutrofização em Água Doce, como também em outras apresentadas mais adiante.

Ainda em relação à Eutrofização em Água Doce, dentre os processos que sabidamente são condizentes com o contexto nacional, estão a concentração e o armazenamento de superfosfato simples (P_2O_5), e o uso deste na produção de cana de açúcar que é usada na geração elétrica da matriz nacional. Juntos esses processos somam 1,6% do total apresentado na Tabela 7.

Em Toxicidade Humana, no cenário I, o processo com maior contribuição para este impacto foi o lançamento de efluentes (16,3%). Nos demais cenários, como estes não eram mais lançados e sim tratados em etapas adicionais, houve uma redução significativa nesta categoria de impacto. Nos cenários II e III figuram como principais processos nesta categoria de impacto os mesmos que aparecem para o cenário I, logo após o lançamento de efluentes, quais sejam, disposição de resíduos de mineração de carvão, produção de ácido clorídrico além de, com contribuições menores, o tratamento de água na ETA e a queima de gás natural na caldeira.

A Formação de Foto-oxidantes decorre principalmente da queima de combustíveis fósseis. Cerca de 78% deste impacto está associado à queima de gás natural na caldeira e o restante está associado principalmente à queima de combustíveis fósseis para a geração da energia elétrica que abastece a matriz nacional.

Em Formação de Material Particulado, a queima de gás natural na caldeira responde por cerca de 61% das cargas ambientais. Outras contribuições vêm da queima de combustíveis fósseis e da extração de minério de ferro.

Em Ecotoxicidade Terrestre, cerca de 70% das cargas ambientais são decorrentes da produção de cana de açúcar, cerca de 12% estão associadas à produção de ácido clorídrico e 5% resultam da Estação de Tratamento de Água da refinaria.

Em termos de Ecotoxicidade em Água Doce, no cenário I, Lançamento de Efluentes e Estação de Tratamento de Água na refinaria dão as duas maiores contribuições para esta categoria, com 24% e 18%, respectivamente. Nos demais cenários, como o efluente não é mais lançado, foram observadas reduções significativas nesta categoria de impacto, e os principais processos passaram a ser a ETA e disposição de resíduos da mineração de carvão, com destaque também para o cultivo de cana de açúcar. Esta categoria foi a segunda que mais teve reduções de impacto do cenário I para o III, atrás apenas da Depleção de Água.

Na categoria Ecotoxicidade Marinha, no cenário I, a principal contribuição vem do lançamento de efluentes (24%) e outros aportes significativos são o da produção de ácido clorídrico (6%) e da Estação de Tratamento de Água (5%), além da disposição de resíduos da mineração de carvão. Nos demais cenários, como os efluentes deixam de ser lançados para receberem etapas adicionais de tratamento, esta categoria tem seus impactos reduzidos significativamente e os processos mais importantes passam a ser os relacionados à disposição de resíduos da mineração de carvão.

A categoria Radiação Ionizante se refere, basicamente, a processos de extração e uso de urânio para a produção de energia nuclear e são esses processos que aportam esse tipo de carga ao ciclo de vida da água na refinaria, pelo fato de esse tipo de energia também existir, ainda que em pequenas proporções, na matriz elétrica brasileira.

Em termos de Ocupação de Solo Agrícola, os processos apontados como principais certamente estão associados ao uso da base de dados Ecoinvent e a um resquício da matriz energética europeia no modelo em decorrência das interconexões dessa

matriz com etapas mais distantes, em termo de ciclo de vida, da refinaria. Dessa forma, optou-se por excluir essa categoria de impacto da análise de indicador único.

Com relação à Ocupação de Solo Urbano, os principais impactos estão associados à construção e à montagem da Estação de Tratamento de Água. Como, neste caso, este equipamento já opera e, com a implantação das etapas adicionais de tratamento (Cenários II e III) ele só passaria a operar com uma vazão menor, houve um entendimento de que estas reduções de impacto ambiental de um cenário para o outro, não refletiam a realidade que o estudo se propunha a reproduzir e, dessa forma, essa categoria também foi excluída da etapa de composição de indicador único.

Na categoria Transformação de Terras Naturais, os impactos estão principalmente associados à construção de barragens (45%), de oleodutos (40%) e à perfuração de poços de petróleo (5%).

Na categoria Depleção de Água, uma das principais a ser observada neste estudo – já que a implantação de ações de reúso visa a, justamente, obter reduções de impacto nesta categoria –, 99% do impacto ambiental é decorrente da captação de água bruta pela refinaria. Observa-se, pois, que a redução da captação de água do cenário I para o cenário III resulta em redução de impacto da mesma proporção para esta categoria.

Em termos de Depleção de Fósseis, as substâncias que mais contribuem para essa categoria são gás natural (44%), petróleo (29%) e carvão (27%).

Por fim, em relação à Depleção de Metais, os elementos que mais contribuem para esta categoria são o Ferro (47%), o Níquel (18%), o Cromo (13%), Manganês (7%) e Cobre (12%).

Observa-se que alguns processos se repetem como principais responsáveis pelos impactos em diversas categorias. Alguns exemplos são a queima de gás natural na caldeira, o lançamento de efluentes no cenário I, a ETA, a disposição de resíduos de mineração. Estes são, pois, os que devem ser priorizados para a implantação de ações de melhoria. Sendo que, quanto mais próximos da refinaria, em termos de etapas do ciclo de vida, maior poder de ação a refinaria tem para tentar mitigá-los.

De maneira geral se observou um melhor desempenho do cenário III em relação aos outros cenários, porém sempre com uma diferença muito pequena em relação ao cenário II. O cenário II, em categorias de impacto associadas ao consumo de energia elétrica e de combustíveis fósseis, como Mudança Climática, Acidificação Terrestre, Formação de Foto-oxidantes e Formação de Material Particulado, apresentou impactos ligeiramente superiores aos outros cenários, mas, nessas categorias, o desempenho dos três cenários esteve sempre muito próximo. Nas categorias ligadas a impactos na água – Eutrofização Marinha, Ecotoxicidade em Água Doce, Ecotoxicidade Marinha –, por outro lado, o fato de os efluentes deixarem de ser lançados para serem tratados em etapas adicionais, fez com que o desempenho do cenário II fosse significativamente melhor do que o do cenário I. Tendência esta que se manteve, embora em menor grau, ao se comparar o cenário III com o cenário II.

Por fim, cabe destacar a melhora significativa de desempenho na categoria cãoleção de Água na medida em que a disponibilização de um volume maior de água de reúso permitiu uma captação menor de água bruta, e que tal melhora – objetivo principal das ações de reúso – foi alcançada sem aumentos significativos em outras categorias de impacto. Ainda que o cenário II tenha tido o pior desempenho em um número maior de categorias, em nenhuma delas a diferença em relação ao cenário I foi maior do que 5%. Além disso, observa-se também que o cenário III não teve o pior desempenho em nenhuma das categorias de impacto. Vale destacar, no entanto, que tal desempenho do cenário III se deve essencialmente à consideração de que a carga térmica do processo de cristalização é fornecida por vapor residual que, no cenário I, era perdido pela refinaria.

5.2.2. INDICADOR ÚNICO

Ao se utilizar o método ReCiPe Endpoint (H) para a etapa de AICV, excluindo-se as categorias de impacto Ocupação de Solo Agrícola e Ocupação de Solo Urbano, conforme explicado anteriormente, foram obtidos os resultados apresentados na Tabela 8 a seguir, em que os impactos em todas as categorias estão em *Points* (Pt), que é a unidade que resulta da etapa de normalização deste método de AICV.

Tabela 8 - Resultado do perfil de impactos ambientais em indicador único.

Categoria de Impacto	Unidade	Cenário I		Cenário II		Cenário III	
TOTAL	Pt	0,6791	100,00%	0,6809	100,00%	0,6785	100,00%
CC - Saúde Humana	Pt	0,5648	83,17%	0,5662	83,15%	0,5649	83,25%
CC - Ecosistema	Pt	0,0627	9,24%	0,0629	9,24%	0,0628	9,25%
FD	Pt	0,0255	3,75%	0,0263	3,86%	0,0258	3,80%
PMF	Pt	0,0125	1,84%	0,0126	1,84%	0,0124	1,83%
MD	Pt	0,0081	1,19%	0,0083	1,22%	0,0082	1,20%
HT	Pt	0,0045	0,66%	0,0036	0,53%	0,0035	0,51%
NLT	Pt	9,0E-04	0,13%	9,1E-04	0,13%	9,0E-04	0,13%
IR	Pt	6,8E-05	0,01%	7,1E-05	0,01%	6,9E-05	0,01%
TeEc	Pt	2,7E-05	0,00%	2,8E-05	0,00%	2,7E-05	0,00%
TAc	Pt	1,3E-05	0,00%	1,3E-05	0,00%	1,2E-05	0,00%
OD	Pt	1,2E-05	0,00%	1,2E-05	0,00%	1,1E-05	0,00%
POF	Pt	6,9E-06	0,00%	6,9E-06	0,00%	6,8E-06	0,00%
FwEc	Pt	2,7E-06	0,00%	1,9E-06	0,00%	1,8E-06	0,00%
FwEut	Pt	2,3E-06	0,00%	2,4E-06	0,00%	2,3E-06	0,00%
MarEc	Pt	4,6E-07	0,00%	3,5E-07	0,00%	3,4E-07	0,00%

Observa-se na Tabela 8 que ao se fazer análise em indicador único a categoria Mudança Climática mostrou-se como a mais significativa dentre todas as demais, principalmente por sua elevada contribuição para o indicador final em relação à categoria de *Endpoint* Saúde Humana.

Nota-se ainda que, além das duas categorias excluídas propositadamente da análise, não figuram na Tabela 8 outras duas categorias: Depleção de Água (WD) e Eutrofização Marinha (MarEut). A ausência dessas categorias se deve ao fato de que, este método de AICV, o ReCiPe Endpoint (H) 1.07 não possui um modelo adequado para traduzir quantitativamente os efeitos desses impactos de *Midpoint* (WD e MarEut) em termos de suas contribuições aos impactos de *Endpoint* com que se relacionam, Disponibilidade de Recursos, e Diversidade Ecosistêmica, respectivamente.

Da mesma forma, para outras categorias de *Midpoint* que deveriam ter suas contribuições contabilizadas para mais de uma categoria de *Endpoint*, como ocorre com Mudança Climática (CC) – que tem seus efeitos quantificados tanto em termos de danos à Saúde Humana, quanto em relação a danos à Diversidade Ecosistêmica –, ainda não foram desenvolvidos modelos adequados para se estabelecer estas relações. Sendo assim, esses efeitos – que não podem ser quantificados de maneira consistente – são desconsiderados e não integram os resultados apresentados na Tabela 8. Uma lista das categorias de *Midpoint* que

estão relacionadas com categorias de *Endpoint* de acordo com o modelo ReCiPe, são apresentadas na Tabela 9 a seguir.

Tabela 9 - Relações entre as categorias *Midpoint* e *Endpoint* no modelo ReCiPe.

Categorias Midpoint	Categorias Endpoint		
	Saúde Humana	Diversidade Ecológica	Disponibilidade de Recursos
Mudança Climática	+	+	
Depleção de Ozônio	+	-	
Acidificação Terrestre		+	
Eutrofização em Água Doce		+	
Eutrofização Marinha		-	
Toxicidade Humana	+		
Formação de Foto-oxidantes	+	-	
Formação de Material Particulado	+		
Ecotoxicidade Terrestre		+	
Ecotoxicidade em Água Doce		+	
Ecotoxicidade Marinha		+	
Radiação Ionizante	+		
Ocupação de Solo Agrícola		+	-
Ocupação de Solo Urbano		+	-
Transformação de Terras Naturais		+	-
Depleção de Água			-
Depleção de Metais			+
Depleção de Fósseis			+

Legenda: "+" significa que um método foi estabelecido para quantificar essa relação no modelo ReCiPe; "-" significa que, embora esta seja uma relação importante, nenhum método quantitativo pôde ser estabelecido até o momento.

A construção de um indicador único para se avaliar o desempenho ambiental de um produto, processo ou serviço é sempre uma questão bastante passível de discussão. Se, por um lado, é necessário que se estabeleçam critérios que auxiliem processos de tomada de decisão e, dessa forma, permitam avaliar, precisamente qual desempenho é o melhor. De outro, o estabelecimento destes critérios nunca está totalmente isento de escolhas arbitrárias. Uma forma possível de se construir indicadores únicos a partir de resultados de ACV consiste em se fazer uma normalização, a partir de uma referência externa, por exemplo, o total de impactos, em cada categoria, quantificados para o Brasil, no ano de 2012, quantificando assim,

todas as categorias numa mesma unidade (anos). Neste caso, porém, há arbitrariedade tanto na escolha do local, como na escolha do período de referência para a normalização. Métodos como o ReCiPe, buscam alternativas para se minimizar essas arbitrariedades, no entanto, ainda precisam de muitos aprimoramentos. Dessa forma, em geral, é mais aconselhável se avaliar o desempenho ambiental a partir de resultados em perfil aberto. Neste estudo, porém, para se alcançar o objetivo de se fazer uma análise integrada nas três dimensões, optou-se por fazer uso, também, do indicador único e, decidiu-se pelo método ReCiPe, pois apesar de incipiente, seu caráter arbitrário é bastante reduzido em relação a outras formas de se construir um indicador único.

5.3. ANÁLISE ENERGÉTICA

A Análise Energética comparativa dos três cenários levantados se deu em duas etapas. A primeira delas correspondeu a uma análise dita em perfil aberto, em que os indicadores referentes a cada tipo e energia são analisados separadamente. Em seguida, já que no caso da análise energética, todas as categorias são dadas na mesma unidade, MJ, esses resultados foram somados para compor um indicador único. A seguir são apresentados e discutidos os resultados referentes a cada uma dessas análises.

Ao se utilizar o método de CED para cumprir a etapa de AICV, seis categorias de impacto ou, em outras palavras, indicadores referentes a seis tipos diferentes de energia foram avaliados, quais sejam:

- Não-renovável Fóssil (NRF);
- Não-renovável Nuclear (NRN);
- Não-renovável Biomassa (NRB);
- Renovável Biomassa (RB);
- Renovável Eólica, Solar, Geotérmica (RWSG);
- Renovável Água (RW).

A Tabela 10 a seguir apresenta os resultados obtidos para cada uma dessas seis categorias:

Tabela 10 - Resultados da Análise energética com o indicador CED.

Categoria de Impacto	Unidade	Cenário I	Cenário II	Cenário III	Cenário I	Cenário II	Cenário III
NRF	MJ	0,1124	0,0933	0,0881	100,00%	82,97%	78,39%
NRN	MJ	1,0505	1,1191	1,0980	93,87%	100,00%	98,11%
NRB	MJ	0,0004	0,0004	0,0004	99,97%	100,00%	99,78%
RB	MJ	0,5727	0,5284	0,5070	100,00%	92,26%	88,54%
RWSG	MJ	0,0919	0,0975	0,0956	94,23%	100,00%	98,04%
RW	MJ	7,2562	7,7239	7,5771	93,94%	100,00%	98,10%

Nota: As cores na tabela são apenas para facilitar a visualização. Vermelho destaca o maior valor na linha, *i. e.* o cenário em que a categoria de impacto assume o maior valor (que corresponde ao 100% das colunas à direita); verde, o menor; e amarelo, o valor intermediário.

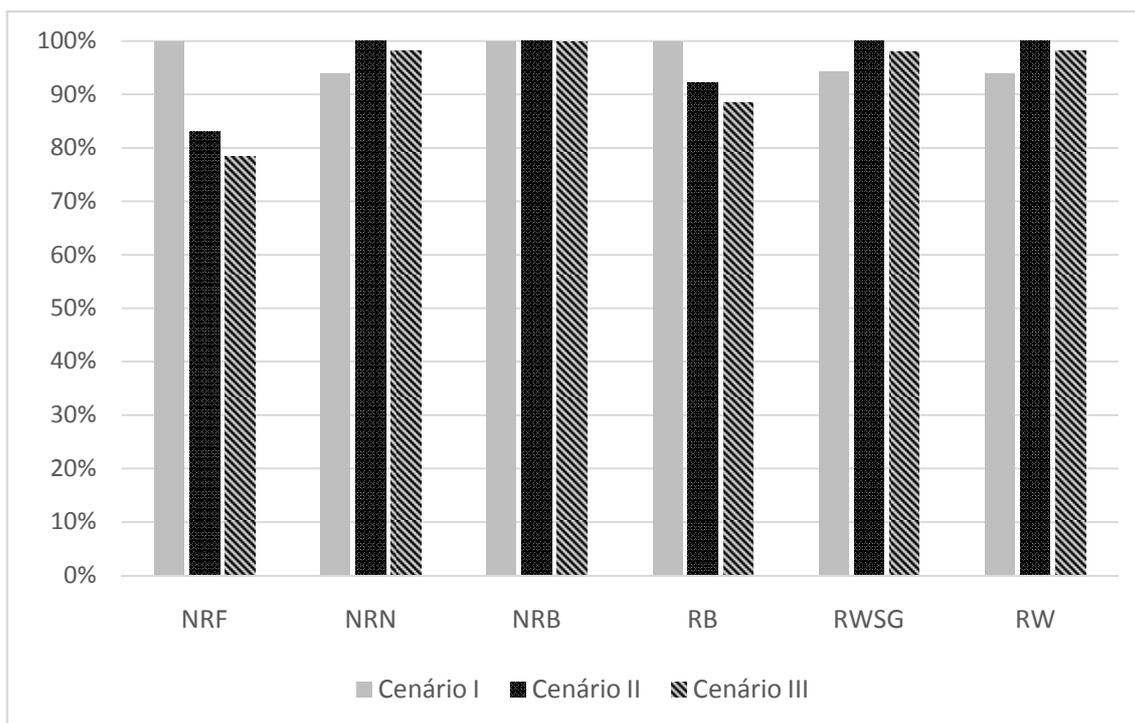


Gráfico 2 - Resultado da análise de CED em perfil aberto.

