UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA POLITÉCNICA

MILENA LEMOS PITHON NERI LEAL

**Verificação das viabilidades ambiental e econômica de rotas alternativas para
produção de água potável em regiões com potencial para escassez hídrica**

SÃO PAULO
2020

MILENA LEMOS PITHON NERI LEAL

**Verificação das viabilidades ambiental e econômica de rotas alternativas para
produção de água potável em regiões com potencial para escassez hídrica**

Edição revisada

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

Coorientador: Prof. Dr. José Carlos Mierzwa

SÃO PAULO

2020

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

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

São Paulo, 21 de junho de 2021

Assinatura do autor: Milena Lemos Python Neri Leal

Assinatura do Orientador: [Assinatura]

Catálogo-na-publicação

Leal, Milena Lemos Python Neri

Verificação das viabilidades ambiental e econômica de rotas alternativas para produção de água potável em regiões com potencial para escassez hídrica / M. L. P. N. Leal -- São Paulo, 2020. 130 p.

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

1.Ciclo de vida (Avaliação) 2. Reúso da água 3. Dessalinização
4. Escassez de água I. Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia Química II.t.

Nome: LEAL, Milena Lemos Pithon Neri

Título: Verificação das viabilidades ambiental e econômica de rotas alternativas para produção de água potável em regiões com potencial para escassez hídrica

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

Aprovado em:

Banca Examinadora

Prof. Dr.: _____

Instituição: _____

Julgamento: _____

Prof. Dr.: _____

Instituição: _____

Julgamento: _____

Prof. Dr.: _____

Instituição: _____

Julgamento: _____

A minha família, com amor, admiração e gratidão por sua compreensão, carinho e presença, e por não medir esforços para me ajudar nessa etapa tão importante da minha vida.

AGRADECIMENTOS

Por todo apoio, carinho e incentivo que recebi nesses anos de mestrado, gostaria de agradecer a algumas pessoas que me acompanharam e foram fundamentais para a realização desse sonho. Agradeço primeiramente, a Deus, por sua infinita sabedoria e misericórdia e por me guiar por toda a minha trajetória. Agradeço aos meus pais, Antonio Luiz e Carmelita, e a minha irmã, Lorena, por todo incentivo, amor, apoio nas horas mais difíceis e por viabilizarem mais esse sonho realizado. Expresso aqui também minha gratidão ao meu companheiro de vida, meu marido Alexandre, por todo amor, apoio incondicional, por secar minhas lágrimas nos momentos de dificuldade e por comemorar comigo cada pequena conquista. E não menos importante, meu eterno agradecimento e enorme vontade de dividir esse mais esse momento com minha avó Avany (*in memoriam*), apoiadora de todos os meus projetos e grande companheira de todos os momentos.

Em especial, gostaria de agradecer e expressar minha admiração aos meus orientadores. Ao Prof. Luiz Kulay, além de todos os ensinamentos, incentivos, carinho quero agradecer a amizade e apoio em todos os momentos. Ao Prof. José Carlos Mierzwa agradeço também os ensinamentos, toda a atenção nos momentos de dúvida e carinho com que me apoiou e orientou durante esse tempo.

Aos meus colegas do Grupo de Prevenção da Poluição (GP2), nos quais encontrei momentos de descontração, troca de conhecimento e principalmente amizade. Agradeço especialmente ao Prof. Gil Anderi da Silva, pelas oportunidades de aprendizado que me foram proporcionadas. Agradeço a minha querida Dona Rose, mãe do nosso grupo de pesquisa, por sempre me acolher e carinhosamente me apoiar em todos os momentos.

Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES). E também, deixo meu agradecimento aos funcionários da Engenharia Química, em especial à Elizete, Graça, Priscila e Alexandre.

Meu sincero agradecimento e admiração por todos que me acompanharam e ajudaram nessa trajetória; por serem muitos, deixo alguns nomes se perderem, mas nem por isso são menos importantes nessa grande conquista.

“A menos que modifiquemos à nossa maneira de pensar, não seremos capazes de resolver os problemas causados pela forma como nos acostumamos a ver o mundo”.
(Albert Einstein)

RESUMO

LEAL, Milena Lemos Pithon Neri. **Verificação das viabilidades ambiental e econômica de rotas convencionais e alternativas para produção de água potável em regiões com potencial para escassez hídrica.** 2020. 130 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2020.

Este estudo investigou o desempenho ambiental e econômico de rotas alternativas para a produção de água potável. Foram escolhidas duas regiões representativas da situação de escassez no Brasil, Região Metropolitana de São Paulo e a Região Metropolitana de Fortaleza. A avaliação foi realizada por comparação com resultados obtidos para tecnologias bem definidas para ambas as situações. No Condição 1, referente a Região Metropolitana de São Paulo, as rotas escolhidas para a análise foram o reúso potável direto e a importação de água do Sistema São Lourenço. Para o Condição 2, referente a Região Metropolitana de Fortaleza, as rotas estudadas foram reúso potável direto e a dessalinização de água do mar. A verificação de desempenho ambiental para as duas condições ocorreu por avaliação de ciclo de vida atribucional com enfoque de ‘berço ao portão’, para as categorias de impacto de demanda primária de energia (DPE), potencial de aquecimento global (PAG), Depleção Hídrica (DH) e ecotoxicidade aquática (EA). O fluxo de referência (RF) foi fixado em 1.0 m³ de água potável em condição de consumo. Foi, também, realizada uma análise de desempenho econômico com objetivo de determinar o valor do metro cúbico de água para cada um dos arranjos dos estudos de caso. Nesta etapa do estudo os custos de implantação das unidades, bem como de operação foram avaliados, levando em consideração a atualização temporal dos dados e o tempo de vida útil das unidades de 20 anos. Os resultados obtidos sugerem que a rota de reúso potável direto se apresenta como melhor alternativa para ambos as Condições. Esse resultado está relacionado ao fato deste método apresentar melhor desempenho ambiental e econômico sobre os demais arranjos analisados. Na condição 1, apresentando um Índice Único Ambiental Normalizado de 1,00 para o arranjo de reúso potável direto e 17,5 para a importação de água. Para a segunda condição, esse índice foi de 1,00 para o reúso potável direto e de 51,3 para a dessalinização. O resultado econômico do valor do m³ de água, para a primeira condição, é de R\$ 2,22 e R\$ 7,47 para as rotas de reúso potável direto e importação de água, respectivamente. Na Condição 2 esse resultado é de R\$ 1,40 e R\$ 3,60 para as rotas de reúso potável direto e dessalinização, respectivamente.

Os resultados obtidos por esta análise são decisivos para se atingir objetivos maiores a que se dedica a presente investigação: de ser capaz de propor arranjos ótimos de abastecimento que associem o reúso potável com técnicas regulares de tratamento de água para conglomerados urbanos brasileiros sob os pontos de vista técnico, econômico e ambiental.