Observa-se na Tabela 10 e no Gráfico 2 que em geral as variações percentuais em cada categoria de CED, i.e. cada tipo de energia, foram discretas. A mais significativa delas ocorreu na categoria Não-renovável Fóssil, correspondendo a pouco mais de 20% do cenário I para o cenário III. Ao se analisar quais os combustíveis associados a esse desempenho – em Não-renovável Fóssil –, observa-se que esta tendência é principalmente ditada pela CED associada ao consumo de gás natural. Pelo fato de que este consumo está associado à produção de peróxido de hidrogênio, substância utilizada na estação de tratamento de água (ETA) da refinaria, à medida que menos água precisa ser tratada na ETA do cenário I para o cenário III, menor é o consumo de peróxido de hidrogênio e, conseqüentemente menor é a CED associada a este gás natural, principal responsável pela CED na categoria Não-renovável Fóssil.

Na categoria Renovável Biomassa, o comportamento foi semelhante ao da categoria Não-renovável Fóssil – decrescente do cenário I para o cenário III –, mas com variações percentuais menores entre os cenários. Tal tendência, nesta categoria, também está associada a um menor consumo de peróxido de hidrogênio na ETA, decorrente da menor vazão a ser tratada. Efeito este que, no entanto, no caso da

energia renovável de biomassa (RB), foi amortecido pelo aumento do consumo de energia elétrica decorrente da incorporação de etapas adicionais de tratamento de efluentes.

Nas demais categorias, o cenário II foi o que apresentou o pior desempenho, isto é, teve os maiores valores de CED. Em três delas, Não-renovável Nuclear, Renovável Eólica, Solar e Geotérmica e Renovável Água – todas totalmente relacionadas à matriz elétrica brasileira –, o cenário I apresentou melhor desempenho que o cenário III. Isso mostra que o aumento no consumo de energia elétrica relativo à incorporação de etapas adicionais ao tratamento de efluentes (sobretudo a EDR), foi determinante para o desempenho final de cada cenário em termos de CED, tendo superado as economias de energia associadas a uma menor vazão a ser captada e tratada na refinaria.

Por fim, na categoria Não-renovável Biomassa, embora o cenário III tenha tido um desempenho ligeiramente melhor, pode-se considerar que os três cenários tiveram o mesmo desempenho, pois as variações entre eles foram, de fato, desprezíveis.

Para se compor o indicador único de CED, o método é muito mais simples do que para o resultado da análise ambiental, afinal, basta que se some os indicadores de todas as categorias. Dessa forma, a Tabela 11 a seguir mostra a composição do indicador único em cada cenário e a porcentagem relativa de cada tipo de energia no resultado final.

Tabela 11 - Composição do indicador único e porcentagem do tipo de energia em cada cenário.

Categoria de Impacto	Unidade	Cenário I		Cenário II		Cenário III	
TOTAL	MJ	9,0841	100,00%	9,5625	100,00%	9,3662	100,00%
RW	MJ	7,2562	79,88%	7,7239	80,77%	7,5771	80,90%
NRN	MJ	1,0505	11,56%	1,1191	11,70%	1,0980	11,72%
RB	MJ	0,5727	6,30%	0,5284	5,53%	0,5070	5,41%
NRF	MJ	0,1124	1,24%	0,0933	0,98%	0,0881	0,94%
RWSG	MJ	0,0919	1,01%	0,0975	1,02%	0,0956	1,02%
NRB	MJ	0,0004	0,00%	0,0004	0,00%	0,0004	0,00%

Observa-se na Tabela 11 que a categoria Renovável Água predomina em todos os cenários, o que está fundamentalmente associado à grande participação de energia de origem hidrelétrica na matriz brasileira.

Em segundo lugar, também em todos os cenários, aparece a categoria Não-renovável Nuclear. A participação expressiva deste tipo de energia na CED total está relacionada à fração da matriz elétrica brasileira que é composta por ela, no entanto, se deve principalmente ao fato de que a CED é um indicador que analisa a energia primária, a qual, em uma usina nuclear é extraída do ambiente ou, mais precisamente, da fissão nuclear do urânio, em grandes quantidades, mas com uma pequena eficiência de conversão em energia secundária, elétrica. Dessa forma, apesar da pequena participação da energia nuclear na matriz brasileira em termos de energia secundária, considerando a energia primária, ela passa a ter uma participação mais importante, por exemplo, do que a energia renovável de biomassa (RB).

Cabe ressaltar que a quantidade de energia primária associada a um kg de urânio, no entanto, é alvo de muitas discussões no meio científico. Neste trabalho, adotou-se o valor sugerido pelo Ecoinvent Report N°.3 (Frischknecht *et al.*, 2007), que é de 560GJ/kg de urânio natural, mas há outras formas de se estimar essa energia primária, como, por exemplo, considerando a eficiência térmica média de usinas nucleares (31% a 33%), resultando em 10,9 a 11,6 MJ/kWh elétrico gerado.

A categoria Renovável Biomassa é a terceira mais significativa e está associada principalmente à contribuição da energia gerada a partir do bagaço de cana para a matriz elétrica brasileira. As contribuições dos demais tipos de energia são bem menos expressivas em termos de energia primária. Em Não-renovável Fóssil, o principal consumo energético está associado ao consumo de gás natural e em a energia quantificada na categoria Renovável Eólica, Solar e Geotérmica refere-se quase que exclusivamente à energia eólica. A categoria Não-renovável Biomassa, por sua vez, diz respeito à derrubada de florestas nativas para a geração de energia, mas tem participação desprezível na composição do indicador único de CED.

Em relação ao desempenho dos três cenários, como os três se prestam a cumprir as mesmas funções (i.e. as funções da água na refinaria), pode-se dizer que o cenário I é o mais eficiente em termos de CED e o cenário II é o que tem o pior desempenho,

enquanto o cenário III teve um resultado intermediário. Essas diferenças, da ordem de 5% entre os extremos (cenários I e II), não são muito significativas, mas correspondem exatamente ao resultado do balanço entre o acréscimo de energia necessário para tratar o efluente em etapas adicionais e a economia de energia decorrente de uma menor necessidade de captação e tratamento de água por conta do fechamento de circuito. Ressalta-se apenas que este é um resultado em termos de ciclo de vida e avalia o consumo de energia de maneira ampla, traduzindo-o no indicador de CED. Destaca-se este aspecto para que fique claro que tal resultado inclui, por exemplo, a redução da energia necessária para se produzir os insumos utilizados na ETA, bem como outros consumos que não se restringem aos limites da refinaria.

5.4. ANÁLISE ECONÔMICA

Para se avaliar o desempenho econômico dos arranjos de processo voltados ao fechamento de circuito de água na refinaria foi feita uma análise de custo-benefício da implantação desses processos por meio do cálculo dos indicadores econômicos Taxa Interna de Retorno (TIR) e Valor Presente Líquido tanto para o Cenário II, i.e. implantação do Tratamento Fase 1, quanto para o Cenário III, implantação dos Tratamentos Fase 1 + Fase 2.

Entretanto, ao se fazer análise de viabilidade econômica da implantação dos Tratamentos Fase 1 e Fase 2, considerando o preço vigente atualmente na bacia do rio Paraíba do Sul, evidenciou-se que esses projetos seriam completamente inviáveis, pois as economias significativas em termos de volume de água captada não se revertiam em benefícios econômicos suficientes para compensar os custos de implantação e operação dessas etapas adicionais de tratamento. A Tabela 12, a seguir, apresenta os resultados de VPL, considerando o preço atual de pagamento pelo uso da água, para os projetos de implantação das etapas adicionais de tratamento referentes aos cenários II e III, no três diferentes horizontes de projeto ensaiados: 10, 20 e 30 anos.

Tabela 12 - Resultados de VPL para cada cenário, considerando o preço atual de cobrança pelo uso da água.

Cenário	VPL (USD)
CII10	-3.553.509
CIII10	-5.724.363
CII20	-4.922.920
CIII20	-7.396.452
CII30	-5.690.380
CIII30	-8.333.541

Diante desses resultados, foi feita uma análise para se identificar quantas vezes maior, em relação ao valor atual, o Preço Público Unitário (PPU), cobrado pelo uso da água, precisaria ser para que a implantação de tais iniciativas passasse a ser viável economicamente. Dessa forma, foram avaliados os resultados de TIR e VPL

destes cenários variando-se o preço a ser pago pelo uso da água, sempre de maneira proporcional para os três diferentes usos.

Como exemplo dos custos e ganhos considerados nesta análise, a Tabela 13 apresenta o fluxo de caixa correspondente ao cenário II, em um horizonte de 20 anos, com um preço de cobrança pelo uso da água 60 vezes maior do que o preço atual.

Tabela 13 - Exemplo de fluxo de caixa montado para a o cálculo dos indicadores de TIR e VPL. Cenário II, com 20 anos de operação e preço cobrado pelo uso da água 60 vezes maior do que o preço atual.

CENÁRIO II - 20 ANOS DE OPERAÇÃO (Preço = 60 PPU atual)							
ANO	2012	2013	...	2022	2023	...	2032
INVESTIMENTO	(1.604.054)	-	-	(224.549)	-	-	-
Equipamentos							
Construção e Montagem	(1.604.054)	-	-	(224.549)	-	-	-
Contingências							
GANHOS	-	722.023	722.023	722.023	722.023	722.023	722.023
Ganho operacional	-	722.023	722.023	722.023	722.023	722.023	722.023
CUSTOS	-	(495.250)	(495.250)	(495.250)	(495.250)	(495.250)	(495.250)
Energia	-	(398.862)	(398.862)	(398.862)	(398.862)	(398.862)	(398.862)
Mão de obra	-	(48.266)	(48.266)	(48.266)	(48.266)	(48.266)	(48.266)
Manutenção	-	(48.122)	(48.122)	(48.122)	(48.122)	(48.122)	(48.122)
GANHO BRUTO	-	226.774	226.774	2.224	226.774	226.774	226.774
DEPRECIACÃO	-	(160.405)	(160.405)	(160.405)	(22.455)	(22.455)	(22.455)
IRPJ + CSLL	-	(22.565)	(22.565)	53.782	(69.468)	(69.468)	(69.468)
GANHO LÍQUIDO	-	43.803	43.803	(104.399)	134.850	134.850	134.850
FLUXO DE CAIXA	(1.604.054)	204.208	204.208	56.006	157.305	157.305	157.305

Pode-se observar na Tabela 13 algumas premissas importantes da análise desenvolvida a respeito da depreciação e do cálculo referente aos impostos. Como este fluxo representa, na verdade, uma diferença no fluxo de caixa da refinaria, decorrente da implantação do Tratamento Fase 1 – isto é, a diferença entre os fluxos de caixa desta, enquanto opera no cenário I ou no cenário II –, a alíquota referente aos impostos (IRPJ e CSLL) se aplica tanto no caso de lucro no ano (considerando que a base de cálculo para a cobrança dos impostos corresponde à soma algébrica do ganho bruto com a depreciação), quanto no caso de prejuízo. No ano de 2013, por exemplo, o valor na linha dos impostos representa uma parcela a mais de impostos que a refinaria precisaria pagar relativa a um lucro maior no ano,

proporcionado pelo projeto, por isso é negativo. Por outro lado, em 2022, a soma do ganho bruto com a depreciação, resulta em um valor negativo, dessa forma, impactando negativamente no lucro total da refinaria no ano. Nesta situação o valor na linha referente aos impostos representa uma quantia que a refinaria deixaria de pagar naquele ano em decorrência do prejuízo operacional do projeto, logo, positivo. Este mesmo raciocínio foi seguido em todas as análises, mesmo nos níveis de preço em que os projetos não se viabilizavam.

Esse efeito dos impostos, no entanto, do mesmo modo que auxilia a amenizar prejuízos muito grandes, reduz a margem de lucro que pode resultar da implantação dos projetos. Sendo assim, consiste apenas em um refinamento da análise na medida em que incorpora o contexto da refinaria, entretanto não resulta, necessariamente, em um desempenho melhor ou pior dos cenários analisados.

Diante dessas considerações, os resultados obtidos para os seis cenários (cenários II e III, nos horizontes de 10, 20 e 30 anos) são apresentados na Tabela 14 e no Gráfico 3 a seguir:

Tabela 14 - VPL e TIR da implantação de tratamentos adicionais de efluentes (Cenários II e III), considerando horizontes temporais de 10, 20 e 30 anos, e variando-se o preço pago pelo uso da água em relação ao PPU atual.

Cenário	Indicador	Preço (PPU atual)							
		50	55	60	65	70	75	80	85
CII10	TIR	-4,32%	0,46%	4,65%	8,45%	11,98%	15,31%	18,48%	21,54%
	VPL	(683.938)	(391.125)	(98.312)	194.501	487.315	780.128	1.072.941	1.365.754
CIII10	TIR	-9,09%	-6,02%	-3,27%	-0,77%	1,56%	3,74%	5,81%	7,78%
	VPL	(2.190.611)	(1.830.024)	(1.469.438)	(1.108.851)	(748.264)	(387.677)	(27.090)	333.497
CII20	TIR	1,77%	6,06%	9,66%	12,90%	15,91%	18,77%	21,54%	24,23%
	VPL	(445.156)	11.759	468.673	925.588	1.382.503	1.839.417	2.296.332	2.753.247
CIII20	TIR	-2,72%	0,45%	3,02%	5,25%	7,26%	9,12%	10,87%	12,54%
	VPL	(1.882.279)	(1.319.609)	(756.938)	(194.267)	368.403	931.074	1.493.745	2.056.415
CII30	TIR	3,73%	7,50%	10,73%	13,69%	16,49%	19,21%	21,86%	24,47%
	VPL	(311.335)	237.547	786.429	1.335.311	1.884.193	2.433.075	2.981.958	3.530.840
CIII30	TIR	-0,06%	2,68%	4,91%	6,85%	8,63%	10,29%	11,87%	13,39%
	VPL	(1.709.481)	(1.033.556)	(357.632)	318.293	994.218	1.670.142	2.346.067	3.021.991

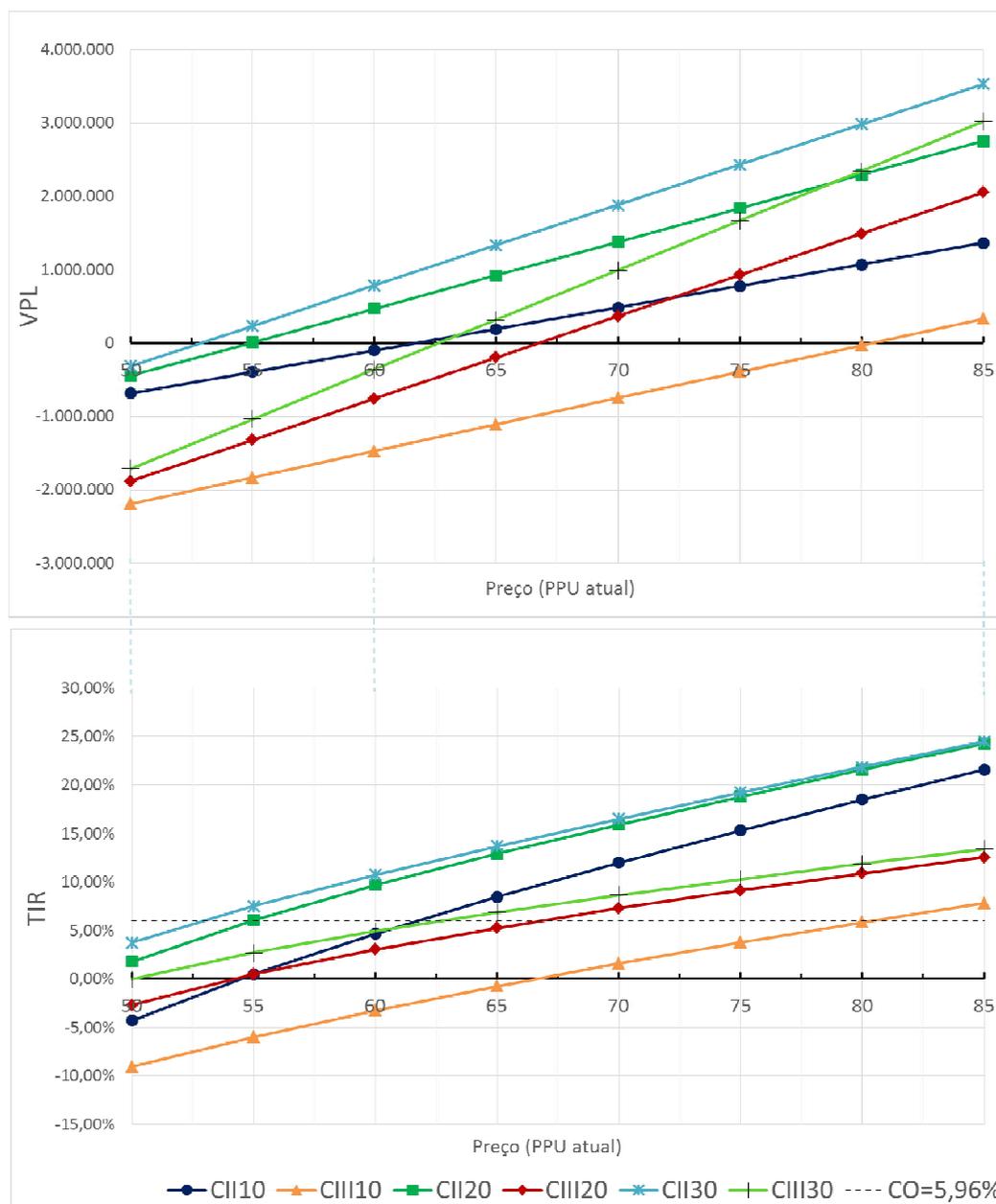


Gráfico 3 - VPL e TIR da implantação de tratamentos adicionais de efluentes (Cenários II e III), considerando horizontes temporais de 10, 20 e 30 anos, e variando-se o preço pago pelo uso da água em relação ao PPU atual.

Os resultados da Tabela 14 e do Gráfico 3 mostram que, considerando-se as premissas adotadas para esta análise, para se viabilizar ações de reúso como as investigadas neste trabalho, os preços cobrados pelo uso da água teriam que ser da ordem de 50 a 80 vezes (dependendo do cenário considerado) o preço cobrado hoje pelo uso da água da bacia do rio Paraíba do Sul. Tal resultado é um indicador do quanto, ao menos neste caso, as políticas públicas são insuficientes para

incentivarem e tornarem viáveis ações desta natureza (visando ao reúso de água na indústria).

Apesar disso, não há impossibilidade de que preços dessa ordem de grandeza passem a ser implantados no médio prazo. O preço da captação de água para uso industrial no Estado do Ceará, por exemplo, é de 0,43156 R\$/m³ (GOVERNO DO ESTADO DO CEARÁ, 2010), que é mais do que 43 vezes maior do que o PPU de captação da bacia do Paraíba do Sul.

Os valores exatos de preços a partir dos quais os projetos seriam viabilizados são apresentados na Tabela 15 a seguir:

Tabela 15 - Valores de PPU pelo uso da água que viabilizam os projetos em cada cenário.

Cenário	Multiplicador mínimo	PPU para VPL = 0		
		Captação (R\$/m ³)	Consumo (R\$/m ³)	Lançamento (R\$/kgDBO)
CII10	61,7	0,617	1,234	4,318
CIII10	80,4	0,804	1,608	5,626
CII20	54,9	0,549	1,097	3,841
CIII20	66,7	0,667	1,335	4,671
CII30	52,8	0,528	1,057	3,699
CIII30	62,6	0,626	1,253	4,385

Cabe salientar que os resultados apresentados na Tabela 15 para os multiplicadores mínimos e, conseqüentemente, para os preços públicos unitários (PPU), foram obtidos a partir de simulações em que as três componentes do PPU eram sempre variadas proporcionalmente. Cada uma dessas componentes, no entanto, afeta de forma diferente os ganhos resultantes da implantação do reúso de água na refinaria. A Tabela 16 a seguir apresenta, considerando o preço atual cobrado na bacia do Paraíba do Sul, os valores a serem pagos pelo uso da água na refinaria, comparando-se os pagamentos nos três cenários de reúso (I, II e III), desmembrados em cada uma das componentes da cobrança.

Tabela 16 - Valor pago pelo uso da água, por tipo de uso, nos cenários I, II e III, considerando o preço atual da bacia do rio Paraíba do Sul.

Tipo de uso	Valor pago pelo uso da água (USD/ano)				
	CI	CII	CIII	CII-CI	CIII-CI
Captação	34.853	25.011	22.968	-9.842	-11.886
Consumo	42.451	44.796	44.920	2.345	2.469
Lançamento	5.405	869	3	-4.536	-5.402
TOTAL	82.710	70.676	67.891	-12.034	-14.819

Observa-se na Tabela 16 que as economias, em termos de pagamento pelo uso da água, proporcionadas pela implantação de tecnologias visando ao reúso (cenários II e III) estão relacionadas à componente de captação, que proporciona as maiores economias, e à componente de lançamento, que também proporciona economias significativas, quase da ordem de 50% das proporcionadas pela componente de captação. Em relação à componente de consumo, por outro lado, o que ocorre é um aumento deste consumo na medida em que são implantadas as etapas adicionais de tratamento. Tal aumento, do Cenário I para o Cenário II, corresponde ao volume de água que sai da etapa de clarificação do Tratamento Fase 1 na forma de lodo e, em decorrência disso, é contabilizado como água consumida. Do Cenário II para o Cenário III, tal aumento se deve ao volume adicional de vapor perdido na torre de resfriamento, associado à condensação necessária para o processo de cristalização.

5.4.1. INDICADOR ÚNICO

Para se compor o indicador único relativo à dimensão econômica desta análise, foram utilizados os resultados referentes aos multiplicadores mínimos para se viabilizar a implantação das etapas adicionais de tratamento de efluentes (Tabela 15). O maior desses valores foi arbitrariamente adotado como sendo referente ao pior desempenho possível em termos econômicos. Por outro lado, também de maneira arbitrária, foi adotado o valor de multiplicador igual a um, como sendo referente ao melhor desempenho possível. Convencionou-se ainda, que o desempenho do Cenário I seria o melhor possível, isto porque, para a análise econômica ele foi o cenário-base, a partir do qual foram aferidos, por diferença, os

benefícios e os ônus, em termos econômicos, de se implantar as etapas adicionais de tratamento de efluentes. Admitindo-se que, considerando o preço atual de pagamento pelo uso da água, este cenário é o único economicamente viável, foi atribuído a ele o desempenho econômico máximo e, associado a isso, o multiplicador igual a 1.

Para se aferir o desempenho econômico dos cenários II e III de acordo com essa métrica, foi calculada a média geométrica entre os multiplicadores mínimos de preço de cada um desses dois cenários nos diferentes horizontes temporais avaliados (10, 20 e 30 anos). Este resultado foi então linearizado numa escala entre 0 e 1 em que 0 corresponde ao multiplicador 80,4 e 1 corresponde ao multiplicador 1. Os resultados desses cálculos são apresentados na Tabela 17.

Tabela 17 - Indicadores Únicos da dimensão econômica.

Cenário	Multiplicador mínimo	Média geométrica	Indicador Final
CI	1,0	1,0	1,0000
CII	CII10	61,7	0,3028
	CII20	54,9	
	CII30	52,8	
CIII	CIII10	80,4	0,1368
	CIII20	66,7	
	CIII30	62,6	

Observa-se na Tabela 17 que, em termos do desempenho econômico aferido pelo indicador ora construído, o cenário I é muito superior aos demais cenários. Comparando-se apenas os cenários II e III, nota-se ainda que o desempenho do cenário II é significativamente melhor do que o do cenário III. Tal resultado decorre do fato de que, de acordo com as estimativas de custo levantadas, a Cristalização requer um valor de investimento muito alto e resulta, comparativamente à EDR, em uma redução muito menor do volume de água captada. Apesar disso, em níveis de preço pago pelo uso da água um pouco mais altos, a Cristalização também se viabiliza economicamente, pois, apesar do alto investimento inicial, como a energia para sua operação é proveniente principalmente de vapor residual da refinaria, seus

custos de operação são muito mais baixos do que os do Tratamento Fase 1, o qual, apesar de possuir custos de investimento relativamente mais baixos, possui custos de operação bastante significativos, principalmente associados ao consumo de energia elétrica pela EDR.

5.5. INTEGRAÇÃO DOS RESULTADOS

Em cada uma das dimensões analisadas, foi calculado um indicador único de maneira a sintetizar o desempenho de cada um dos cenários (I, II e III) naquela dimensão. Os resultados obtidos são apresentados na Tabela 18 a seguir.

Tabela 18 - Resumo dos indicadores únicos em cada dimensão.

Dimensão	Cenário I	Cenário II	Cenário III
Ambiental (Pts)	0,6791	0,6809	0,6785
Energética (MJ)	9,0841	9,5625	9,3662
Econômica (adimensional)	1,0000	0,3028	0,1368

Como os resultados obtidos para as dimensões ambiental e energética foram muito próximos para todos os cenários, e como esses resultados não estavam em uma escala adequada para que fossem comparados com indicador econômico, este sim, já normalizado para uma escala de 0 a 1 (em que 1 representa o melhor desempenho e 0, o pior). Tal normalização e adequação da escala dos resultados nas dimensões ambiental e energética, foi feita a partir das seguintes equações:

$$I_{Amb}^N = 1 - 10 \cdot (I_{Amb}^U - 0,6)$$

$$I_{En}^N = 1 - (I_{En}^U - 9,0)$$

Onde:

I_{Amb}^N = indicador ambiental normalizado (adimensional);

I_{Amb}^U = indicador ambiental único (Pts);

I_{En}^N = indicador energético normalizado (adimensional);

I_{En}^U = indicador energético único (MJ).

Dessa forma, os resultados dos desempenhos de cada cenário, na forma desses indicadores normalizados, são apresentados na Tabela 19 e no Gráfico 4 a seguir:

Tabela 19 - Desempenhos de cada cenário em indicadores normalizados numa escala de 0 a 1 de forma a facilitar a visualização gráfica desses resultados.

Dimensão	Cenário I	Cenário II	Cenário III
Ambiental	0,2087	0,1909	0,2147
Energética	0,9159	0,4375	0,6338
Econômica	1,0000	0,3028	0,1368

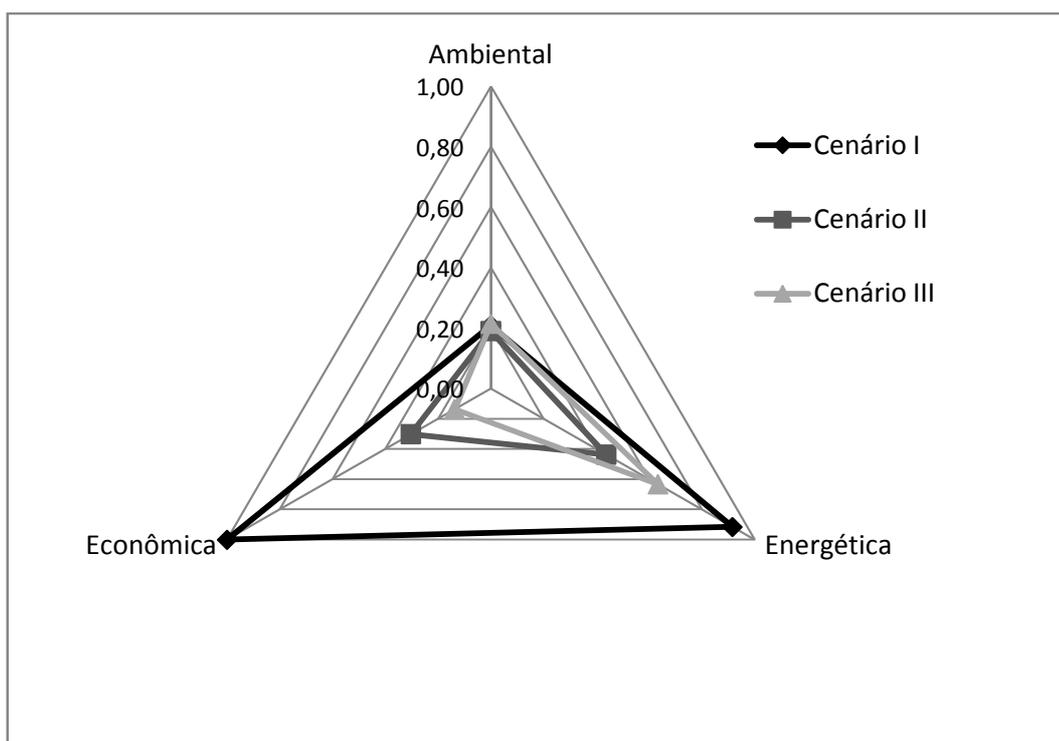


Gráfico 4– Desempenho normalizado dos três cenários em cada uma das três dimensões.

Observa-se na Tabela 19 e no Gráfico 4 uma síntese dos resultados obtidos neste estudo. Na dimensão econômica o cenário I se sobressai como o de melhor desempenho, com grande diferença em relação aos demais, sendo que o cenário II possui um desempenho um pouco superior ao do cenário III. Em relação à análise

energética o cenário I também se sobressai em relação aos demais, porém com uma diferença não tão significativa e, nesta dimensão, o cenário III possui um desempenho superior ao do cenário II. Por fim, sob o viés ambiental, todos os três cenários apresentam praticamente o mesmo desempenho, embora, olhando-se os números apresentados na Tabela 19, se possa notar uma pequena vantagem do cenário III sobre o cenário I e, deste, sobre o cenário II.

A construção de indicadores únicos é uma alternativa que visa a facilitar processos de tomada de decisão, buscando apontar de forma conclusiva e inequívoca qual é a melhor alternativa. Entretanto, em análises dessa natureza, em que métodos de quantificação de diversos níveis de complexidade, com tantas aproximações e condicionantes metodológicas, e avaliando aspectos tão diversos, é inevitável que a condensação de informações em indicadores únicos faça com que informações valorosas sejam omitidas ou perdidas neste processo. Sendo assim, é sempre de extrema importância que os resultados sejam analisados cuidadosamente, em cada dimensão, de preferência, em perfil aberto (e não em indicador único) e que, as premissas e simplificações assumidas para se construir os indicadores únicos – quando estes forem realmente necessários – sejam claras e transparentes e, mais do que isso, sejam adequadas aos objetivos que aquela informação gerada se proponha a atender.

Seria possível, por exemplo, se construir ainda um indicador único que sintetizasse os resultados das três dimensões. Entretanto, cada passo a mais de condensação dos resultados obtidos torna o número gerado mais distante de representar propriamente um conceito físico, tornando-o cada vez mais apenas um recurso matemático, cuja representatividade da realidade é cada vez mais questionável ou, no mínimo, submetida a um domínio cada vez menor de validade.

Neste trabalho, o objetivo final foi avaliar as três alternativas (cenários), nas três dimensões de análise, de maneira integrada. Isto já foi possível por meio da representação gráfica dos resultados no Gráfico 4. Optou-se, dessa forma, por não se consolidar as três dimensões em um único indicador, pois este número final, qualquer que fosse o método para sua construção, que não a restrição de sua validade a uma condição extremamente específica – que não é o objetivo neste caso –, dificilmente seria defensável. Além disso, mesmo os números apresentados na

Tabela 19, são vazios de sentido se não estiverem sustentados nas análises detalhadas. Por exemplo, ao ver esses resultados, é preciso se estar ciente de que o resultado em indicador único da dimensão ambiental não considera as reduções nos impactos de Depleção de Água e de Eutrofização Marinha (os dois que tiveram maiores reduções do Cenário I para o Cenário III), simplesmente por não haver modelos adequados para quantificar os seus efeitos sobre a Disponibilidade de Recursos e sobre a Diversidade Ecosistêmica, respectivamente. É preciso se ter em mente também que a energia considerada pelo indicador de CED é a energia primária e por conta disso, e da forma de se quantificar a energia presente no urânio, que é uma questão bastante polêmica, esse tipo de energia aparece com um peso razoavelmente alto nesta análise. Do ponto de vista econômico, é preciso considerar que os ganhos proporcionados pelas ações de reúso foram simplesmente estimados a partir de um cenário de cobrança pelo uso da água que ocorre em uma determinada bacia. Não foi feito nenhum estudo de valoração econômico-ambiental, não foi aplicada nenhuma metodologia de *Life Cycle Costing*, sequer no seu recorte mais restrito, que é o econômico. Além disso, não foi feita nenhuma consideração objetiva para se avaliar os impactos econômicos de uma situação em que não haja água suficiente para atender a demanda da refinaria operando nas condições do Cenário I o que, de fato, traria consequências econômicas seriíssimas, uma vez que esta precisaria, em última instância, parar o seu processo produtivo. No entanto esta é uma condição extrema, e muito específica, que este trabalho não tinha o propósito de avaliar.

Em relação aos desempenhos globais de cada cenário, pode-se dizer que o Cenário I apresenta um desempenho econômico muito bom, um desempenho energético bom e um desempenho ambiental médio. O desempenho ambiental médio se deve à possibilidade de melhoria em diversas categorias de impacto, sobretudo na de Depleção de Água e de Eutrofização Marinha, mas aliado ainda a um desempenho satisfatório em comparação com os demais cenários. Enquanto o desempenho energético bom está relacionado a um bom equilíbrio entre a energia requerida para tratar a água captada – mesmo que em maior volume e considerando a energia requerida para a fabricação de insumos para este processo – e a energia, também sob a ótica da CED, utilizada para o tratamento de efluentes apenas até a condição em que estes podem ser novamente lançados no corpo receptor.

Já o Cenário II, dentro das métricas em que foi avaliado, se mostrou energeticamente o menos favorável, pois o acréscimo de CED necessário para as etapas adicionais de tratamento se mostrou maior do que as reduções de CED proporcionadas pela redução da necessidade de captação e tratamento de água bruta. Na dimensão econômica, este cenário tem um desempenho muito inferior ao do Cenário I, mas significativamente superior ao do Cenário III. Isso se deve ao fato de o custo de investimento por m^3/h de água recuperada para o processo ser muito menor no cenário II do que no cenário III. Nos dois cenários, os custos de operação são praticamente os mesmos, pois a inclusão da Cristalização – dado que aproveita vapor residual de processo – apenas aporta custos de mão de obra para o arranjo. No entanto os custos de investimento por m^3/h de água recuperada para o Cenário III ($12.150 \text{ USD m}^{-3}\text{h}^1$) são praticamente o dobro dos do Cenário II ($6.270 \text{ USD m}^{-3}\text{h}^1$). Por fim, em relação à dimensão ambiental, o Cenário II apresenta de modo geral o pior desempenho, mas em todas as categorias possui desempenhos muito próximos, em termos percentuais, dos cenários de melhor desempenho.