Palavras-chave: Avaliação de Ciclo de Vida. Avaliação econômica. Reúso potável direto. Dessalinização. Importação de Água.

ABSTRACT

LEAL, Milena Lemos Pithon Neri. **Verification of the environmental and economic feasibility of alternatives routes for producing drinking water in regions with potential for scarcity.** 2020. 130 f. Dissertation (Master in Chemical Engineering) - Polytechnic School, University of São Paulo, São Paulo, 2020.

This study investigated the environmental and economic performance of alternative routes for drinking water production of. Two regions representing the water scarcity condition in Brazil were chosen, the Metropolitan Region of São Paulo and the Metropolitan Region of Fortaleza. The evaluation was carried out by comparison with results obtained for well-defined technologies for both situations. In Condition 1, referring to the Metropolitan Region of São Paulo, the routes chosen for the analysis were direct potable reuse and water import from the São Lourenço System. For Condition 2, referring to the Metropolitan Region of Fortaleza, the routes studied were direct potable reuse and seawater desalination. The verification of environmental performance for both conditions occurred through an attributive life cycle assessment with a 'cradle to gate' approach, for the impact categories of primary energy demand (PED), global warming potential (GWP), aquatic depletion (AD) and Aquatic ecotoxicity (AE). The reference flow (RF) was fixed at 1.0 m³ of drinking water in a condition of consumption. An economic performance analysis was also carried out in order to determine the value of the cubic meter of water for each of the arrangements. In this stage of the study, the units' capital costs, as well as the operation costs, were evaluated, taking into account the temporal update of the data and each unit's lifespan of 20 years. The results obtained suggest that the direct potable reuse route presents itself as the best alternative for both conditions. This result is related to the alternative presenting a better environmental and economic performance over the other analyzed arrangements. In condition 1, presenting an Environmental Standardized Index of 1.00 for the direct potable reuse arrangement and 17.5 for the import of water. For the second condition, this index was 1.00 for direct potable reuse and 51.3 for desalination. The economic result of the value of m³ of water, for the first condition, is R \$ 1.40 and R \$ 2.25 for the direct potable reuse and water import routes, respectively. In Condition 2, this result is R\$ 1.40 and R\$ 4.21 for the direct potable reuse and desalination routes, respectively. The results obtained by this analysis are decisive for the achievement of the major objectives to which this research is dedicated: to be able to propose optimal supply arrangements that associate drinking reuse

with regular water treatment techniques for Brazilian urban conglomerates under the points from a technical, economic and environmental point of view.

Keywords: Life Cycle Assessment. Economic evaluation. Direct potable reuse. Desalination. Water import.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Esquema representativo do ciclo de vida de produtos	28
Figura 2 - Estrutura da avaliação do ciclo de vida	30
Figura 3 - Fluxograma dos arranjos processuais escolhidos.	63

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Classificação de municípios brasileiros por número de habitantes: ano base 2018.	44
Tabela 2 - Limites legais: Efluentes domésticos e Água potável.	49
Tabela 3 - Limites legais: Águas superficiais e Água potável.	53
Tabela 4 - Condições ambientais da região de Fortaleza.	54
Tabela 5- Características da água do mar – Fortaleza.	55
Tabela 6 - Limites legais: Água potável.	56
Tabela 7 - Análise da Água bruta para dimensionamento das membranas.	59
Tabela 8 – Desempenho ambiental da disponibilização de 1,0 m ³ de água para a Condição 1.	68
Tabela 9 – Impactos em termos de Demanda de Energia Primária: Reúso Potável e Importação de Água para a Condição 1.	69
Tabela 10 – Custos de instalação das unidades de Reúso Potável e Importação de Água.	73
Tabela 11 – Custo anual estimado de operação das unidades de Reúso Potável e Importação de água.	73
Tabela 12 – Desempenho ambiental da disponibilização de 1,0 m ³ de água para a Condição 2.	74
Tabela 13 – Impactos em termos de Demanda de Energia Primária: Reúso Potável e Dessalinização de água do mar para a Condição 2.	75
Tabela 14 - Custos de instalação das plantas de Reúso Potável e Dessalinização de água do mar.	77
Tabela 15 - Custo anual estimado de operação das unidades de Reúso Potável e Dessalinização de água do mar.	77
Tabela 16 – Resultados normalizados e indicadores globais: Condição 1.	80
Tabela 17 – Resultados normalizados e indicadores globais: Condição 2.	82

LISTA DE ABREVEATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACV	Avaliação de Ciclo de Vida
AICV	Avaliação de impacto do ciclo de vida
BR	Brasileiro (ou Brasil)
CAPEX	Despesas em Bens de Capital
CBA	Companhia Brasileira de Alumínio
CEPCI	<i>Chemical Engineering Plant Cost Index</i>
CEQ-AB	Chaminé de Equilíbrio de Água Bruta
CEQ-AT	Chaminé de Equilíbrio de Água Tratada
DAE	Demanda Acumulada de Energia
DAF	Flotação por Ar Dissolvido
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DEP	Demanda Energética Primária
DH	Depleção Hídrica
DME	Destilação por Múltiplo Efeito
DPE	Demanda Primária de Energia
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EA	Ecotoxicidade Aquática
ED	Eletrodíálise
EDR	Eletrólise Reversa
EEAB	Estação Elevatória de Água Bruta
EEAT	Estação Elevatória de Água Tratada
ETA	Estação de Tratamento de Água
FO	<i>Forward Osmosis</i>
FR	Fluxo de Referência
FWI	Retirada de Água Doce
GEE	Gases de Efeito Estufa
HDPE	Polietileno de Alta Densidade
ICV	Inventário de Análise do Ciclo de Vida
ISO	<i>International Organization for Standardization</i>
IUA	Indicador Único Ambiental
LCI	Inventário de Ciclo de Vida
LCIA	Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida

MBR	<i>Membrane Bio-Reactor</i> (Biorreator de Membrana)
MED	Dessalinização Multi-Efeito
MEF	Destilação Múltiplos Estágios Flash
MF	Microfiltração
MSF	Flash Multi-Estágios
NF	Nanofiltração
NPSH	Carga Líquida Positiva de Sucção
NRB	Energia não-renovável de Biomassa
NRF	Energia não-renovável de combustíveis fósseis
NRN	Energia não-renovável Nuclear
ODN	Operação em Diluição Osmótica
ONU	Organização das Nações Unidas
OPEX	Despesas Operacionais
OR	Osmose Reversa
PAG	Potencial de Aquecimento Global
RA	Energia renovável Hídrica
RB	Energia renovável de Biomassa
RCAB	Reservatório de Compensação de Água Bruta
RCGC	Reservatório de Compensação Granja Carolina
RHO	Reservatório Hidropneumático
RMSP	Região Metropolitana de São Paulo
RSEG	Energia renovável Solar, Eólica e Geotérmica
SD	San Diego
SIP	Sistema de Troca de Pressão
SNWDP	<i>South-to-North</i> Desvio de Projeto
SPSL	Sistema Produtor São Lourenço
SWRO	Osmose Reversa a partir de Água do Mar
TB	Tampa Bay
TDH	<i>Total Dynamic Head</i>
TOC	Carbono Orgânico Total
UF	Ultrafiltração
UV	Ultravioleta
VCD	Destilação por Compressão de Vapor
WWEST	<i>Wastewater-Energy Sustainability Tool</i>
WEST	<i>Water-Energy Sustainability Tool</i>

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	17
2.	OBJETIVO.....	20
3.	REVISÃO DE LITERATURA	21
3.1.	Tipos de tratamento de água.....	21
3.1.1.	Tratamento químico.....	21
3.1.2.	Dessalinização	22
3.2.	Reúso potável direto	25
3.3.	Avaliação de ciclo de vida	27
3.3.1.	Conceito de ciclos de vida e Avaliação de ciclo de vida	28
3.3.2.	Usos, aplicações e limitações.....	29
3.3.3.	Método: ABNT NBR ISO 14040	29
3.3.3.1.	Definição de Objetivo e Escopo	30
3.3.3.2.	Análise de Inventário.....	32
3.3.3.3.	Avaliação de Impactos Ambientais	32
3.3.3.4.	Interpretação	33
3.4.	Avaliação de ciclo de vida de tratamentos alternativos para produção de água.....	33
3.4.1.	Estudos de ACV voltados ao Reúso potável direto	33
3.4.2.	Estudo de ACV de processos de Importação de água.....	35
3.4.3.	Estudos de ACV relacionados a tecnologia de Osmose reversa.....	37
3.5.	Análise econômica de tratamentos alternativos para produção de água	40
3.5.1.	Análise econômica: Reúso potável	40
3.5.2.	Análise econômica: Importação.....	41
3.5.3.	Análise econômica: Osmose reversa	42
4.	MÉTODO DE TRABALHO.....	43
4.1	Caracterização do contexto	43
4.2	Seleção e especificação dos arranjos processuais	45
4.3	Modelagem das rotas de análise.....	47
4.3.1	Rota 1: Reúso potável direto	47
4.3.2	Rota 2: Importação de água.....	50
4.3.3	Rota 3: Dessalinização de água do mar.....	54
4.4	Formulação dos diagnósticos de desempenho ambiental	60
4.5	Análise econômica	60
5.	MODELAGEM DE CICLO DE VIDA	63
5.1	Definição de escopo	63

5.2	Inventários de ciclo de vida (ICVs).....	65
6.	RESULTADOS E DISCUSSÕES	68
6.1	Condição 1 - Município de São Paulo.....	68
6.1.1	Desempenho ambiental	68
6.1.1.1	Demanda de Energia Primária (DEP)	69
6.1.1.2	Potencial de Aquecimento Global (PAG)	70
6.1.1.3	Depleção Hídrica (DH)	71
6.1.1.4	Ecotoxicidade aquática (EA).....	71
6.1.2	Desempenho econômico	72
6.2	Condição 2: Município de Fortaleza	74
6.2.1	Desempenho ambiental	74
6.2.1.1	Demanda de Energia Primária (DEP)	74
6.2.1.2	Potencial de Aquecimento Global (PAG)	75
6.2.1.3	Depleção Hídrica (DH)	76
6.2.1.4	Ecotoxicidade aquática (EA).....	76
6.2.2	Desempenho econômico	76
7.	ANÁLISE COMBINADA E SUGESTÕES DE MELHORIA DE DESEMPENHO.....	79
7.1.	Análise combinada: Condição 1.....	80
7.2.	Análise combinada: Condição 2.....	81
8.	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	83
9.	REFERÊNCIAS	85
	APÊNDICES.....	90
	APÊNDICE A – INVENTÁRIOS DO CICLO DE VIDA	91
	ANEXO A – Dimensionamento da Osmose Reversa para o Sistema de Reúso – WAVE.	98
	ANEXO B – Imagens da Rota de Importação de Água - Sistema Produtor São Lourenço.....	103
	Anexo B2 - Arranjo Geral da Captação e EEAB.	104
	Anexo B3 - Chaminé de Equilíbrio de Água Bruta.....	105
	Anexo B4 – Perfil reduzido e linhas Piezométricas da Adutora de Água Bruta.	106
	Anexo B5 - ETA São Loureço – disposição geral do sistema.	107
	Anexo B6 - Traçado do Sistema de Adução Água Tratada.	108
	ANEXO C – Imagens da Dessalinização de Água do Mar.....	109
	Anexo C1 – Imagens da Rota Dessalinização de Água do Mar.....	109
	Anexo C2 – Balanço de massa do Processo.....	110
	110	
	Anexo C3 – Balanço de Energia.	111
	Anexo C4 - Memória de cálculo para estimativa das dosagens de químicos - Pré tratamento.	112
	Anexo C5 - Projeto da etapa de Osmose Reversa – Hydronautics.....	115

Anexo C6 - Cálculos das dosagens de químicos - Pós tratamento.....	129
--	-----

1. INTRODUÇÃO

A água é um recurso fundamental não apenas para a sobrevivência humana, mas também para o pleno desenvolvimento de quaisquer de suas atividades. O uso da água no mundo aumentou em seis vezes ao longo dos últimos 100 anos e continua crescendo de forma constante, com uma taxa em torno de 1% ao ano (ONU, 2018). Levantamentos realizados em 2010 pela Organização das Nações Unidas (ONU) indicavam que a demanda mundial por água foi estimada em torno de 4.600 km³/ano, e calcula-se que irá aumentar de 20% a 30%, para entre 5.500 e 6.000 km³/ano até 2050 (ONU, 2018). Desde o início do século XXI, mudanças no cenário de disponibilidade de água potável eram frequentes em virtude da crescente demanda pelo recurso para consumo humano, ou por conta de atividades de fundo agropecuário e industrial (MUÑOZ; FERNÁNDEZ-ALBA, 2008). Esses fatores são decisivos para configurar os cenários de escassez que passaram a ocorrer, inclusive de forma sucessiva, em diferentes regiões do planeta nos últimos anos. Os motivos para esse quadro são multifatoriais, mas em todas as condições, nota-se uma relação desbalanceada entre consumo e oferta de recursos hídricos, além de poluição e depleção dos aquíferos.

Nesse quadro, ganham cada vez mais importância ações de pesquisa, desenvolvimento e implementação de técnicas alternativas que buscam aumentar a disponibilidade hídrica de uma região. Destacam dentre essas opções a importação de água de regiões distantes, processos de dessalinização, e até, de reaproveitamento de esgotos domésticos.