O Cenário III, por sua vez, ainda que com diferenças bastante discretas em relação aos outros cenários, é o que apresenta o melhor desempenho ambiental. Este resultado é alcançado essencialmente pelo fato de este processo potencializar os ganhos ambientais já proporcionados pela implantação do Tratamento Fase 1, associados ao fechamento do circuito de água, sem aportar cargas significativas associadas ao consumo de energia – uma vez que utiliza vapor residual de processo como fonte energética. Também por esse motivo, o Cenário III apresenta um desempenho melhor na dimensão energética do que o Cenário II, no entanto, os ganhos energéticos aportados pelo Tratamento Fase II não são suficientes para compensar o aumento de CED proporcionado pelo Tratamento Fase 1 e, por isso, o desempenho do Cenário 3, ainda fica um pouco abaixo do desempenho do Cenário I. Do ponto de vista econômico, conforme discutido, o desempenho do Cenário III é o pior dentre as três alternativas pois o custo de investimento para o processo de Cristalização é muito alto em relação ao volume de água adicional que ele permite que seja recuperado, ao menos em comparação com o Tratamento Fase 1.

6. CONCLUSÕES

Foi construído um modelo representativo do ciclo de vida da água em uma refinaria de petróleo, contemplando todos os usos a que esta se presta. Neste contexto foram avaliados do ponto de vista ambiental, energético e econômico cenários em que etapas adicionais eram incorporadas ao tratamento de efluentes de forma a viabilizar o reúso de água e o fechamento do circuito na própria refinaria, reduzindo assim a necessidade de captação e, conseqüentemente, de tratamento da água captada pela refinaria.

A análise foi desenvolvida por meio da comparação de três cenários:

- **Cenário I:** correspondente ao cenário-base, sem implantação de nenhuma ação voltada ao reúso;
- **Cenário II:** em que é incorporada ao Cenário I a etapa adicional chamada Tratamento Fase 1, constituída por um processo de Clarificação seguido de uma Eletrodíálise Reversa (EDR) que permite o reúso de 255,7 m³/h dos 350 m³/h lançados inicialmente ao corpo hídrico no Cenário I.
- **Cenário III:** em que é incorporada ao arranjo do Cenário II uma etapa de Cristalização Evaporativa para tratar o concentrado salino da EDR, recuperando, assim, mais 55,4 m³/h dos 350 m³/h lançados inicialmente, utilizando, para isso, vapor residual inicialmente não aproveitado pela refinaria.

A análise ambiental foi desenvolvida por meio de avaliação do ciclo de vida, realizada tanto em perfil aberto (interpretando-se os resultados em cada categoria de impacto), considerando impactos de *midpoint*, quanto em indicador único, avaliando impactos em *endpoint*.

Nesta análise em perfil aberto, pôde-se observar, do cenário I para o cenário II, uma redução de impactos relacionada ao fechamento do circuito de água à custa de um aumento de impactos associados ao consumo de energia necessário para a operação da EDR. Do cenário II para o cenário III, os ganhos associados à redução do lançamento de efluentes foram potencializados e, pelo fato de a Cristalização utilizar a energia de vapor residual para operar e recuperar ainda mais água para a caldeira e para a torre de resfriamento – reduzindo assim a necessidade de

captação e tratamento –, os aumentos de impactos ambientais relativos ao consumo energético da EDR (evidenciados no perfil de impactos do cenário II) foram totalmente compensados, fazendo com que o cenário III não tenha tido o pior desempenho dos três em nenhuma das 18 categorias de impacto.

Pela a análise de indicador único, em categorias de *endpoint*, ficou clara a importância da queima de gás natural na caldeira para o desempenho do ciclo que a água cumpre na refinaria. Do total do valor do indicador único, mais de 90% corresponde à contribuição do impacto em Mudança Climática. Deste impacto, cerca de 96% da carga ambiental está associada à queima de gás natural na caldeira. Neste processo, foi dada a interpretação de que parte das emissões da queima deveria ser alocada à água, afinal, este é o processo em que a água cumpre a sua função na refinaria, relacionada à geração e vapor. Por outro lado, outra parte das emissões deveria ser alocada à energia que a água (no estado vapor) fornece para o processo de refino. A forma mais rigorosa encontrada para se fazer esta alocação foi utilizar um critério relacionado à destruição de trabalho útil (exergia) associada às trocas térmicas em que a água se envolve, ao receber o calor dos gases de combustão do gás natural e ao fornecer calor para o processo de refino. A partir desta consideração a água foi responsabilizada por 29,8% das emissões da queima de gás natural na caldeira. Emissões estas que foram tão determinantes no resultado final do indicador único de desempenho ambiental. Tal resultado, no entanto, não afetou a comparação entre os cenários, uma vez foi praticamente o mesmo em todos eles.

Na análise energética, desenvolvida por meio do indicador de Demanda Cumulativa de Energia (CED), o Cenário I foi o que obteve melhor desempenho, seguido do Cenário III e, por último, o Cenário II. Analisando-se os resultados em perfil aberto (cada tipo de energia em separado), observa-se uma tendência de redução das energias Não Renovável Fóssil e Renovável de Biomassa. Essas reduções estão associadas à redução de água tratada na ETA em decorrência do fechamento de circuito de água na refinaria. Por outro lado, as energias Renovável Hidrelétrica, Renovável Eólica e Não Renovável Nuclear sofrem um aumento do cenário I para o II, seguido de uma redução do cenário II para o III. Tal comportamento está associado ao fato de, num primeiro momento, o consumo de energia da EDR não ser compensado pelos ganhos, nessas categorias, em termos de redução da

captação e do tratamento da água bruta. E a posterior redução se deve ao fato de o consumo de energia adicional incorporado pela Cristalização – que utiliza vapor residual – ser compensado em termos de CED nessas categorias, pelas reduções da captação e do tratamento de água.

Ao se analisar as contribuições relativas dos diferentes tipos de energia para a CED, pode-se observar uma grande predominância da energia hidrelétrica, seguida pela energia nuclear e pela energia de biomassa. A importância adquirida pela energia nuclear, apesar de sua pequena participação na matriz elétrica brasileira se deve a características do próprio indicador de CED, que contabiliza energias primárias e, para a estimativa da energia primária associada a uma determinada massa de urânio utiliza um fator alto o suficiente para destacá-la.

Sob o ponto de vista econômico, foi testada a viabilidade econômica de se implantar os cenários II e III a partir do cenário I. Para se estimar os ganhos econômicos decorrentes do fechamento do circuito de água da refinaria foram consideradas as regras de pagamento pelo uso da água vigentes na bacia do rio Paraíba do Sul. Nesta análise, quando se considerou o preço atual pago pelo uso da água nesta bacia, nenhum dos cenários de reúso se mostrou viável, o que indica, ao menos neste caso, a insuficiência das políticas públicas para se incentivar ações de reúso de água na indústria. Diante deste resultado foi avaliado então qual seria o nível de preço necessário para que os cenários de reúso se viabilizassem. Constatou-se que, no modelo de análise construído, os preços pagos pelo uso da água deveriam ser da ordem de 50 a 80 vezes maiores para que pudessem ser viabilizados projetos conforme os representados pelos cenários II e III.

Para a comparação entre os desempenhos econômicos dos cenários tomou-se arbitrariamente o cenário I como um desempenho máximo e aferiu-se o desempenho dos outros dois cenários de acordo com os níveis de preço que cada um exigiria para sua implantação. Dessa forma, ambos os cenários de reúso (II e III) tiveram um desempenho econômico muito inferior ao do cenário I e, dentre os dois o cenário II apresentou um desempenho melhor, principalmente por possuir um custo de investimento por vazão de água de reúso produzida cerca de 50% menor do que este mesmo custo para o cenário III.

Por fim, foi realizada uma análise integrada dos desempenhos dos três cenários nas três dimensões. Tal análise consistiu, no entanto, apenas em representar os desempenhos de cada cenário graficamente em escalas normalizadas. Não foi sugerida nenhuma forma de cálculo para um indicador único que consolidasse os resultados das três dimensões pois foi considerado que tal indicador, a não ser que fosse gerado com o intuito de auxiliar um processo de tomada de decisão em uma situação específica, não teria a ele associada uma informação de muito valor. Em sendo necessário, o método para calculá-lo deve obedecer a condicionantes características da situação em questão.

Tal postura foi adotada por se considerar análises complexas como as desenvolvidas neste trabalho, em todas as três dimensões, devem preferencialmente ser realizadas e reportadas na sua íntegra, e de forma transparente, para que arbitrariedades e subjetividades possam ser identificadas e, eventualmente, adaptadas pelo tomador da informação, de acordo com a sua própria especificidade e conveniência. Métodos para a condensação da informação e hierarquização de alternativas também são bem-vindos, desde que explicados e justificados de forma clara.

No caso do presente estudo, foram desenvolvidos indicadores únicos em cada dimensão apenas para que se pudesse fazer ao final de tudo uma representação gráfica dos desempenhos de cada cenário contemplando todas as dimensões. Apesar disso, defende-se que sem as análises detalhadas, em perfil aberto, e sem uma clareza dos métodos para se calcular os indicadores únicos, tais resultados têm pouco ou nenhum valor, em termos da informação que proporcionam.

Enfim, em relação ao desempenho global das ações de reúso, em cada uma das três dimensões, a partir das análises desenvolvidas, pode-se dizer que:

Em termos econômicos, seu desempenho, considerando apenas o valor de cobrança pelo uso da água nos dias atuais, seu desempenho é muito ruim. No entanto, há prováveis outros ganhos econômicos que não foram incluídos na análise e poderiam melhorar este resultado. Exemplos são a valoração econômico-ambiental da água que abastece a refinaria e também a redução, decorrente de ações de reúso, de riscos regulatórios ou mesmo físicos (climáticos) de cenários de indisponibilidade hídrica.

Sob o ponto de vista energético, observou-se que a inclusão etapas adicionais de tratamento de efluentes voltadas ao reúso de água podem tanto aumentar o consumo energético total (em termos de CED) quanto diminuí-lo, dependendo, essencialmente do balanço entre a demanda aportada pelo tratamento adicional e as economias decorrentes do fechamento do circuito, associadas à redução da captação e do nível operacional de etapas de tratamento.

Por fim, sob a ótica ambiental, observou-se que as ações voltadas ao reúso resultam em benefícios significativos principalmente em relação às categorias de Depleção de Água, de Eutrofização, de Toxicidade Humana e de Ecotoxicidade. Por outro lado, dependendo do resultado na dimensão energética, há categorias de impacto que podem sofrer ônus em decorrência dessas ações, como é o caso de Mudança Climática, Depleção de Fósseis, Acidificação, Formação de Material Particulado, entre outras normalmente associadas ao consumo de energia. Além disso, mostrou-se também que pode-se implementar ações de reúso, diminuindo-se assim o impacto em Depleção de Água, sem se impactar significativamente outras categorias.

7. RECOMENDAÇÕES DE TRABALHOS FUTUROS

As análises desenvolvidas neste trabalho representam uma abordagem possível e consistente para se aferir desdobramentos em termos ambientais, energéticos e econômicos de ações voltadas ao reúso de água na indústria em geral e, em particular, em refinarias de petróleo. Não se pretende, porém, com isso, a proposição de um método padronizado para tais análises. Pelo contrário, houve abordagens identificadas na literatura, sobretudo relacionadas à dimensão econômica, que poderiam ter agregado informações ainda mais valiosas ao trabalho, mas que, por insuficiência de tempo e recursos, não poderiam ter sido incorporadas ao escopo deste trabalho. Exemplos são a valoração econômico-ambiental para se aferir o valor econômico da água e também as diversas abordagens possíveis de *Life Cycle Costing* (LCC), as quais poderiam ser objetos de futuros estudos com o intuito de complementar ou aprimorar os resultados ora apresentados.

Além da dimensão econômica, existem aprimoramentos e aprofundamentos que podem ser desenvolvidos que se relacionam a outros aspectos desta análise. Alguns deles são listados a seguir:

- No campo de rotas tecnológicas alternativas, uma vez construído este modelo para a aferição do desempenho dos arranjos Tratamento Fase 1 e Tratamento Fase 2, podem também ser testadas outras rotas tecnológicas que viabilizem o reúso de água na refinaria;
- Em relação à dimensão ambiental, outros métodos de avaliação de impactos podem ser testados e comparados. Ademais, o ICV gerado pode ser customizado para o caso específico de uma refinaria, desde que dados de processo mais detalhados (que não se restrinjam ao balanço de água) possam ser disponibilizados;
- No que tange à análise energética, outros indicadores de consumo acumulado de energia também podem ser testados e comparados. Podem ainda ser testadas e ensaiadas condições de processo visando ao aproveitamento de energias alternativas para suprir as demandas das diversas etapas do ciclo de vida da água na refinaria.

REFERÊNCIAS

ABNT/CB-38 (TRAD.). ABNT NBR ISO 14040:2009, Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura, 2009a.

_____. (TRAD.). ABNT NBR ISO 14044:2009, Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações, 2009b.

AGEVAP - AGÊNCIA DA BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL. Avaliação da Implantação da Cobrança pelo Uso dos Recursos Hídricos de Domínio da União na Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/institucional/sag/CobrancaUso/Cobranca/RelatorioAvallm plCobPBS03_11.pdf>. Acesso em: 16 nov. 2013.

ANDERKO, A.; WANG, P.; RAFAL, M. Electrolyte Solutions: from Thermodynamic and Transport Property Models to the Simulation of Industrial Processes. *Fluid Phase Equilibria*, v. 194-197, p. 123–142, 2002.

ANEEL - Agência Nacional de Energia Elétrica. Disponível em: <<http://www.aneel.gov.br/area.cfm?idArea=550>>. Acesso em: 27 nov. 2013.

ARVIDSSON, R. *et al.* Life cycle assessment of hydrotreated vegetable oil from rape, oil palm and Jatropha. *Journal of Cleaner Production*, v. 19, n. 2–3, p. 129–137, jan. 2011.

_____. Energy use indicators in energy and life cycle assessments of biofuels: review and recommendations. *Journal of Cleaner Production*, v. 31, n. 0, p. 54–61, Agosto 2012.

BAGAJEWICZ, M. A review of recent design procedures for water networks in refineries and process plants. *Computers & Chemical Engineering*, v. 24, n. 9–10, p. 2093–2113, Outubro 2000.

BAUMANN, H.; TILLMAN, A.-M. *The hitch hikers's guide to LCA: an orientation in life cycle assessment methodology and application*. Sweden: Studentlitteratur, 2004.

BIROL, E.; KOUNDOURI, P.; KOUNTOURIS, Y. Assessing the economic viability of alternative water resources in water-scarce regions: Combining economic valuation,

cost-benefit analysis and discounting. Special Section: Coevolutionary Ecological Economics: Theory and Applications, v. 69, n. 4, p. 839–847, Fevereiro 2010.

BONTON, A. *et al.* Comparative life cycle assessment of water treatment plants. *Desalination*, v. 284, p. 42–54, 4 jan. 2012.

BOUSTEAD, I.; HANCOCK, G. F. *Handbook of Industrial Energy Analysis*. [s.l.] Ellis Horwood Ltd, 1979.

BRAGA, B. P. F. *et al.* Federal pact and water management. *Estudos Avançados*, v. 22, n. 63, p. 17–42, jan. 2008.

BRASIL. EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. Balanço Energético Nacional 2013. Relatório Síntese Ano Base 2012. Rio de Janeiro: [s.n.]. Disponível em: <https://ben.epe.gov.br/downloads/S%C3%ADntese%20do%20Relat%C3%B3rio%20Final_2013_Web.pdf>. Acesso em: 27 nov. 2013.

CEDERBERG, C.; STADIG, M. System expansion and allocation in life cycle assessment of milk and beef production. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 8, n. 6, p. 350–356, 1 nov. 2003.

CHAO, Y.-M.; LIANG, T. M. A feasibility study of industrial wastewater recovery using electro dialysis reversal. *Desalination*, v. 221, n. 1–3, p. 433–439, 1 mar. 2008.

CHEHEBE, J. R. B. *Análise do ciclo de vida de produtos: ferramenta gerencial da ISO 14000*. Rio de Janeiro: Qualitymark, 2002.

CHEN, Z.; NGO, H. H.; GUO, W. A critical review on sustainability assessment of recycled water schemes. *Science of The Total Environment*, v. 426, p. 13–31, 1 jun. 2012.

CHERUBINI, F.; JUNGMEIER, G. LCA of a biorefinery concept producing bioethanol, bioenergy, and chemicals from switchgrass. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 15, n. 1, p. 53–66, 1 jan. 2010.

CIROTH, A. Cost data quality considerations for eco-efficiency measures. *Eco-efficiency: From technical optimisation to reflective sustainability analysis*, v. 68, n. 6, p. 1583–1590, 15 abr. 2009.

CIROTH, A.; HUNKELER, D. J. Environmental life cycle costing. Pensacola (Florida); Boca Raton: SETAC ; CRC Press, 2008.