Com o avanço das tecnologias de tratamento de efluentes e água bruta, um maior número de estudos vem sendo desenvolvidos com o intuito de promover o reúso de água tanto para finalidades não potáveis, como também para reúso potável. O tema é cada vez mais difundido. Na Europa, muitos registros sobre ações de reúso remetem a fins diversos, que incluem produções agrícola e na indústria, consumo urbano, fins ambientais (recarga de aquíferos), e combinações entre essas categorias, conhecidas como usos mistos. Nesses casos, ocorrem principalmente projetos de reúso indiretos ou mesmo reutilização potável não planejada (BIXIO et al., 2006).

Frente a situações de escassez, o reaproveitamento de efluentes domésticos mostra ser uma alternativa bastante relevante para a obtenção de água para consumo. Muito embora a sociedade veja com reservas a adoção do reúso potável, a associação de tecnologias modernas de potabilização pode proporcionar qualidade à água, na medida suficiente para adequá-la aos padrões legais para distribuição e consumo. A literatura técnica descreve

casos de sucesso envolvendo o reúso potável, como o praticado na Namíbia, país pioneiro na reutilização potável direta, e cujas plantas de produção têm sofrido atualizações ao longo dos anos (LAHNSTEINER; LEMPERT, 2007).

No entanto, apesar dos benefícios que proporciona, o reúso potável gera também impactos sobre o ambiente, por conta de consumos materiais e energéticos, e emissões, sobretudo para água, que dele, invariavelmente, se originam.

Outro grupo de técnicas amplamente difundidas para produção de água potável consiste da dessalinização de água do mar e salobra, que se constitui em possibilidade ainda mais atrativas quando empregadas em áreas densamente povoadas e com potencial de escassez hídrica. Nesse âmbito, destacam-se técnicas como a Osmose reversa (OR) e os processos térmicos de Dessalinização Multi-Efeito (MED) e Flash Multi-Estágios (MSF) (RALUY; SERRA; UCHE, 2005). A dessalinização por OR é prática frequente em diversos países. Tanto que em 2006, a capacidade instalada dessa tecnologia aproximava-se de 24 milhões m^3/d , em regiões como o Golfo Árabe e a Costa do Mediterrâneo, em especial, na Espanha continental e nas ilhas Baleares e Canárias. E nas regiões em que o enfoque não era tão difundido na mesma época, caso da Califórnia, já havia potencial para instalação de 20 novos projetos dessa natureza, cuja capacidade de produção total poderia alcançar 2,0 milhões m^3/d até 2030 (LATTEMANN; HÖPNER, 2008).

Em regiões de escassez a possibilidade de importação de água, é também utilizada. As limitações relacionadas a essa técnica estão associadas, mas não restritas, a aspectos como a geografia do local onde o sistema de importação será instalado, à distância de mananciais disponíveis, e a qualidade da água a ser captada. Um exemplo de importação de água ocorre na cidade de Scottsdale, Arizona, que incorpora ao abastecimento local, uma corrente de água potável oriunda do Rio Colorado. O volume percorre 541 km até o centro do estado, e outros 280 km até Scottsdale (LYONS et al., 2009). Outros casos conhecidos há quase duas décadas, operam na Califórnia, no Distrito Municipal de Água de Marin, Condado de Marin, e no Departamento de Água de Oceanside, condado de San Diego. As regiões importam, respectivamente, 26% e 92% de suas necessidades hídricas (STOKES; HORVATH, 2006).

A literatura técnica que trata do tema, não registra, no entanto, estudos que verifiquem o desempenho ambiental em associação com análises econômicas de arranjos processuais em que essas alternativas de aumento de oferta de água – reúso potável direto, dessalinização e importação de água – sejam consideradas em conjunto. Esta avaliação traz benefícios adicionais quando frente a estudos de análise de apenas um destes vieses

– ambiental ou econômico, uma vez que ambos são aspectos técnicos fundamentais na adoção de políticas públicas de obtenção de recursos de forma sustentável.

Este estudo se propõe a contribuir para o tema. Para tanto, realiza uma comparação dos desempenhos ambiental e econômico do uso dessas rotas para o suprimento da demanda de adensamentos populacionais que possam estar sujeitos a potencial escassez desse bem. A análise foi conduzida para duas circunstâncias distintas em termos de disponibilidade do recurso hídrico. A primeira delas observa centros urbanos situados em áreas litorâneas do Brasil, para os quais o Oceano Atlântico é uma fonte natural de provimento de água. A segunda circunstância aloca os aglomerados em regiões do país que estejam distantes da costa, a fim de examinar outra possibilidade de oferta de água que não a oceânica.

Diante desse quadro, para as regiões litorâneas a comparação do reúso potável direto se dá com Dessalinização de água do mar. Para as regiões interioranas, os desempenhos ambiental e econômico do reúso potável são confrontados com os obtidos de importação de água.

A fim de conferir ao estudo um caráter de realidade, foram selecionadas regiões capazes de representar de forma adequada cada circunstância de adensamento populacional e de disponibilidade hídrica em pauta. Dessa forma, a cidade de Fortaleza – CE, foi escolhida como referência para descrever o ambiente litorâneo, ao mesmo tempo que o cenário mais afastado da costa foi retratado pelo município de São Paulo – SP. Destaque-se que ambas as regiões apresentam um histórico recente e marcante de escassez da disponibilidade de recursos hídricos.

O desempenho ambiental de cada sistema foi determinado pela aplicação da técnica de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), e o desempenho econômico leva em consideração os custos fixos e variáveis para determinação do valor final do metro cubico de água para cada uma das alternativas avaliadas. Além de identificar focos de impactos ambientais e econômicos de cada rota, o estudo discute também a efetividade de ações potenciais de redução de impactos ambientais. Espera-se que os resultados e conclusões dessa pesquisa possam subsidiar processos decisórios que se desenvolvam nos âmbitos de planejamento e da gestão de recursos hídricos, particularmente, em contextos de escassez de água.

2. OBJETIVO

Tendo em conta o arrazoado apresentado no capítulo anterior, o presente estudo tem por objetivo geral analisar as viabilidades ambiental e econômica de rotas convencionais e alternativas de produção de água para consumo em áreas que apresentem potencial para escassez hídrica.

Além de alcançar a esse propósito, essa iniciativa buscou também atender aos seguintes objetivos secundários:

- Distinguir dentre as opções tecnológicas avaliadas, aquela que acumule o melhor desempenho associado para as duas dimensões em análise;
- Identificar focos potenciais de impactos ambientais e de custos, associados a cada processamento;
- Fornecer subsídios técnico-conceituais para que processos de gestão exercitados na área de recursos hídricos passem a, também, ter em conta a variável ambiental para efeito de tomada de decisão; e
- Gerar contribuições para bancos de dados internacionais de apoio a ACV na forma Inventários de Ciclo de Vida que retratem, com rigor e consistência, algumas das condições praticadas no Brasil para produção de água potável

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1. Tipos de tratamento de água

Nessa seção encontra-se a revisão bibliográfica dos principais tratamentos de água relacionados ao trabalho.