DAVIS, J.; SONESSON, U. Life cycle assessment of integrated food chains—a Swedish case study of two chicken meals. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 13, n. 7, p. 574–584, 1 nov. 2008.

DESJARDINS, C.; KOUDJONOU, B.; DESJARDINS, R. Laboratory study of ballasted flocculation. *Water Research*, v. 36, n. 3, p. 744–754, Fevereiro 2002.

EDWARDS, R. *et al.* Well-to-wheel Analysis of Future Automotive Fuels and Powertrains in the European Context. Brussels: EUcar and Joint Research Centre of the European Commission, 2007.

EL-HALWAGI, M. M.; MANOUSIOUTHAKIS, V. Synthesis of mass exchange networks. *AIChE Journal*, v. 35, n. 8, p. 1233–1244, 1989.

EROL, P.; THÖMING, J. ECO-design of reuse and recycling networks by multi-objective optimization. *Journal of Cleaner Production*, v. 13, n. 15, p. 1492–1503, Dezembro 2005.

FALKENMARK, M.; ROCKSTRÖM, J.; KARLBERG, L. Present and future water requirements for feeding humanity. *Food Security*, v. 1, n. 1, 2009.

FRISCHKNECHT, R. *et al.* Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. Data v2.0. Dübendorf: Ecoinvent Centre, dez. 2007.

FRISCHKNECHT, R.; HEIJUNGS, R.; HOFSTETTER, P. Einstein'ssons for energy accounting in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 3, n. 5, p. 266–272, 1 set. 1998.

GASOL, C. M. *et al.* LCA of poplar bioenergy system compared with *Brassica carinata* energy crop and natural gas in regional scenario. *Biomass and Bioenergy*, v. 33, n. 1, p. 119–129, jan. 2009.

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO. 8.468. DECRETO N. 8.468. . 8 set. 1976.

GOVERNO DO ESTADO DO CEARÁ. 30.159. DECRETO N°30.159. . 3 maio 2010.

GUILLÉN-GOSÁLBEZ, G. A novel MILP-based objective reduction method for multi-objective optimization: Application to environmental problems. *Computers & Chemical Engineering*, v. 35, n. 8, p. 1469–1477, Agosto 2011.

HANNON, B. M. Bottles Cans Energy. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development*, v. 14, n. 2, p. 11–21, 1972.

HEIJUNGS, R.; GUINÉE, J.; HUPPES, G. Impact Categories for Natural Resources and Land Use – Survey and Analysis of Existing and Proposed Methods in the Context of Environmental Life Cycle Assessment. Leiden: Centre of Environmental Science (CML), Leiden University, 1997.

HESPANHOL, I. A new paradigm for water resource management. *Estudos Avançados*, v. 22, n. 63, p. 131–158, jan. 2008.

HOCHSCHORNER, E.; NORING, M. Practitioners' use of life cycle costing with environmental costs—a Swedish study. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 16, n. 9, p. 897–902, 17 ago. 2011.

HUIJBREGTS, M. A. J. *et al.* Is Cumulative Fossil Energy Demand a Useful Indicator for the Environmental Performance of Products? *Environmental Science & Technology*, v. 40, n. 3, p. 641–648, Fevereiro 2006.

IMASUEN, E.; JUDD, S.; SAUVIGNET, P. High-rate clarification of municipal wastewaters: a brief appraisal. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, v. 79, n. 8, p. 914–917, 2004.

INTERNATIONAL ENERGY AGENCY. Oil Market Report. [s.l.] International Energy Agency, 10 nov. 2013. Disponível em: <<http://omrpublic.iea.org/currentissues/fullpub.pdf>>. Acesso em: 27 nov. 2013.

J. CHENOWETH; M. HADJIKAKOU; C. ZOUMIDES. Review article: Quantifying the human impact on water resources: a critical review of the water footprint concept. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, v. 10, n. 7, 2013.

KASSER, U.; PÖLL, M. Ökologische Bewertung mit Hilfe der Grauen Energie. Bern: Schweiz. Bundesamtswelt, Wald und Landschaft (BUWAL)., 1999.

KIM, D. H. A review of desalting process techniques and economic analysis of the recovery of salts from retentates. *Desalination*, v. 270, n. 1–3, p. 1–8, Abril 2011.

KOPPOL, A. P. R. *et al.* On zero water discharge solutions in the process industry. *Advances in Environmental Research*, v. 8, n. 2, p. 151–171, jan. 2004.

LAHNID, S. *et al.* Economic evaluation of fluoride removal by electro dialysis. *Desalination*, v. 230, n. 1–3, p. 213–219, Setembro 2008.

LANNA, A. E. Water resource economy: the challenge of efficiently allocating a(n increasingly) sparse resource. *Estudos Avançados*, v. 22, n. 63, p. 113–130, jan. 2008.

LENG, R. *et al.* Life cycle inventory and energy analysis of cassava-based Fuel ethanol in China. *Journal of Cleaner Production*, v. 16, n. 3, p. 374–384, fev. 2008.

LUTERBACHER, J. S. *et al.* Hydrothermal Gasification of Waste Biomass: Process Design and Life Cycle Assessment. *Environmental Science & Technology*, v. 43, n. 5, p. 1578–1583, 1 mar. 2009.

MACHADO, M. B. Avaliação do processo de eletrólise reversa no tratamento de efluentes de refinaria de petróleo. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2008.

MAKHIJANI, A. B.; LICHTENBERG, A. J. Energy and Well-Being. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development*, v. 14, n. 5, p. 10–18, 1972.

MALÇA, J.; FREIRE, F. Life-cycle studies of biodiesel in Europe: A review addressing the variability of results and modeling issues. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 15, n. 1, p. 338–351, jan. 2011.

MEKONNEN, M. M.; HOEKSTRA, A. Y. The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. *HYDROLOGY AND EARTH SYSTEM SCIENCES*, v. 15, n. 5, 2011.

MONTEIRO, M. F. Avaliação do Ciclo de Vida do Fertilizante Superfosfato Simples. Salvador: Universidade Federal da Bahia, 2008.

MOURA, L. A. A. *Economia Ambiental*. 4. ed. [s.l.] Del Rey, 2011.

MOURAD, A. L.; GARCIA, E. E.; VILHENA, A. Avaliação do ciclo de vida: princípios e aplicações. Campinas, SP: CETEA; ITAL, 2002.

ØVERGAARD, S. Issue Paper: Definition of Primary and Secondary Energy: Statistics Norway. Oslo: [s.n.].

PANICHELLI, L.; DAURIAT, A.; GNANSOUNOU, E. Life cycle assessment of soybean-based biodiesel in Argentina for export. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 14, n. 2, p. 144–159, 1 mar. 2009.

PEREIRA, S. W. Análise Ambiental do Processo Produtivo de Pisos Cerâmicos. Aplicação de Avaliação do Ciclo de Vida. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2004.

PIMENTEL, D.; HURD, L. E.; BELLOTTI, A. C. Food production and the energy crisis. *Science*, v. 182, n. 4111, 1973.

PLEANJAI, S.; GHEEWALA, S. H. Full chain energy analysis of biodiesel production from palm oil in Thailand. *Bio-fuels in Asia*, v. 86, Supplement 1, n. 0, p. S209–S214, nov. 2009.

PRÉ CONSULTANTS. SimaPro. Amersfoort. Netherlands: [s.n.].

RALUY, G.; SERRA, L.; UCHE, J. Life cycle assessment of MSF, MED and RO desalination technologies. *Energy*, v. 31, n. 13, p. 2361–2372, Outubro 2006.

RIBEIRO, P. H. Contribuição ao banco de dados brasileiro para apoio à avaliação do ciclo de vida: fertilizantes nitrogenados. São Paulo: Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2009.

SACHS, J. D. The Specter of Malthus Returns. *Scientific American*, p. 38–38, Setembro 2008.

SANDER, K.; MURTHY, G. S. Life cycle analysis of algae biodiesel. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 15, n. 7, p. 704–714, 1 ago. 2010.

SANTOS, C. Prevenção à Poluição Industrial: Identificação de Oportunidades, Análise dos Benefícios e Barreiras. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2005.

SERRA, O. C. Identificação de oportunidades para redução das perdas de água e energia em um sistema de geração e distribuição de vapor. Salvador: Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Federal da Bahia, 30 jan. 2006.

SILVA, A. L. R. . Desenvolvimento de fatores de normalização de impactos ambientais regionais para Avaliação de Ciclo de Vida de produtos no Estado de São Paulo. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2010.

SILVA, G. A. Disciplina PQI 5849: Fundamentos da Proteção Ambiental e Segurança de Processos Industriais. São Paulo: Programa de Pós Graduação em Engenharia Química. Universidade de São Paulo, 2012.

SILVA, G. A.; KULAY, L. A. Avaliação do ciclo de vida. *In*: VILELA JUNIO, A.; DEMAJOROVIC, J. (Eds.). Modelos de ferramentas de gestão ambiental: desafios e perspectivas para organizações. São Paulo: Editora Senac, 2006. .

SIMÕES, C. L.; PINTO, L. M. C.; BERNARDO, C. A. Modelling the economic and environmental performance of engineering products: a materials selection case study. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 17, n. 6, p. 678–688, 3 abr. 2012.

SOTELO-PICHARDO, C. *et al.* Optimal retrofit of water conservation networks. *Journal of Cleaner Production*, v. 19, n. 14, p. 1560–1581, Setembro 2011.

SPERLING, M. VON. Estudos e modelagem da qualidade das águas de rios. 1. ed. Belo Horizonte: Editora Universidade Federal de Minas Gerais, 2007. v. 7

____. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3. ed. Belo Horizonte: Editora Universidade Federal de Minas Gerais, 2009. v. 1

STRATHMANN, H. Electrodialysis, a mature technology with a multitude of new applications. *Desalination*, v. 264, n. 3, p. 268–288, Dezembro 2010.

TAKAMA, N. *et al.* Optimal water allocation in a petroleum refinery. *Computers & Chemical Engineering*, v. 4, n. 4, p. 251–258, 1980.

TUNDISI, J. G. Water resources in the future: problems and solutions. *Estudos Avançados*, v. 22, n. 63, p. 7–16, jan. 2008.

TURTON, R. *et al.* Analysis, Synthesis and Design of Chemical Processes. 3. ed. [s.l.] Prentice Hall, 2009.

VLASOPOULOS, N. *et al.* Life cycle assessment of wastewater treatment technologies treating petroleum process waters. *Science of The Total Environment*, v. 367, n. 1, p. 58–70, Agosto 2006.

YUSOFF, S.; HANSEN, S. B. Feasibility study of performing an life cycle assessment on crude palm oil production in Malaysia. *INTERNATIONAL JOURNAL OF LIFE CYCLE ASSESSMENT*, v. 12, n. 1, 2007.

ZEMAITIS, J. J. F. *et al.* Handbook of aqueous electrolyte thermodynamics. New York: Design Institute for Physical Property Data (DIPPR), 1986.

ZHANG, Y. *et al.* RO concentrate minimization by electrodialysis: Techno-economic analysis and environmental concerns. *Journal of Environmental Management*, v. 107, n. 0, p. 28–36, 30 set. 2012.

ZHOU, J.; CHANG, V. W.-C.; FANE, A. G. Environmental life cycle assessment of reverse osmosis desalination: The influence of different life cycle impact assessment methods on the characterization results. *Desalination*, v. 283, p. 227–236, Dezembro 2011.

APÊNDICE A – Modelagem do Processo de Cristalização

Um esquema representando o processo de cristalização evaporativa é apresentado na Figura 4. O ciclo de recirculação (correntes w_3 , w_4 e w_5 na Figura 4) corresponde à etapa mais importante do processo, e pode ser visto como um único reator, que recebe solução diluída (w_1), e a separa em vapor d'água (w_6) e uma suspensão de cristais em uma solução eletrolítica concentrada (w_7). Nesse ciclo, circula uma grande vazão de suspensão (cerca de 200 vezes maior que w_1), cuja fração líquida se encontra muito próxima da saturação. Ao passar pelo trocador de calor de aquecimento essa suspensão recebe a quantidade de energia necessária para se evaporar uma determinada quantidade de água. Ao chegar ao cristalizador, que opera sob uma pressão inferior à atmosférica, essa quantidade de água evapora tornando a fração líquida da suspensão supersaturada, o que induz à formação de cristais, fazendo com que a solução volte a estar próxima da condição de equilíbrio, isto é, próxima da condição de saturação.

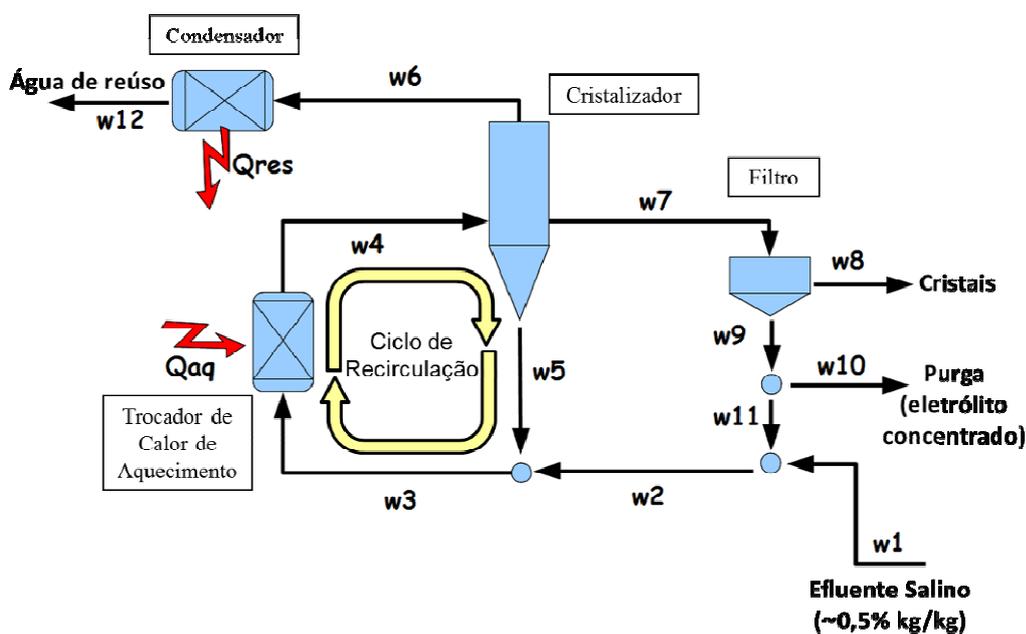


Figura 4 - Esquema do processo de Cristalização Evaporativa

A alimentação de efluente salino (w_1), após receber o reciclo de eletrólito concentrado (filtrado que não é purgado, w_{11}), entra no ciclo de recirculação (w_3 , w_4 , w_5). O vapor gerado no cristalizador é condensado para ser reaproveitado como

água de reúso. A suspensão emanada do cristalizador é filtrada para a retirada dos cristais, uma parte do filtrado é purgada, para controlar o acúmulo de substâncias que não são evaporadas nem cristalizadas que podem trazer problemas para o processo como, por exemplo, algumas substâncias orgânicas. O restante do eletrólito concentrado é reciclado à corrente de alimentação do sistema para minimizar as perdas.

MODELO CONSTRUÍDO

A principal consideração para a modelagem do processo é a de que no cristalizador as fases líquida, sólida e vapor estão em equilíbrio termodinâmico. Rigorosamente, não é isso que acontece, pois é justamente a supersaturação - isto é, a diferença entre a concentração real e a concentração no equilíbrio - a força motriz do processo de formação dos cristais. No entanto, do ponto de vista quantitativo, essa diferença de concentrações é muito pequena quando comparada com as concentrações em si, de modo que, para os cálculos de rendimento e consumo energético, esta consideração é bastante razoável.

Os valores exatos de supersaturação na condição de operação do sistema seriam importantes para se estudar a cinética de formação dos cristais e se avaliar parâmetros como tamanho de grão, distribuição de tamanho de grão, tendência à incrustação, etc. Maiores informações a esse respeito provavelmente serão levantadas experimentalmente, mas não fizeram parte do escopo desta modelagem.

EQUILÍBRIO TERMODINÂMICO

Foi modelado o equilíbrio de sistemas multicomponentes com composição total conhecida. Os sistemas multicomponentes estudados consistiam em soluções eletrolíticas, onde estavam presentes íons, complexos e sólidos dissolvidos. Soluções eletrolíticas possuem dois tipos de equilíbrio que devem ser considerados: equilíbrio de fases e equilíbrio químico. A condição necessária para o equilíbrio de fases é que, à mesma temperatura e pressão, o potencial químico de qualquer espécie (μ_i) em uma fase seja igual ao potencial químico da mesma espécie em outra fase. Para o equilíbrio químico em uma fase em particular, a condição de equilíbrio é a mesma que a para uma reação química, ou seja, a velocidade da reação direta é igual à velocidade da reação inversa (Anderko, Wang e Rafal, 2002;

Zemaitis *et al.*, 1986). Para a modelagem do equilíbrio é mais conveniente descrever os potenciais químicos das espécies em uma solução eletrolítica em termos da sua atividade (α_i):

$$\mu_i(T) = \mu_i^0(T) + RT \ln(\alpha_i)$$

e a atividade pode ser obtida multiplicando o coeficiente de atividade (γ_i) pela concentração molar do componente na solução (x_i):

$$\alpha_i = \gamma_i \cdot x_i$$

Para uma solução com composição conhecida x_i , um modelo termodinâmico adequado fornece γ_i e, a partir das equações acima o potencial químico da solução pode ser determinado.

A presença de espécies eletrolíticas na fase aquosa determina o coeficiente de atividade dos compostos em solução, devido às fortes interações que os compostos eletrolíticos têm com as moléculas polares, como a água. Ao longo dos anos, diversos modelos foram desenvolvidos para representar o comportamento termodinâmico de soluções eletrolíticas, dentre eles se destacam o modelo de Debye-Hückel, aplicável para soluções com força iônica menor ou igual a 0,1 M, o modelo de Pitzer e modelos de equação de estado, que permitem descrever o equilíbrio também de soluções concentradas (Anderko, Wang e Rafal, 2002; Zemaitis *et al.*, 1986).

Devido à complexidade do sistema de eletrólitos aquosos em questão, foi empregado o aplicativo OLI, da empresa OLI Systems, para modelagem termodinâmica. Tal pacote baseia-se na equação de estado de Helgeson modificada para predição das propriedades termodinâmicas das espécies iônicas em água, na abordagem de Bromley-Zemaitis para predição das propriedades termodinâmicas de excesso necessárias ao cálculo dos coeficientes de atividade das espécies iônicas em água, na formulação de Pitzer e Setschenow para predição das propriedades termodinâmicas de excesso das espécies moleculares em água, e utiliza uma equação de estado SRK modificada para predição do equilíbrio líquido-vapor de espécies não-aquosas (caso de orgânicos pouco solúveis). Assim, solubilidades, temperaturas de ebulição e congelamento, pontos de precipitação das espécies

sólidas formadas (cristais) etc., puderam ser previstas com o maior grau de acuidade possível.

RESULTADO DA SIMULAÇÃO

Para se fazer a simulação do processo foi fixada a corrente de alimentação w1 em 50 kg/h,, vazão equivalente à da unidade piloto de Cristalização instalada na Refinaria, e a seguinte composição, mostrada na Tabela 20, obtida experimentalmente a partir de amostras do concentrado salino da unidade piloto de EDR da Refinaria.

Tabela 20 - Composição da corrente de alimentação do sistema

Composição da Corrente de Alimentação w1 (mg/L)	
K ⁺	49,9
Na ⁺	1364,4
Ba ⁺²	1,0
Ca ⁺²	283,2
Mg ⁺²	29,9
Sr ⁺²	6,2
NH ₄ ⁺	54,4
Cl ⁻	1680,7
HCO ₃ ⁻	576,0
PO ₄ ⁻³	5,3
SO ₄ ⁻²	966,8
NO ₃ ⁻	71,2
SiO ₂	14,0
H ₂ O	990769,0

Além disso, foi fixada também a temperatura no cristalizador, em 80°C, e o grau de evaporação no cristalizador – que representa a porcentagem da água presente na corrente de alimentação, w1, que sai do processo na forma de vapor, na corrente w6 – em 99,6%. Dessa forma, foram obtidas as saídas do processo, conforme indicadas na Tabela 21.

Tabela 21 - Resultados da simulação do processo de cristalização evaporativa

RESULTADOS SIMULAÇÃO							
Sólido (w8)		Correntes de Saída				Outras Saídas do Modelo	
		Líquido - Purga (w10)		Vapor (w6)			
<i>Vazão (kg/h)</i>	0,1391	<i>Vazão (kg/h)</i>	0,3104	<i>Vazão (kg/h)</i>	49,5505	<i>Potência de Aquecimento</i>	
<i>Composição</i>		<i>Composição</i>		<i>Composição</i>		<i>Q (kcal/h)</i>	29.394,6
<i>Espécie</i>	<i>% mássica</i>	<i>espécie</i>	<i>% mássica</i>	<i>espécie</i>	<i>% mássica</i>	<i>Pressão no Cristalizador</i>	
NaCl	42,06%	H ₂ O	68,95%	H ₂ O	99,97%	<i>Perist (bar)</i>	0,345
Na ₂ SO ₄	24,11%	Na ⁺	10,94%	CO ₂	0,028%	<i>% de sólido recuperado</i>	
CaSO ₄	18,70%	Cl ⁻	15,73%	NH ₃	0,007%	<i>Rsol</i>	54,4%
CaCO ₃	11,38%	SO ₄ ⁻²	1,918%				
Mg(OH) ₂	2,574%	K ⁺	0,730%				
SrSO ₄	0,464%	NO ₃ ⁻	0,629%				
SiO ₂	0,349%	SiO ₂	0,008%				
Ca ₁₀ (PO ₄) ₆ (OH) ₂	0,292%	Ca ⁺²	0,010%				
BaSO ₄	0,065%	Mg ⁺²	0,001%				
		NH ₄ ⁺	<0,001%				
		Sr ⁺²	<0,001%				
		HCO ₃ ⁻	<0,001%				
		Ba ⁺²	<0,001%				
		PO ₄ ⁻³	<0,001%				

Observa-se na Tabela 21 que a vazão de purga (w10) é realmente muito menor do que a vazão da água de reúso (w6) e que o vapor gerado apresenta elevado grau de pureza, mesmo antes de passar pelo condensador. Destaca-se ainda, que a potência de aquecimento indicada corresponde a um processo em um único estágio. Para se estimar o consumo energético do processo em escala industrial, considerou-se um processo em cinco estágios e a potência necessária para o aquecimento, dessa forma, seria cinco vezes menor, ou seja, 5878,9 kcal/h.

Os resultados gerados nessa abordagem foram então utilizados para se fazer a avaliação de desempenho ambiental do processo de cristalização.

APÊNDICEB – Inventário de Ciclo de Vida (ICV)

Tabela 22 – Inventário do processo elementar de tratamento de água bruta (ETA).

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produtos¹</i>		
ETA Water*, at plant/BR U	1	kg
ETA Water*, fire fighting/BR U	0,02257	kg
<i>Entradas</i>		
Water, river	1,0496	L
Electricity, medium voltage, at grid 2013/BR U	0,00036282	kWh
Chlorine, liquid, production mix, at plant/BR U	9,303E-08	kg
Hydrogen peroxide, 50% in H ₂ O, at plant/BR U	8,187E-07	kg
Ozone, liquid, at plant/BR U	0,000003101	kg
Charcoal, at plant/BR U	0,000003879	kg
Aluminiumsulphate, powder, at plant/BR U	0,000005888	kg
Pump station/CH/I U	1,9135E-11	p
Water storage/CH/I U	1,9135E-11	p
Water works/CH/I U	1,1077E-11	p
<i>Emissão para o ar</i>		
Heat, waste	0,001306	MJ
<i>Emissões para a água</i>		
Aluminium	1,2046E-06	kg
Chlorine	9,303E-08	kg
Chloride	4,6843E-06	kg
<i>Rejeitos para tratamento²</i>		

Treatment, sewage, unpolluted, to wastewater treatment/BR 0,02703 L

¹ Para a modelagem deste processo elementar, foram admitidas as seguintes premissas:

- a) o Modelo lógico desenvolvido neste estudo considera uma perda na ETA de 2,19% do volume captado de água bruta. Assim sendo, admitiu-se que os consumos e gerações para 1,05kg água bruta/kg Al seriam proporcionais àqueles, seus homólogos, para 1,12866kg água bruta indicados na base "Tapwater, atuser/kg/RER" desde a qual este ICV foi adaptado;
- b) para efeito desta análise, toda a água captada será tratada na ETA antes de ser utilizada. Na refinaria a água para combate a incêndio recebe apenas uma cloração antes de ser armazenada;
- c) considerou-se uma perda de 2,19% de água na Estação de Tratamento de Água (ETA) em função de seu tratamento e adequação a padrões de consumo em planta industrial. Os dados foram obtidos de literatura: $[P = (0.023/(1.05))*100\% = 2,19\%]$;
- d) considerou-se, para efeito de cálculo, a densidade da água como 1,0 t/m³;
- e) a alocação de cargas ambientais realizada por critério mássico.

²Admitiu-se que a água perdida no processo seria encaminhada a ETE, para tratamento e adequação de padrões de qualidade, antes de ser disposta em corpo receptor (Sperling, Von, 2009).

Tabela 23 – Inventário do processo elementar de fracionamento da corrente de água tratada proveniente da ETA.

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produtos¹</i>		
Water for heating system*, at splitter/BR U	0,307	kg
Water for cooling tower*, at splitter/BR U	0,5126	kg
Water for chemicals*, at splitter/BR U	0,0902	kg
Water for cleaning services*, at splitter/BR U	0,0902	kg
<i>Entrada</i>		
ETA Water*, at transportation/BR	1	kg

¹ Como premissa, a alocação das cargas ambientais entre os coprodutos foi feita segundo o critério mássico

Tabela 24 – Inventário do processo elementar de transporte de água em tubulação.

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produto</i>		
Transport, water pipeline/BR U	1	tkm
<i>Entradas</i>		
Electricity, medium voltage, at grid 2013/BR U	0,02	kWh
Pipeline, crude oil, onshore/RER/I U	9,46E-09	km

Tabela 25 – Inventário do processo elementar de transporte de água entre a Estação de Tratamento de Água (ETA) e a unidade de preparação de produtos químicos.

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produto</i>		
Water for chemicals*, at transportation/BR	1	kg
<i>Entradas¹</i>		
Transport, water pipeline/BR U	0,00025	tkm
Water for chemicals*, at splitter/BR U	1	kg

¹ Para a modelagem do transporte de água, admitiu-se que uma distância de 250m entre a ETA e a unidade de preparação de produtos químicos.

Tabela 26– Inventário do processo elementar de transporte de água para serviços de limpeza entre a Estação de Tratamento de Água (ETA) e as unidades de refino de petróleo.

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produto</i>		
Water for cleaning services*, at transportation/BR	1	kg
<i>Entradas¹</i>		
Transport, water pipeline/BR U	0,0002	tkm
Water for cleaning services*, at splitter/BR U	1	kg

¹ Para a modelagem do transporte da água para os serviços de limpeza, admitiu-se que uma distância de 200m entre a ETA e as unidades de refino de petróleo.

Tabela 27 – Inventário do processo elementar de transporte de água desde a Estação de Tratamento de Água (ETA) até a torre de resfriamento.

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produto</i>		
Water for cooling tower*, at transportation/BR	1	kg
<i>Entradas¹</i>		
Transport, water pipeline/BR U	0,0001	tkm
Water for cooling tower*, at splitter/BR U	1	kg

¹ Para a modelagem do transporte da água, admitiu-se que uma distância de 100m entre a ETA e a torre de resfriamento.

Tabela 28 – Inventário do processo elementar de transporte de água desde a Estação de Tratamento de Água (ETA) até a Estação de Tratamento de Água para a Caldeira (ETAC).

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produto</i>		
Water for heating system*, at transportation/BR	1	kg
<i>Entradas¹</i>		
Transport, water pipeline/BR U	0,0002	tkm
Water for heating system*, at splitter/BR U	1	kg

¹ Para a modelagem do transporte da água, admitiu-se que uma distância de 200m entre a ETA e ETAC.

Tabela 29 – Inventário do processo elementar de transporte de água entre a Estação de Tratamento de Água (ETA) e as unidades consumidoras que constituem o Refino de Petróleo.

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produto</i>		
ETA Water*, at transportation/BR	1	kg
<i>Entradas¹</i>		
Transport, water pipeline/BR U	0,0005	tkm
ETA Water*, at plant/BR U	1	kg

¹Para a modelagem do transporte de água, admitiu-se que uma distância de 500m entre a ETA e as unidades que constituem o Refino de Petróleo.

Tabela 30– Inventário do processo elementar de produção de hidróxido de sódio segundo a tecnologia de células de mercúrio.

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produto</i>		
Sodium hydroxide, mercury cell, at plant/BR	1	kg
<i>Entradas¹</i>		
Water, unspecified natural origin/m3	0,00087938	m3
Water, cooling, unspecified natural origin/m3	0,046283	m3
sulphite	0,000046283	kg
hydrochloricacid (30%vv H2O)	0,011571	kg
Calciumchloride	0,0082384	kg
Baryte, in ground	0,0016199	kg
Sodiumchloride, in ground	0,80996	kg
Mercury, in ground	3,1241E-06	kg
sodapowder	0,0053226	kg
Electricity, medium voltage, at grid 2013/BR U	1,650477	kWh
Chemical plant, organics/RER/I U	1,8513E-10	p
<i>Emissões para o ar</i>		
Heat, waste	5,9242	MJ
Hydrogen	0,00025456	kg
Chlorine	3,7027E-06	kg
Carbondioxide, fossil	0,0014348	kg
Mercury	5,3226E-07	kg
<i>Emissões para a água</i>		
Chlorate	0,00097195	kg
Bromate	0,00012728	kg

Chloride	0,0069425	kg
Chlorinatedsolvents, unspecified	2,777E-07	kg
Sulfate	0,0036564	kg
Mercury	1,5273E-07	kg

Rejeitos para tratamento

Disposal, sludge, NaCl electrolysis Hg, 0% water, to residual material landfill/CH U	0,0070813	kg
Disposal, spent activated carbon with mercury, 0% water, to underground deposit/DE U	0,00013422	kg

¹ Todos os recursos materiais utilizados para a produção de NaOH pela tecnologia de células de mercúrio foram considerados como recursos naturais, como premissa do estudo.

Tabela 31– Inventário do processo elementar de produção de hidróxido de sódio segundo a tecnologia de diafragmas.

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produto</i>		
Sodium hydroxide, diaphragm cell, at plant/BR	1	kg
<i>Entradas¹</i>		
Water, unspecified natural origin/m3	0,00087938	m3
Water, cooling, unspecified natural origin/m3	0,13422	m3
hydrochloricacid (30%vv H2O)	0,011571	kg
Sodiumchloride, in ground	0,80996	kg
asbestos, crystalitetype	0,000092566	kg
sodapowder	0,0053226	kg
Baryte, in ground	0,0016199	kg
Calciumchloride	0,0082384	kg

sulphite	0,000046283	kg
Sodium hydroxide, 50%vv H2O, production mix*, at plant/BR	0,00092566	kg
Chemical plant, organics/RER/I U	1,8513E-10	p
Electricity, medium voltage, at grid 2013/BR U	1,9066	kWh
<i>Emissões para o ar</i>		
Hydrogen	0,00025456	kg
Chlorine	3,7027E-06	kg
Carbondioxide, fossil	0,0014348	kg
Particulates, < 2.5 um	1,8513E-11	kg
Heat, waste	6,8701	MJ
<i>Emissões para a água</i>		
Chlorate	0,00097195	kg
Bromate	0,00012728	kg
Chloride	0,0069425	kg
Chlorinatedsolvents, unspecified	2,777E-07	kg
Sulfate	0,0036564	kg
Solids, inorganic	9,6732E-06	kg
<i>Rejeitos para tratamento</i>		
Disposal, sludge, NaCl electrolysis, 0% water, to residual material landfill/CH U	0,0070813	kg
Disposal, hazardous waste, 0% water, to underground deposit/DE U	0,000046283	kg

¹ Todos os recursos materiais utilizados para a produção de NaOH pela tecnologia de diafragmas foram considerados como recursos naturais, como premissa do estudo.

Tabela 32– Inventário do processo elementar de produção de hidróxido de sódio segundo a tecnologia de membranas.

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produto</i>		
Sodium hydroxide, membrane cell, at plant/BR	1	kg
<i>Entradas¹</i>		
Water, unspecified natural origin/m3	0,00087938	m3
Water, cooling, unspecified natural origin/m3	0,046283	m3
sulphite	0,000046283	kg
sodapowder	0,0053226	kg
Sodiumchloride, in ground	0,80996	kg
Baryte, in ground	0,0016199	kg
Calciumchloride	0,0082384	kg
hydrochloricacid (30%vv H2O)	0,011571	kg
Sodium hydroxide, 50%vv H2O, production mix*, at plant/BR	0,019439	kg
Chemical plant, organics/RER/I U	1,8513E-10	p
Electricity, medium voltage, at grid 2013/BR U	1,4506	kWh
<i>Emissões para o ar</i>		
Hydrogen	0,00025456	kg
Chlorine	3,7027E-06	kg
Carbondioxide, fossil	0,0014348	kg
Heat, waste	5,226	MJ
<i>Emissões para a água</i>		
Chlorate	0,00097195	kg
Bromate	0,00012728	kg
Chloride	0,0069425	kg

Chlorinated solvents, unspecified	2,777E-07	kg
Sulfate	0,0036564	kg
<i>Rejeitos para tratamento</i>		
Disposal, sludge, NaCl electrolysis, 0% water, to residual material landfill/CH U	0,0070813	kg
Disposal, paper, 11.2% water, to sanitary landfill/CH U	0,0002777	kg

¹ Todos os recursos materiais utilizados para a produção de NaOH pela tecnologia de membranas foram considerados como recursos naturais, como premissa do estudo.

Tabela 33– Inventário da matriz de fornecimento de hidróxido de sódio.

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produto</i>		
Sodium hydroxide, 50%vv H ₂ O, production mix, at plant/BR	1	kg
<i>Entradas</i>		
Sodium hydroxide (50%vv H ₂ O) mercury cell, at plant - BR	0,254	kg
Sodium hydroxide (50%vv H ₂ O) diaphragm cell, at plant - BR	0,707	kg
Sodium hydroxide (50%vv H ₂ O) membrane cell, at plant - BR	0,039	kg

Tabela 34– Inventário do processo elementar de transporte de hidróxido de sódio entre a unidade produtora deste insumo e a Estação de Tratamento de Efluentes (ETE).