3.1.1. Tratamento químico

A utilização de produtos químicos é a conduta mais difundida para o tratamento de águas superficiais ou subterrâneas. Há mais de cem anos, especialistas já reconhecem a cloração como meio de prevenir doenças transmitidas pela água (OLIVER, 2013). A evolução de tecnologias e da indústria química possibilitou a introdução de agentes coagulantes, e de outros aditivos que também passaram a fazer parte dos processos de tratamento com vistas a atingir a qualidade da água potável (GITIS; HANKINS, 2018).

Os benefícios proporcionados por esses compostos químicos se estendem além de, em grande maioria dos casos, proporcionar o atendimento dos padrões legais de potabilidade da água, para também atuar na prevenção da corrosão das tubulações dos sistemas de distribuição, na adequação das características da água dura, no controle da proliferação de algas e em outras aplicações importantes. No que se refere ao tratamento de água, sua utilização é quase que indiscutível, muito embora que tipo de produto, e em qual quantidade este deve ser usado para cada circunstância de descontaminação, são temas de discussão recorrentes entre os especialistas na atualidade (LEVITSKY et al., 2011).

Em termos conceituais o tratamento químico consiste da associação em série, dos estágios de coagulação, floculação, sedimentação, filtração e desinfecção/oxidação. A coagulação ocorre a partir da dosagem de reagente como o sulfato de alumínio $[Al_2(SO_4)_3](s)$ que atua como agente de aglutinação ao disponibilizar íons Al^{3+} . Ao ser disperso em meio aquoso, esses eletrólitos se associam com hidroxilas (OH^-) produzindo uma solução coloidal. Os coagulantes, normalmente utilizados nos processos de coagulação, são compostos por cátions polivalentes (Al^{3+} , Fe^{3+} , Fe^{2+} , Ca^{2+} , entre outros) que neutralizam as cargas elétricas das partículas suspensas. Dada sua afinidade eletrônica, as partículas presentes na água bruta interagem com as espécies formadas (Al^{3+} e OH^-) formando aglutinados de dimensões, e massa, mais expressivos, ficando por isso em condições de serem removidas por sedimentação (CAVALCANTI, 2009).

Quantidades residuais de material em suspensão serão removidas por filtração. Nesse caso, o meio filtrante é constituído por materiais com diferentes granulometrias, como areia e antracito, dispostos sobre uma camada suporte. Um ajuste do teor de acidez da água (para valor entre $6,5 < pH < 9,0$) é realizado imediatamente após a filtração para

evitar corrosão nas tubulações. Isso ocorre a partir da administração de cal, e silicato de sódio (MINISTÉRIO DA SAÚDE DO BRASIL, 2011).

A desinfecção da água ocorre por adição de cloro ($\text{Cl}_{2(g)}$). Muito embora apresente perigos (explosão, corrosão, formação de HCl) e problemas ocupacionais (dermatite, queimadura, distúrbios visuais, lesões brônquicas, irritação pulmonar) durante seu acondicionamento e manuseio, o $\text{Cl}_{2(g)}$ é ainda utilizado nessa função dado seu potencial de oxidação. Segundo o Ministério da Saúde do Brasil, a água potável entregue ao consumidor deve conter uma concentração mínima de 0,2 ppm Cl residual (ANTONY et al., 2011).

Ao final do processo, a água sofre um tratamento complementar para remover poluentes que lhe conferem odor e sabor. Em geral, isso ocorre ao circulando a corrente líquida por um leito de carvão ativado. Também ocorre uma adição de flúor para prevenção de cáries dentárias sobretudo em crianças, como determinado para Portaria nº 635/Bsb, de 26 de dezembro de 1975, norma que estabelece os padrões para a fluoretação, a serem seguidos em todo o território nacional (FUNASA, 2012). Além de produtos químicos, o processo faz uso de energia elétrica para operação (acionamento e movimentação) de máquinas, sistemas e equipamentos (RAMIRES; BUZALAF, 2007).

3.1.2. Dessalinização

As técnicas de dessalinização têm por objetivo diminuir a quantidade de sais dissolvidos na água, até que suas concentrações atinjam limites que a credencie para usos doméstico, agrícola e industrial. As principais tecnologias de dessalinização utilizadas atualmente podem ser divididas em dois grupos principais: (i) dessalinização térmica, e (ii) processos que fazem uso de membranas. A dessalinização térmica pode ocorrer via Destilação por Múltiplo Efeito (DME), Destilação Múltiplos Estágios Flash (MEF), ou mesmo, por meio de Destilação por Compressão de Vapor (VCD). Já os processos que utilizam membrana abrangem técnicas de Eletrodíálise (ED), Eletrodíálise Reversa (EDR) e Osmose Reversa (CHERIF; BELHADJ, 2018).

DME é um processo baseado em evaporações sucessivas que ocorrem a pressões de vapor progressivamente menores nos diferentes estágios. Com isso, o vapor produzido em um estágio será usado para vaporizar a água admitida no estágio subsequente. A água obtida se origina da condensação do vapor formado em cada um dos estágios (BELESSIOTIS; KALOGIROU; DELYANNIS, 2016).

No caso da MEF a água deve ser aquecida até atingir temperaturas da ordem de 120°C , mantendo-se em fase líquida por estar submetida a pressões ligeiramente superiores à da

atmosfera. Nessas condições, a água segue para uma câmara de vácuo na qual ocorre a primeira de uma série de separações por flasheamento.

O processo se repetirá pelos próximos estágios, o que aumenta a eficiência do tratamento. O condensado de cada etapa corresponde a água destilada que é produto do processo (AL-SAHALI; ETTOUNEY, 2007).

Considerado o primeiro processo de larga escala usado para produzir água potável a partir de água do mar, a dessalinização térmica consiste de uma destilação. Assim sendo, a água do mar é aquecida até atingir seu ponto de ebulição para as condições do sistema (pressão de operação e salinidade). O vapor que emana do processo se condensa ao ser submetido a baixas temperaturas se separando assim dos sais dissolvidos no meio (BELESSIOTIS; KALOGIROU; DELYANNIS, 2016).