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produto</i>		
Sodiumhydroxide, 50%vv H2O*, attransportation/BR	1	kg
<i>Entradas¹</i>		
Transport, lorry 16-32t, EURO4/RER U	0,025	tkm
Sodium hydroxide, 50%vv H2O, production mix*, at plant/BR	1	kg

¹ Para a modelagem do transporte de hidróxido de sódio, admitiu-se que uma distância de 25km entre a unidade de produção de NaOH e a ETE.

Tabela 35– Inventário do processo elementar de mistura das correntes de alimentação do processo de produção de água deionizada.

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produto</i>		
Water for deionising system*, at mixer/BR U	1	kg
<i>Entradas¹</i>		
Water for heating system*, at transportation/BR	1	kg
Reuse from EDR to boiler*, at transportation/BR	0	kg

¹ Os dados exemplificados acima referem-se ao Cenário 1.

Tabela 36– Inventário do processo elementar de transporte de água de reúso entre a unidade EDR da Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) e a Estação de Tratamento de Água para a Caldeira (ETAC).

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produto</i>		
Reuse from EDR to boiler*, at transportation/BR	1	kg
<i>Entradas¹</i>		
Transport, water pipeline/BR U	0,0005	tkm
Reuse from EDR*, to boiler/BR U	1	kg

¹ Para a modelagem do transporte de água, admitiu-se que uma distância de 500m entre a ETE e a ETAC.

Tabela 37– Inventário do processo elementar de mistura das correntes de alimentação do processo de produção de vapor.

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produto</i>		
Water for steam production*, at mixer/BR U	1	kg
<i>Entradas¹</i>		
ETAC Water*, at transportation/BR	1	kg
Reuse from crystallization to boiler*, at transportation/BR	0	kg

¹ Os dados exemplificados acima referem-se ao Cenário 1.

Tabela 38– Inventário do processo elementar de transporte de água para produção de vapor desde a Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) até a Estação de Tratamento de Água para a Caldeira (ETAC).

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produto</i>		
Water for steam production*, at transportation/BR	1	kg
<i>Entradas</i> ¹		
Transport, water pipeline/BR U	0,00002	tkm
Water for steam production*, at mixer/BR U	1	kg

¹ Para a modelagem do transporte da água para produção de vapor, admitiu-se que uma distância de 20m entre a ETE e a ETAC.

Tabela 39– Inventário do processo elementar de transporte de água entre a Estação de Tratamento de Água para a Caldeira (ETAC) e as unidades consumidoras.

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produto</i>		
ETAC Water*, at transportation/BR	1	kg
<i>Entradas</i> ¹		
Transport, water pipeline/BR U	0,0002	tkm
ETAC Water*, deionised, at plant/BR U	1	kg

¹Para a modelagem do transporte de água, admitiu-se que uma distância de 200m entre a ETAC e as unidades consumidoras.

Tabela 40– Inventário do processo elementar de transporte de água de reúso entre a unidade de cristalização da Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) e a Estação de Tratamento de Água para a Caldeira (ETAC).

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produto</i>		
Reuse from crystallization to boiler*, at transportation/BR	1	kg
<i>Entradas¹</i>		
Transport, water pipeline/BR U	0,0005	tkm
Reuse from crystallization*, to boiler/BR U	1	kg

¹ Para a modelagem do transporte de água, admitiu-se que uma distância de 500m entre a ETE e a ETAC.

Tabela 41– Inventário do processo elementar de distribuição de gás natural.

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produto</i>		
Natural gas*, high pressure, at consumer/BR U	1	MJ
<i>Entradas</i>		
Natural gas*, burned in industrial furnace >100kW/BR U	0,00167	MJ
Electricity, medium voltage, at grid 2013/BR U	0,000072	kWh
Natural Gas - BR	0,0272	m3
Pipeline, natural gas, high pressure distribution network/RER/I U	7,88E-10	km
Transport, natural gas, pipeline, long distance/RER U	0,00963	tkm
<i>Emissões para o ar</i>		
Methane, fossil	0,0000109	kg
Ethane	0,000000403	kg
Propane	0,000000093	kg

Butane	0,000000031	kg
Carbondioxide, fossil	0,000000093	kg
NMVOC, non-methane volatile organic compounds, unspecified origin	1,55E-08	kg
Mercury	1,55E-14	kg
Heat, waste	0,000259	MJ

Tabela 42– Inventário do processo elementar de combustão de gás natural em caldeira.

<i>Entradas/Saídas</i> ¹	Quantidade	Unidade
<i>Produto</i>		
Natural gas*, burned in industrial furnace >100kW/BR U	1	MJ
<i>Entradas</i> ²		
Natural gas*, high pressure, at consumer/BR U	0	MJ
Electricity, medium voltage, at grid 2013/BR U	0,00111	kWh
Industrial furnace, natural gas/RER/I U	2,8E-09	p
<i>Emissões para o ar</i> ³		
Heat, waste	0,32769	MJ
Acetaldehyde	2,979E-10	kg
Benzo(a)pyrene	2,979E-12	kg
Benzene	1,1916E-07	kg
Butane	2,0853E-07	kg
Methane, fossil	5,958E-07	kg
Carbonmonoxide, fossil	6,2559E-07	kg

Carbondioxide, fossil	0,0166824	kg
Aceticacid	4,4685E-08	kg
Formaldehyde	2,979E-08	kg
Mercury	8,937E-12	kg
Dinitrogenmonoxide	2,979E-08	kg
Nitrogenoxides	0,000005332	kg
PAH, polycyclicaromatichydrocarbons	2,979E-09	kg
Particulates, < 2.5 um	5,958E-08	kg
Pentane	3,5748E-07	kg
Propane	5,958E-08	kg
Propionicacid	5,958E-09	kg
Sulfurdioxide	1,63845E-07	kg
Dioxin, 2,3,7,8 Tetrachlorodibenzo-p-	8,937E-18	kg
Toluene	5,958E-08	kg

¹Como premissa geral, admite-se que a queima do gás natural na caldeira se presta a dois objetivos, quais sejam: a) fornecimento de energia para que a água cumpra a sua função em termos de carregamento de energia; b) o fornecimento, em si, de energia para o processo de refino de petróleo. Assim, as emissões atmosféricas decorrentes desta queima deveriam ser distribuídas entre ambos propósitos.

A maneira mais rigorosa encontrada para efetuar esta repartição consistiu da aplicação de critério termodinâmico baseado no conceito de destruição exérgica. Ao gás natural alimentado à caldeira está associada certa quantidade de exérgia. Desta, parte é destruída em decorrência da irreversibilidade da combustão, parte em decorrência das transferências de calor para a água e, na sequência, desta para o processo. Muito embora em todas as transformações antes listadas ocorra destruição de exérgia, uma parcela muito significativa desta é transferida para o refino de petróleo.

Assim, à água deve ser atribuída apenas uma fração da exérgia associada ao gás natural. Esta corresponde à destruição exérgica ocorrida nos processos de transferência de calor em que a água está envolvida; quais sejam: transformação de água líquida subresfriada em vapor superaquecido; transporte deste vapor da caldeira até o processo de refino; condensação do vapor até líquido subresfriado; e transporte deste fluido até a alimentação da caldeira, fechando o ciclo de uso.

Portanto, as emissões atmosféricas geradas da queima do gás natural e que devem ser atribuídas à água são proporcionais apenas a esta fração de exérgia.

Os valores referentes a essas emissões aparecem indicados no presente ICV.

² Foram desconsideradas, para efeito desta modelagem, as cargas ambientais da produção e do transporte de gás natural.

³ Foram consideradas, para efeito desta modelagem, as cargas ambientais da conversão de gás natural em energia térmica. Ao tomar-se esta decisão, entende-se que seja adequado atribuir à água as emissões atmosféricas da conversão de gás natural em energia, sem a qual o objetivo a que se propõe a água no presente processo – de carregar e distribuir energia térmica para que seja levado a cabo o refino de petróleo – não seria alcançado

Tabela 43– Inventário do processo elementar de tratamento de água para a caldeira (ETAC).

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produtos¹</i>		
ETAC Water*, deionised, at plant/BR U	1	kg
Wastewater ETAC*, for neutralization/BR U	0,0038	kg
<i>Entradas</i>		
Water for deionising system*, at mixer/BR U	1,0038	kg
Hydrochloric acid, at plant/BR U	0,000217	kg
Sodium hydroxide, 50% in H ₂ O, production mix, at plant - BR	0,0001085	kg
Electricity, medium voltage, at grid 2013/BR U	0,000407	kWh
Water treatment plant, deionisation/CH/I U	8,14E-11	p
<i>Emissões para o ar</i>		
Heat, waste	0,001465	MJ
Carbondioxide, biogenic	0,000208	kg
<i>Emissões para a água</i>		
Chloride	0,000208	kg
Sodium, ion	0,0000633	kg

¹ Para a modelagem deste processo elementar, foram admitidas as seguintes premissas:

- estimou-se uma perda de 3,79% de água na Estação de Tratamento de Água (ETA) em função de seu tratamento e adequação a padrões de consumo em planta industrial. Os dados foram obtidos de literatura (Sperling, Von, 2007) [$P = (0.0038/(1.0038)) * 100\% = 3,79\%$];
- admitiu-se que a água perdida no processo seria encaminhada a ETE para tratamento e adequação de padrões de qualidade, antes de ser disposta em corpo receptor (Sperling, Von, 2009);
- como já mencionado, o modelo desenvolvido neste estudo considera uma perda na ETAC de 3,8% do volume de água industrial a tratar. Assim sendo, admitiu-se os consumos e gerações para 1,0038kg Al/kg AC seriam proporcionais àqueles, seus homólogos, para 1,11kg Al indicados na base "water, deionised, at plant/kg/CH" desde a qual este ICV foi adaptado;
- a alocação de cargas ambientais realizada por critério mássico;
- considerou-se, para efeito de cálculo, a densidade da água como 1,0 t/m³.

Tabela 44– Inventário do processo elementar de produção de vapor.

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produtos</i> ¹		
Steam*, for petrochemical processes, at plant/BR	1	kg
Wastewater from boiler*, to cooling tower/ BR	0,024	kg
<i>Entradas</i> ²		
Water for steam production*, at transportation/BR	0,733	kg
Condensate recycling*, at transportation/BR	0,291	kg
Natural gas*, burned in industrial furnace >100kW/BR U	2,825	MJ

¹Para a modelagem dos produtos, foram consideradas as seguintes premissas:

- admite-se uma perda de 2,34% da quantidade de água administrada à caldeira. Assim sendo, admitiu-se os consumos e gerações para 1,024kg (água deionizada + condensado recuperado)/kg vapor produzido;
- considerou-se, para efeito de cálculo, a densidade da água como 1,0 t/m³;
- a alocação das cargas ambientais foi realizada segundo o critério mássico.

²Adaptou-se do banco de dados Ecoinvent o consumo de energia para produção de vapor. Naquela situação, são necessários 3,228MJ para a produção de 1kg vapor. Por outro lado, são consumidos na mesma operação 1,17kg de água deionizada.

Par o caso presente, admitiu-se que a relação energia/água deionizada se manteria constante e assim, o valor apontado para este último consumo foi obtido de: $E = 1,024 * 3,228 / 1,17 = 2,825 \text{ MJ}$

Tabela 45– Inventário do processo elementar de transporte do efluente da Estação de Tratamento de Água para Caldeira (ETAC) até a Estação de Tratamento de Efluentes (ETE).

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produto</i>		
Wastewater ETAC for neutralization*, at transportation/BR	1	kg
<i>Entradas¹</i>		
Transport, water pipeline/BR U	0,0005	tkm
Wastewater ETAC*, for neutralization/BR U	1	kg

¹ Para a modelagem do transporte de efluente, admitiu-se que uma distância de 500m entre a ETAC e a ETE.

Tabela 46– Inventário do processo elementar de neutralização do efluente líquido proveniente da ETAC.

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produto</i>		
Wastewaterfromneutralization*/BR	1	kg
<i>Entradas¹</i>		
Wastewater ETAC for neutralization*, at transportation/BR	0,99997472	kg
Sodiumhydroxide, 50%vv H2O*, attransportation/BR	0,00002528	kg

¹ Admitiu-se, como premissa, que o efluente líquido que deixa a ETAC apresenta índice de acidez pH de 3,50. Neste contexto, a concentração de íons hidrogênio será de $3,16E-4$ g/L. Além disso, admitiu-se que a neutralização destes íons hidrogênio ocorre por contato direto e equimolar com íons hidroxila.

Neste contexto, admitindo-se que a densidade da solução de NaOH a 50%vv seja de 1,00 kg/L, o consumo estimado de NaOH será de 0,01264 g/kg. Portanto, considerando-se que a solução tem concentração de 50%vv e partindo-se da premissa de que a densidade do NaOH pura também seja 1,00 kg/L, haverá um aporte de matéria correspondente a 0,02528 g/kg.

Tabela 47– Inventário do processo elementar de transporte de efluentes entre a caldeira e a Estação de Tratamento de Efluentes (ETE).

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produto</i>		
Wastewater from boiler*, at transportation/BR	1	kg
<i>Entradas¹</i>		
Transport, water pipeline/BR U	0,0005	tkm
Wastewater from boiler*, to cooling tower/ BR	1	kg

¹ Para a modelagem do transporte de efluente, admitiu-se que uma distância de 500m entre a caldeira e a ETE.

Tabela 48– Inventário do processo elementar de mistura das correntes de alimentação de água de make-up para a torre de resfriamento.

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produto</i>		
Water of make-up, for cooling tower*/BR	1	kg
<i>Entradas¹</i>		
Water for cooling tower*, at transportation/BR	1	kg
Reuse from crystallization to cooling tower*, at transportation/BR	0	kg
Reuse from EDR to cooling tower*, at transportation/BR	0	kg

¹ Os dados exemplificados acima referem-se ao Cenário 1.

Tabela 49– Inventário do processo elementar de transporte de água de reúso entre a unidade de cristalização da Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) e a torre de resfriamento.

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produto</i>		
Reuse from crystallization to cooling tower*, at transportation/BR	1	kg
<i>Entradas¹</i>		
Transport, water pipeline/BR U	0,0005	tkm
Reuse from crystallization*, to cooling tower/BR U	1	kg

¹ Para a modelagem do transporte de água, admitiu-se que uma distância de 500m entre a ETE e a torre de resfriamento.

Tabela 50– Inventário do processo elementar de transporte de água de reúso entre a unidade EDR da Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) e a torre de resfriamento.

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produto</i>		
Reuse from EDR to cooling tower*, at transportation/BR	1	kg
<i>Entradas¹</i>		
Transport, water pipeline/BR U	0,0005	tkm
Reuse from EDR*, to cooling tower/BR U	1	kg

¹ Para a modelagem do transporte de água, admitiu-se que uma distância de 500m entre a ETE e a torre de resfriamento.

Tabela 51– Inventário do processo elementar de transporte de água de make-up desde a Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) até a torre de resfriamento.

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produto</i>		
Water of make-up for cooling tower*, at transportation/BR	1	kg
<i>Entradas</i> ¹		
Transport, water pipeline/BR U	0,0005	tkm
Water of make-up, for cooling tower*/BR	1	kg

¹ Para a modelagem do transporte da água de make-up da torre de resfriamento, admitiu-se uma distância de 500m entre a ETE e a torre de resfriamento.

Tabela 52– Inventário do processo elementar de resfriamento de água.

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produtos</i> ¹		
Water for refining, at cooling tower*/BR	1	kg
Wastewater from cooling tower*/BR	0,003	kg
<i>Entradas</i>		
Water of make-up for cooling tower*, at transportation/BR	0,016	kg
Water recycling for cooling tower*, at transportation/BR	1	kg
<i>Emissões para o ar</i>		
Water	0,013	kg

¹ Como premissa, a alocação das cargas ambientais foi feita por critério mássico.

Tabela 53– Inventário do processo elementar de transporte de água de resfriamento desde a torre de resfriamento até as unidades de refino de petróleo.

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produto</i>		
Water for refining from cooling tower*, at transportation/BR	1	kg
<i>Entradas¹</i>		
Transport, water pipeline/BR U	0,00025	tkm
Water for refining*, at cooling tower/BR	1	kg

¹ Para a modelagem do transporte da água de resfriamento, admitiu-se que uma distância de 250m entre a torre de resfriamento e as unidades de refino de petróleo.

Tabela 54– Inventário do processo elementar de transporte dos efluentes da torre de resfriamento até a Estação de Tratamento de Efluentes (ETE).

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produto</i>		
Wastewater from cooling tower*, at transportation/BR	1	kg
<i>Entradas¹</i>		
Transport, water pipeline/BR U	0,0005	tkm
Wastewater from cooling tower*/BR	1	kg

¹ Para a modelagem do transporte de efluentes, admitiu-se que uma distância de 500m entre a torre de resfriamento e a ETE.

Tabela 55– Inventário do processo elementar de refino de petróleo.