No grupo de técnicas operadas com membranas, a Eletrodialise compreende um processo de separação onde uma solução iônica é bombeada através membranas de troca de ânions e cátions, que são dispostas de maneira alternada entre os eletrodos (cátodo e ânodo) (MATHIOULAKIS; BELESSIOTIS; DELYANNIS, 2007). Nos espaços intersticiais entre membranas circula o fluxo da solução de tratamento. Ao aplicar o potencial elétrico nos eletrodos, os cátions presentes na solução são atraídos ao cátodo, ao mesmo tempo que os ânions migram em direção ao ânodo. Durante esses movimentos, os íons positivos atravessam as membranas catiônicas, mas são bloqueados pelas membranas aniônicas; o mesmo ocorre com os íons negativos com relação a membrana catiônica. O produto dessa operação é um conjunto de correntes intercaladas de água purificada e concentrado salino entre essas membranas. No caso da eletrodialise reversa, a polaridade dos eletrodos será invertida periodicamente, a razão de 3 a 4 vezes por hora (MACHADO, 2008).

A OR consiste de uma separação mecânica que ocorre com a passagem da água por uma membrana semipermeável. Com isso, os sais dissolvidos, compostos orgânicos, bactérias e outras substâncias ficam retidos nesse meio filtrante, produzindo água com qualidade suficiente para atender os parâmetros de potabilidade, bem como, para ser utilizada para diversas outras finalidades (AL-SAHALI; ETTOUNEY, 2007). A técnica é considerada como a mais usual e otimizada alternativa de dessalinização baseado em membrana dos tempos atuais. Tanto que já em 2011, cerca de 50% da água dessalinizada do planeta é produzida por essa via (ELIMELECH; PHILLIP, 2011). A eficiência da OR depende de vários fatores, que incluem parâmetros operacionais, o tipo de membrana empregada e as características da água de alimentação.

A dessalinização por membrana se apoia no uso de bombas de alta pressão para separar a água presente nas soluções salobras ou salinas, enquanto a dessalinização térmica usa calor para vaporizar a água do permeado. Por outro lado, os processos térmicos requerem energia térmica e elétrica, enquanto a dessalinização por membrana se vale apenas energia elétrica. Nos últimos anos, um grande número de unidades de dessalinização vem sendo instaladas em vários países com o objetivo de ampliar a oferta de água para consumo. Tudo indica que essa tendência continuará sendo seguida. Apesar dos avanços dessas tecnologias, o consumo energético de plantas de dessalinização é maior do que o de tratamentos de água doce (CHERIF; BELHADJ, 2018).

Segundo Elimelech e Philip (2011), outro aspecto pouco explorado dessas tecnologias remete aos seus impactos ambientais. Esses autores investigaram ações para uma redução de demanda de energia em tecnologias de ponta de dessalinização de água do mar, como por exemplo membranas de alta permeabilidade, instalação de dispositivos de recuperação de energia, e o uso de bombas mais eficientes. Os objetivos de análise desse trabalho incluem a utilização de novas matérias para membranas e medidas que tornem a utilização de técnicas de dessalinização sustentáveis.

Ainda nesse trabalho, oportunidades para melhorar o desempenho das unidades foram estudadas, como por exemplo, aprimorar as tecnologias dos materiais componentes das membranas com o intuito de minimizar gastos referentes ao pré e pós-tratamento. Os autores consideram a indisponibilidades de dados de monitoramento de ecossistemas marinhos e a demanda energética para operação das unidades desafios a serem vencidos visando a implementação de unidades mais sustentáveis (ELIMELECH; PHILLIP, 2011). Os esforços de pesquisa na área de dessalinização indicam que, apesar limitações inerentes dos materiais de membranas convencionais, avanços nos métodos de controle da estrutura e da funcionalidade química em filmes poliméricos podem levar potencialmente a novas classes de membranas para purificação de água. Werber e colaboradores discutiram o estado da arte das tecnologias de membrana para purificação e dessalinização de água, destacando limitações inerentes a esses processos. Eles apontam a falta de controle sobre a permeabilidades de água e solutos como a principal limitação de desempenho da membrana. Essa restrição crucial é atribuída aos métodos atuais de fabricação desses elementos. Os autores discutem também, e em nível molecular, abordagens de estrutura para a fabricação de membranas altamente seletivas, que derivam de materiais alternativos como aquaporina, nanocanais sintéticos, grafeno e copolímeros em bloco auto agregados e pequenas moléculas (WERBER; OSUJI; ELIMELECH,

2016). Essa abordagem corrobora os crescentes avanços nos estudos dessa tecnologia, e o grande potencial da dessalinização como técnica alternativa para produção de água potável.

3.2. Reúso potável direto

Tal como já fora mencionado anteriormente, a indisponibilidade de recursos hídricos é uma realidade. As tecnologias que visam o reúso de água, seja para fins potáveis ou não, se propõem a tratar efluentes para atender a demandas crescentes desse recurso. Para entender melhor a técnica de reúso, suas aplicações e limitações, algumas definições são importantes. O termo “reúso de água” caracteriza o reaproveitamento de águas previamente utilizadas, podendo este recurso ser tratado ou não, a depender das suas origem e aplicação.

O termo “reúso potável” é empregado quando a água obtida do processo de recuperação se destina ao consumo humano. Assim, aplicando a mesma convenção o “reúso não-potável” ocorre quando o recurso for aplicado a formas de utilização como irrigação, paisagismo, utilização em bacias sanitárias, entre outros. O reúso potável pode ainda ser classificado como “direto”, quando a água de reúso é alimentada diretamente à rede de distribuição, ou “indireto”, situação na qual o efluente de pós-tratamento será lançado em um corpo hídrico, para ser em seguida captado e alimentar uma ETA e seguir até o consumidor final (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2012).

As primeiras iniciativas de reúso de água ocorreram objetivavam fins não potáveis como irrigação de parques e jardins, proteção contra incêndio em reservas, descarga em bacias sanitárias, lavagens de veículos e outras possibilidades de mesma natureza. A presença de compostos orgânicos sintéticos, organismos patogênicos, e mesmo, de micropoluentes, exigiu aumento dos graus de sofisticação e eficiência de processo até níveis capazes de assegurar a qualidade do produto final do tratamento mesmo diante de tais contaminantes. Apesar da imensa maioria dos trabalhos de reúso ainda tratar de finalidades não potáveis para a água recuperada, alguns autores desenvolvem estudos voltados à fins potáveis, como o consumo humano. Um exemplo disso está no estudo elaborado por Stokes e Horvath que avaliou duas situações de reúso de água na Califórnia, tanto para consumo doméstico dentro do estado, como para exportação. Independentemente dos benefícios que o reúso potável oferece, os autores identificaram o consumo de energia elétrica como

a fonte principal de impactos ambientais associado a essa prática quando a água se destina a diferentes modalidades de consumo humano (STOKES; HORVATH, 2006).

Ao avaliar o caso pioneiro desenvolvido na Namíbia, du Pisani (2006), Leverenz et al. (2011) e outros autores estudaram a primeira planta de reúso operada naquele país, e que sofreu inúmeras atualizações ao longo dos anos. O tratamento é baseado em um sistema com múltiplas barreiras (floculação, flotação, filtração, ozonização, além de filtração por carvão ativado, ultrafiltração, cloração e estabilização).