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produtos¹</i>		
Crude oil derivatives*, from refining/BR	1	L
Condensate recycling to boiler*, from process/BR	0,10757	kg
Wastewaterfromrefining*/BR	0,18307	kg
Wastewater from cleaning services*/BR	0,08	kg
Water recycling*, for cooling tower/BR	28,4	kg
<i>Entradas²</i>		
Crudepetroleum, natural gas etc., extracted for use	0,82	kg
Steam*, for petrochemical processes, at plant/BR	0,3697	kg
Water for refining from cooling tower*, at transportation/BR	28,4	kg
Water for chemicals*, at transportation/BR	0,08	kg
Water for cleaning services*, at transportation/BR	0,08	kg
<i>Emissões para o ar³</i>		
Water	0,15906	kg

¹Para a modelagem dos produtos deste processo elementar foram consideradas as seguintes premissas:

- admitiu-se uma perda de 2,4% de óleo cru alimentado ao processo por conta do processo de refino;
- a alocação foi realizada por critério mássico. Entretanto, foram incluídas nesse procedimento apenas as cargas ambientais associadas a água de processo, em suas mais variadas formas;
- quantidade estimada de condensado gerado no refino de 1000m³/h de óleo cru: 107,57m³;
- quantidade estimada de efluente gerado no refino de 1000m³/h de óleo cru: 183,07m³;
- geração estimada de efluente de limpeza no refino de 1000m³/h de óleo cru: 80,00m³;
- quantidade estimada de água de retorno para a torre de resfriamento gerada no refino de 1000m³/h de óleo cru: 28400m³.

² Para a modelagem do consumo de insumos deste processo elementar, foram admitidas as seguintes hipóteses:

- a capacidade de processamento diário da refinaria é de 24000m³ de óleo cru, o que projeta 1000m³/h de alimentação deste insumo ao processo. Admitindo uma densidade de 0,82t/m³. A mesma alimentação expressa em base mássica corresponde a 820,0t/h;
- consumo estimado de vapor para o refino de 1000m³/h de óleo cru: 369,70m³;
- contribuição de água da torre de resfriamento para o refino de 1000m³/h de óleo cru: 28400m³;
- consumo estimado de água para produtos químicos usados no refino de 1000m³/h de óleo cru: 80,00m³;
- consumo estimado de água de limpeza no refino de 1000m³/h de óleo cru: 80,00m³.

³ Estimativa da emissão atmosférica de vapor de água gerado em decorrência do refino de 1000m³/h (ou seja, de 820t/h) de óleo cru: 159,06m³.

Tabela 56– Inventário do processo elementar de transporte de condensado entre as unidades de refino de petróleo e a Estação de Tratamento de Água para a Caldeira (ETAC).

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produto</i>		
Condensate recycling*, at transportation/BR	1	kg
<i>Entradas¹</i>		
Transport, water pipeline/BR U	0,00005	tkm
Condensate recycling to boiler*, from process/BR	1	kg

¹Para a modelagem do transporte de condensado, admitiu-se uma distância de 50m entre as unidades de refino de petróleo e a Estação de Tratamento de Água para Caldeira (ETAC).

Tabela 57– Inventário do processo elementar de transporte dos efluentes das unidades de refino de petróleo até a Estação de Tratamento de Efluentes (ETE).

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produto</i>		
Wastewater from refining*, at transportation/BR	1	kg
<i>Entradas¹</i>		
Transport, water pipeline/BR U	0,0005	tkm
Wastewaterfromrefining*/BR	1	kg

¹ Para a modelagem do transporte de efluentes, admitiu-se que uma distância de 500m entre as unidades de refino de petróleo e a ETE.

Tabela 58– Inventário do processo elementar de transporte dos efluentes dos serviços de limpeza desde as unidades que compõem a refinaria até a Estação de Tratamento de Efluentes (ETE).

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produto</i>		
Wastewater from cleaning services*, at transportation/BR	1	kg
<i>Entradas¹</i>		
Transport, water pipeline/BR U	0,0005	tkm
Wastewater from cleaning services*/BR	1	kg

¹ Para a modelagem do transporte de efluentes das atividades de limpeza, admitiu-se que uma distância de 500m entre as unidades que compõem a refinaria e a ETE.

Tabela 59– Inventário do processo elementar de transporte de água de reciclo desde a Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) até a Estação de Tratamento de Água para a Caldeira (ETAC).

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produto</i>		
Water recycling for cooling tower*, at transportation/BR	1	kg
<i>Entradas¹</i>		
Transport, water pipeline/BR U	0,0005	tkm
Water recycling*, for cooling tower/BR	1	kg

¹ Para a modelagem do transporte da água de reciclo, admitiu-se que uma distância de 500m entre a ETE e a ETAC.

Tabela 60– Inventário do processo elementar de mistura das correntes de alimentação do processo de tratamento de efluentes.

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produto</i>		
Effluent, for wastewater treatment*/BR	1	kg
<i>Entradas¹</i>		
Wastewater from boiler*, at transportation/BR	0,025086	kg
Wastewater from cooling tower*, at transportation/BR	0,223286	kg
Wastewater from refining*, at transportation/BR	0,523057	kg
Wastewater from cleaning services*, at transportation/BR	0,228571	kg

¹ Os dados exemplificados acima referem-se ao Cenário 1.

Tabela 61– Inventário do processo elementar de tratamento convencional (Cenário I) dos efluentes.

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produto</i>		
Wasterwater unpolluted*, from treatment/BR	1	m3
<i>Entradas</i>		
Effluent, for wastewater treatment*/BR ¹	1	t
Electricity, medium voltage, at grid 2013/BR U ²	0,3344	kWh
<i>Emissões para a água³</i>		
COD, ChemicalOxygenDemand	61,7	g
Ammonia, as N	3,3	g
Oils, unspecified	5,1	g
Cyanidecompounds	0,03	g
BOD5, BiologicalOxygenDemand	22	g

Phenol	0,03	g
Arsenic	0,03	g
Boron	0,28	g
Cadmium	0,005	g
Lead	0,03	g
Copper	0,03	g
Chromium VI	0,03	g
Chromium III	0,03	g
Tin	0,03	g
Iron, ion	0,03	g
Manganese	0,03	g
Mercury	0,00002	g
Nickel	0,03	g
Selenium	0,01	g
Zinc	0,18	g

¹Os valores de geração de efluentes foram determinados considerando-se que as perdas por evaporação serão compensadas por chuvas sobre o tratamento secundário (que ocorre por meio de lagoa aerada).

² Para a estimativa do consumo de energia elétrica deste processo elementar, foram consideradas as seguintes premissas:

- o valor de consumo de energia elétrica foi determinado considerando-se que a remoção de DBO₅ na Estação de Tratamento de Efluentes fosse de 95%;
- a base de cálculo para a estimativa foi 1m³ de efluentes tratados;
- a DBO₅ na saída foi admitida como 22 mg/L (Machado, 2008). Consequentemente, a DBO₅ na entrada pode ser calculada como 440 mg/L, o que resulta em uma variação da DBO₅ de 418 mg/L durante o tratamento;
- Admitiu-se que a taxa de transferência de oxigênio via aerador foi de 1,30 kg O₂/kWh. Trata-se de um valor conservativo, dado que os aeradores da Estação de Tratamento de Efluentes são antigos;
- Portanto, o consumo de energia elétrica foi estimado como $E = 418\text{gO}_2 * 1,0\text{kWh}/1350\text{gO}_2 = 0,3215\text{kWh}$.

³ Os dados de caracterização do efluente de saída foram obtidos de (Machado, 2008).

Tabela 62– Inventário do processo elementar de mistura das correntes de efluentes a serem lançados no corpo d'água receptor, segundo condições do Cenário 1.

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produto</i>		
Wastewater discharged*, at river/BR	1	t
<i>Entradas</i> ¹		
Wastewater unpolluted*, from treatment/BR	0,99704	m3
Wastewater from neutralization*/BR	0,00296	t

¹ Os dados exemplificados acima referem-se ao Cenário 1.

Tabela 63– Inventário do processo elementar Tratamento Fase 1 dos efluentes, segundo as condições do Cenário 2.

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produtos</i> ¹		
Wastewater concentrated**, from EDR/BR U	0,1583	kg
Reuse from EDR**, to boiler/BR U	0,2737	kg
Reuse from EDR**, to cooling tower/BR U	0,4569	kg
<i>Entradas</i>		
Wastewater unpolluted**, at transportation/BR ²	1	kg
Electricity, medium voltage, at grid 2013/BR U ³	0,00122055	kWh
<i>Rejeitos para tratamento</i> ⁴		
Treatment, sewage, unpolluted, to wastewater treatment/BR	0,1111	L

¹ A alocação das cargas ambientais foi feita segundo o critério mássico.

²Definiu-se que o conjunto que constitui o Tratamento Fase 1 – composto por decantador lamelar (Actflo) e pela unidade de Eletrodialise Reversa (EDR) – terá uma eficiência de 80% em termos de adequação do efluente, de maneira que este possa ser recuperado na entrada da ETAC. Desta forma, o restante do efluente,

correspondente aos demais 20%, será lançado no corpo d'água receptor.

Para que ocorra tal tratamento, considerou-se apenas o consumo de energia elétrica na EDR e no Actflo, por serem estas as parcelas mais significantes em termos de contribuição como aspectos ambientais para o sistema.

³ Para a estimativa do consumo de energia elétrica, foram feitas as seguintes considerações:

- a) Actflo: o valor de 0,16055 kWh/m³ alimentado foi estimado a partir das velocidades nos tanques de coagulação e floculação apresentadas em Imasuenet al (2004), ao que se soma uma estimativa de uma potência de bombeamento para compensar a perda de carga ocorrida durante a recirculação de lodo (para passar no hidrociclone e recuperar a microareia) que considerou uma tubulação com diâmetro D= 2" e comprimento L = 50 m;
- b) EDR: o valor de 1,06 kWh/m³ de diluato representa a condição de operação com o maior consumo energético dentre as ensaiadas por Zhang et al 2012, que avaliou, por meio de experimentos em unidade de bancada e em unidade piloto, os custos operacionais de se concentrar com EDR um retentado de osmose reversa. O sistema apresentava condições de operação e uma solução de partida semelhantes ao presente caso.

⁴Tendo em vista as características do efluente tratado na ETE, bem como as condicionantes de dimensionamento do decantador lamelar (Actflo), e o nível de componentes sólidos tolerável pela unidade de Eletrodiálise (EDR), determinou-se uma geração de lodo nesta etapa de processo de 38,888m³/h, a qual, em termos específicos com relação à vazão de alimentação do mesmo sistema, corresponde a 0,1111 m³ Lodo/m³ efluente alimentado.

Tabela 64– Inventário do processo elementar de transporte do efluente da unidade de eletrodiálise (EDR) da Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) até o ponto de lançamento no corpo d'água receptor, segundo condições do Cenário 2.

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produto</i>		
Wastewater from EDR**, at transportation/BR	1	kg
<i>Entradas¹</i>		
Transport, water pipeline/BR U	0,00005	tkm
Wastewater concentrated**, from EDR/BR U	1	kg

¹ Para a modelagem do transporte do efluente, admitiu-se que uma distância de 500m entre a ETE e o ponto de lançamento.

Tabela 65– Inventário do processo elementar de transporte de água de reúso desde a unidade de eletrodialise (EDR) da Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) até a Estação de Tratamento de Água para a Caldeira (ETAC), segundo condições do Cenário 2.

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produto</i>		
Reuse from EDR to boiler**, at transportation/BR	1	kg
<i>Entradas¹</i>		
Transport, water pipeline/BR U	0,0005	tkm
Reuse from EDR**, to boiler/BR U	1	kg

¹ Para a modelagem do transporte de água de reúso, admitiu-se que uma distância de 500m entre a ETE e a ETAC.

Tabela 66– Inventário do processo elementar de transporte de água de reúso desde a unidade de eletrodialise (EDR) da Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) até a torre de resfriamento, segundo condições do Cenário 2.

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produto</i>		
Reuse from EDR to cooling tower**, at transportation/BR	1	kg
<i>Entradas¹</i>		
Transport, water pipeline/BR U	0,0005	tkm
Reuse from EDR**, to cooling tower/BR U	1	kg

¹ Para a modelagem do transporte de água de reúso, admitiu-se que uma distância de 500m entre a ETE e a ETAC.

Tabela 67– Inventário do processo elementar Tratamento Fase 1 dos efluentes, segundo as condições do Cenário 3.

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produtos¹</i>		
Reuse from EDR***, to boiler/BR U	0,2715	kg
Reuse from EDR***, to cooling tower/BR U	0,4591	kg
Concentrated from EDR***, to crystallization/BR U	0,1583	kg
<i>Entradas</i>		
Wastewater unpolluted***, at transportation/BR	1	kg
Electricity, medium voltage, at grid 2013/BR U	0,00122055	kWh
<i>Rejeitos para tratamento</i>		
Treatment, sewage, unpolluted, to wastewater treatment/BR	0,1111	L

¹ A alocação das cargas ambientais foi feita segundo o critério mássico.

²Definiu-se que o conjunto que constitui o Tratamento Fase 1 – composto por decantador lamelar (Actflo) e pela unidade de Eletrodíálise Reversa (EDR) – terá uma eficiência de 73,06% em termos de adequação do efluente, de maneira que este possa ser recuperado na entrada da ETAC. Desta forma, o restante do efluente, correspondente aos demais 26,94%, será lançado no corpo d'água receptor.

Para que ocorra tal tratamento, considerou-se apenas o consumo de energia elétrica na EDR e no Actflo, por serem estas as parcelas mais significantes em termos de contribuição como aspectos ambientais para o sistema.

³ Para a estimativa do consumo de energia elétrica, foram feitas as seguintes considerações:

- a) Actflo: o valor de 0,16055 kWh/m³ alimentado foi estimado a partir das velocidades nos tanques de coagulação e floculação apresentadas em Imasuenet al (2004), ao que se soma uma estimativa de uma potência de bombeamento para compensar a perda de carga ocorrida durante a recirculação de lodo (para passar no hidrociclone e recuperar a microareia) que considerou uma tubulação com diâmetro D= 2" e comprimento L = 50 m;
- b) EDR: o valor de 1,06 kWh/m³ de diluato representa a condição de operação com o maior consumo energético dentre as ensaiadas por Zhang et al 2012, que avaliou, por meio de experimentos em unidade de bancada e em unidade piloto, os custos operacionais de se concentrar com EDR um retentado de osmose reversa. O sistema apresentava condições de operação e uma solução de partida semelhantes ao presente caso.

⁴Tendo em vista as características do efluente tratado na ETE, bem como as condicionantes de

dimensionamento do decantador lamelar (Actflo), e o nível de componentes sólidos tolerável pela unidade de Eletrodialise (EDR), determinou-se uma geração de lodo nesta etapa de processo de 38,888m³/h, a qual, em termos específicos com relação à vazão de alimentação do mesmo sistema, corresponde a 0,1111 m³ Lodo/m³ efluente alimentado.

Tabela 68– Inventário do processo elementar de tratamento de efluentes por meio de Cristalização (Cenário 3).

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produtos¹</i>		
Brine solution ^{***} , to landfill/BR U	0,0064	kg
Reuse from crystallization ^{***} , to cooling tower/BR U	1	kg
Reuse from crystallization ^{***} , to boiler/BR U	0,5913	kg
<i>Entradas</i>		
Concentrated from EDR to crystallization ^{***} , at transportation/BR ²	1,5977	kg
Energy recovered, for wastewater treatment/BR U ^{3,4}	0,218473064	kWh

¹ A alocação das cargas ambientais foi feita segundo o critério mássico.

²Definiu-se que o conjunto que constitui o Tratamento Fase 1 – composto por decantador lamelar (Actflo) e pela unidade de Eletrodialise Reversa (EDR) – terá uma eficiência de 50% em termos de adequação do efluente, de maneira que este possa ser recuperado na entrada da ETAC. Desta forma, o restante do efluente, correspondente aos demais 50%, será lançado no corpo d'água receptor.

³ Admitiu-se que a Cristalização consuma energia apenas no pré-aquecedor. Segundo Grippet al. (2011), este consumo é de 0,68371 kWh/kg de produto tratado. Admitiu-se, porém, que em escala industrial, este se reduza à quinta parte (C = 0,13674 kWh/kg produto tratado). Como no caso presente a alimentação do sistema é de 1,5977kg de efluente emanados do sistema Actflo + EDR, determinou-se um total de 0,21847 kWh.

A esse total, se somou o valor 0,003064 kWh/m³ alimentado, referente à energia necessária para o bombeamento das correntes de recirculação nos 5 estágios do processo de cristalização. O valor refere-se à perda de carga em tubulação de D= 4".

O consumo total será, portanto: Ct = 0,21847 + [0,003064/1000] = 0,218473064 kWh/kg.

⁴A energia consumida na Cristalização provém de uma caldeira auxiliar também existente na refinaria, mas que, hipoteticamente, não atenderia a outros usos de processo. Ou seja, não se trata da caldeira modelada previamente como sistema de geração de energia térmica da planta.

Tabela 69– Inventário do processo elementar de transporte de água de reúso desde a unidade de Cristalização da Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) até a torre de resfriamento, segundo condições do Cenário 3.

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produto</i>		
Reuse from crystallization to cooling tower***, at transportation/BR	1	kg
<i>Entradas¹</i>		
Transport, water pipeline/BR U	0,0005	tkm
Reuse from crystallization***, to cooling tower/BR U	1	kg

¹ Para a modelagem do transporte de água de reúso, admitiu-se que uma distância de 500m entre a ETE e a torre de resfriamento.

Tabela 70– Inventário do processo elementar de transporte de água de reúso desde a unidade de Cristalização da Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) até a Estação de Tratamento de Água para a Caldeira (ETAC), segundo condições do Cenário 3.

Entradas/Saídas	Quantidade	Unidade
<i>Produto</i>		
Reuse from crystallization to boiler***, at transportation/BR	1	kg
<i>Entradas¹</i>		
Transport, water pipeline/BR U	0,0005	tkm
Reuse from crystallization***, to boiler/BR U	1	kg

¹ Para a modelagem do transporte de água de reúso, admitiu-se que uma distância de 500m entre a ETE e a ETAC.