A experiência vivida na cidade de Windhoek mostra que esgoto doméstico tratado pode ser reutilizado para fins potáveis. Isso porque a falta de opções de abastecimento faz do reúso direto uma alternativa viável, mesmo em termos financeiros (DU PISANI, 2006; LEVERENZ; TCHOBANOGLOUS; ASANO, 2011).

Em uma situação semelhante, Khan e Anderson (2018) analisaram avanços obtidos pela Austrália ao desenvolver diretrizes nacionais de qualidade da água especificamente para reúso potável. No entanto, os autores perceberam um grau variável (nem sempre elevado) de sucesso nos projetos de reutilização de água instalados no país. Nesse conjunto, merece destaque o reabastecimento de água subterrânea que opera em Perth, Austrália Ocidental. Originado a partir de um projeto pioneiro de reutilização potável na Austrália, o arranjo composto por estação de tratamento de águas residuais seguido de ultrafiltração, osmose reversa e desinfecção por UV, contribuiu para muitas pesquisas. Dentre essas se inclui uma análise da aplicação de processos oxidativos avançados de tratamento para produzir água altamente purificada.

Uma avaliação da pegada de carbono da unidade de reúso, realizada com base na planta piloto do projeto, revelou reduções significativas nas emissões de gases de efeito estufa (GEE) desse sistema em comparação com o que ocorre durante a dessalinização da água do mar. O resultado é relevante pois a dessalinização da água do mar é uma importante estratégia de abastecimento de água não apenas para Perth, mas também, para outras das principais cidades da australianas (KHAN; ANDERSON, 2018). De maneira ampla, o número de casos de sucesso em diversos países (África do Sul, Austrália, Estados Unidos, e Namíbia) consagra a prática de reúso para aplicações diversas (HESPANHOL, 2015). A Organização Mundial de Saúde aponta como vantagens principais do reúso direto: a garantia do abastecimento de água independente do clima; a possibilidade de utilização de sistemas de coleta existentes; a instalação de sistemas e processos de tratamento nas proximidades de grandes centros populacionais; geração reduzida de impactos ambientais (sobretudo riscos microbianos e, em alguns casos, de nutrientes) se comparada a práticas

mais ortodoxas; baixos custos de instalação e operação, se comparados a dessalinização da água do mar; e, crescente aceitação do público.

Entre os desafios que anda precisam ser suplantados destacam-se: a possibilidade de as águas residuais não atingirem índices aceitáveis de qualidade dadas as concentrações de patógenos microbianos; o uso de processos complexos de tratamento; e, a necessidade de elevado nível de conhecimento técnico (WORLD HEALTH ORGANISATION, 2017).

Nesse contexto, as tecnologias de recuperação de água, em especial aquelas que utilizam membranas, vem sendo amplamente estudadas em termos técnicos e econômicos, obtendo resultados satisfatórios na maior parte das situações em que estas opções têm sido avaliadas. Após realizar uma revisão de literatura ampla e detalhada, Warsinger et al. (2018) concluíram que os avanços mais recentes nesse campo se deram sob a forma de novos materiais para membranas e revestimentos, nos métodos de fabricação, e via sistemas combinados com tratamentos biológicos como MBR, eletrodialise e osmose. Paralelamente a isso, a adoção de práticas para racionalização do consumo redução da formação de depósitos trouxeram redução nos custos de operação desse processos (WARSINGER et al., 2018).

A associação de sistemas utilizando membranas e tratamentos biológicos é bastante atrativa para casos de reúso potável. Alturki e colaboradores investigaram essa vertente sob a perspectiva de complementaridade do tratamento combinado de nanofiltração (NF), com MBR e OR para remoção de orgânicos, a fim de viabilizar o reúso potável indireto. Os resultados obtidos indicaram que o arranjo é capaz de eliminar, com boa eficiência, uma ampla gama de contaminantes orgânicos. Esse resultado se deve em grande parte a eficiência do MBR em degradar compostos orgânicos, hidrofóbicos e biodegradáveis. Em particular, a elevada eficiência de decomposição das substâncias hidrofóbicas pode ser atribuída ao aumento de seu tempo de permanência no reator, devido à pronta adsorção aos sólidos suspensos do licor misto do sistema. A combinação MBR + OR de baixa pressão resultou em mais de 95% de remoção (plena ou abaixo dos limites de detecção analítica) de todos os 40 compostos orgânicos investigados no estudo (ALTURKI et al., 2010).

3.3. Avaliação de ciclo de vida

Nessa seção encontra-se a revisão bibliográfica da avaliação de ciclo de vida, tratando dos principais conceitos relacionados ao tema e trazendo trabalhos que utilizam essa abordagem relacionados a Importação de água, Osmose Reversa e Reúso Potável.

3.3.1. Conceito de ciclos de vida e Avaliação de ciclo de vida

Na nomenclatura da ACV denominam-se aspectos ambientais às correntes de matéria e de energia que circulam através da fronteira de (ou para) o sistema de produto, desde a (ou a partir da) vizinhança, cujas quantidades devem ser mensuradas para realização do estudo. O mesmo glossário intitula impactos ambientais como as alterações que ocorrem no meio ambiente em consequência das extrações e/ou emissões de aspectos ambientais em seus mais variados compartimentos. Os sistemas de produto são os conjuntos de elementares, interligados entre si por fluxos de energia e/ou matéria, com o intuito de atenderem a uma função (BAUMANN; TILLMAN, 2004).

Assim, o conceito de Ciclo de Vida descrito na norma ABNT NBR ISO 14040, que escreve os princípios e a estrutura de estudos de ACV e define requisitos mínimos, é de “Estágios sucessivos e encadeados de um sistema de produto, desde a aquisição da matéria-prima ou geração de recursos naturais à disposição final” (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2009a, 2009b). Esse ciclo está representado na Figura 1.

Figura 1 - Esquema representativo do ciclo de vida de produtos

Fonte: Site Braskem, 2017.

Nesse contexto, Avaliação do Ciclo de Vida pode ser conceituada como “as compilação e avaliação de entradas, saídas e impactos ambientais potenciais de um sistema de produto gerados ao longo do seu ciclo de vida” (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS

TÉCNICAS, 2009a, 2009b). Dadas suas características, a ACV é vista como técnica de gestão ambiental voltada a identificação de oportunidades para melhoria dos aspectos ambientais de produtos e processos. Seus resultados podem embasar processos de tomada de decisão realizados por organizações governamentais e não-governamentais de todos os segmentos produtivos (agropecuário, industrial e de serviços). Isso porque, a técnica gera indicadores de desempenho ambiental de caráter sistêmico e quantitativo.

3.3.2. Usos, aplicações e limitações

De acordo com Silva e Kulay (2019), são aplicações possíveis para a técnica de ACV as ações de: (i) identificação de oportunidades de melhoria de desempenho ambiental; (ii) comparação de desempenho de produtos de mesma função; (iii) concessão de rótulos ou selos ambientais; (iv) projeto de novos produtos, processos e serviços, ou a remodelação de seus homólogos já existentes; e (v) comunicação ambiental.

Por se tratar de uma técnica de diagnóstico, a ACV não é capaz de propor soluções; por outro lado, espera-se que ela identifique pontos críticos e limitações existentes ao longo do ciclo de vida de produtos ou serviços, ou do escopo definido no estudo. Os indicadores obtidos pela aplicação da ACV podem ainda dar suporte a campanhas de conscientização e ajudar na elaboração de políticas ambientais (SILVA; KULAY, 2019).

3.3.3. Método: ABNT NBR ISO 14040

O método que fundamenta a condução de estudos de ACV foi descrito pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), sob a forma das normas ABNT NBR ISO 14040 e 14044, editadas em 2009 e atualizadas em 2014. Por correspondência, tais diretrizes se baseiam em orientações equivalentes que foram editadas pela *International Organization for Standardization* (ISO) em 2006 (SILVA; KULAY, 2019). A Figura 2 descreve a forma como se estrutura a aplicação da técnica de ACV.

Figura 2 - Estrutura da avaliação do ciclo de vida

Fonte: ABNT NBR ISO 14040 (2006)

A metodologia de ACV compreende quatro etapas: (i) Definição de Objetivo e Escopo; (ii) Análise de Inventário; (iii) Avaliação de Impactos Ambientais; e (iv) Interpretação. Ao longo do estudo, readequações dessas etapas podem ser necessárias em decorrência da interatividade entre as mesmas. Para tal, essas ações estão intercomunicadas de modo iterativo no arranjo proposto pela ISO, com a intenção de viabilizar as referidas mudanças.

3.3.3.1. Definição de Objetivo e Escopo

O objetivo de uma ACV define a aplicação do estudo de forma clara e consistente com a aplicação pretendida. Nesta etapa também são definidas as motivações da sua realização, a que público o estudo se destina, e se há intenção de publicação dos resultados, bem como o sistema de produto, a unidade funcional, a fronteira do sistema, procedimentos de alocação e metodologia a ser utilizada. Esta fase provê o plano inicial para a condução da fase de inventário do ciclo de vida de uma ACV. Dessa forma alguns dos conceitos necessários se apresentam a seguir (ABNT, 2009a).

- Função do sistema de produto: define e especifica a função para qual o estudo avaliará o desempenho ambiental para um determinado produto, processo, ou serviço, utilizando a técnica de ACV;

- Unidade funcional: define o desempenho quantitativo da função a ser cumprida pelo produto; ou seja, é a base de cálculo sobre a qual está apoiada a análise;
- Fluxo de referência: medida das saídas de um processo do sistema de produto, ou serviço, que será necessária para atender Função requerida para aquela determinada a Unidade Funcional;
- Fronteiras do sistema de produto: conjunto de critérios usados para especificar os processos elementares que fazem parte de um sistema de produto, ou serviço. Estabelece ainda os limites de atuação das ações antrópicas relacionadas a este arranjo com o meio ambiente (Biosfera) e com outros sistemas antrópicos (Tecnosfera);
- Processo elementar: menor porção de um sistema de produto para a qual dados de entrada e saída são quantificados.
- Sistema de produto: conjunto de processos elementares, interligados entre si por fluxos elementares e de produto, com o intuito de atenderem a uma ou mais funções definidas;
- Tratamento de situações de multifuncionalidade: procedimento utilizado em situações nas quais um produto, processo ou serviço, apresenta mais de uma função; nesse caso é possível distribuir as cargas ambientais entre o sistema de produto em estudo e outro(s) sistema(s) de produto. Existem três linhas possíveis de abordagens metodológicas para tratar esse tipo de situação; são elas: (i) o Método do Esgotamento (Surplus Method); (ii) a Alocação, que pode ser implementada por critérios físicos (massa, energia), ou econômicos (preço, custo), e (iii) a Expansão de Fronteiras, aplicável via o conceito de carga evitada (avoided burden);
- Critérios de exclusão de dados: consistem de regras quali-quantitativas a serem utilizadas para definir em termos de fluxos de material ou energia ou nível de significância os aspectos ambientais considerados pela ACV. Essas regras devem levar em conta o grau de relevância dos aspectos ambientais presentes em cada etapa do ciclo de vida e definir os limites de exclusão de dados de um estudo;

- Requisitos de qualidade: critérios a serem aplicados com objetivo de caracterizar adequadamente os dados que serão coletados, no âmbito das dimensões temporal, geográfica e tecnológica. A definição adequada desses recortes visa garantir a robustez e representatividade ao modelo de sistema de produto;

- Categorias e método de Avaliação de Impacto: define a abordagem metodológica e as classes, que representam questões ambientais relevantes, a serem usadas para efeito de quantificação do perfil de impactos do objeto de estudo. Essa análise pode gerar um indicador único para descrever o desempenho ambiental do atendimento da função;

- Análise crítica: processo de verificação da consistência e atendimento dos requisitos que foram formulados para realização deste estudo e seu alinhamento com as Normas Brasileiras sobre avaliação do ciclo de vida.

3.3.3.2. Análise de Inventário

Durante a execução desta etapa os dados representativos de aspectos ambientais, ou seja, correntes materiais e energia que circulam pelas fronteiras entre o processo em análise e o meio ambiente são coletados. É usual que sejam quantificados ainda os bens de consumo e seus eventuais subprodutos, fluxos intermediários – que interligam dois estágios do processo em análise –, e fluxos de produto – que também serão empregados pelo processo em análise, mas advêm de outros processos antrópicos (GUNADY et al., 2012). Os dados utilizados podem ser obtidos a partir de levantamentos de campo (dados primários), ou ser coletados junto a literatura (dados secundários).

Após a coleta de dados, é necessário que haja a validação e tratamento dessas informações compondo assim o Inventário de Ciclo de Vida (ICV). O tratamento de dados, ocorre com a verificação do atendimento de requisitos de qualidade, aplicar balanços de massa e energia para checagem de consistência dos dados levantados, e correlacionar essas quantidades à UF (ou fluxo de referência, RF) (ABNT, 2009b).

3.3.3.3. Avaliação de Impactos Ambientais

A etapa de Avaliação de Impactos Ambientais do Ciclo de Vida (AICV) expressa em termos quantitativos os efeitos ambientais a que são submetidos a natureza e o ser humano a fim de atender a função para a qual o produto, processo ou serviço em análise foi concebido (SILVA; KULAY, 2006).

A AICV apresenta três etapas obrigatórias – Seleção de categorias de impactos e de seus respectivos indicadores, Classificação, e Caracterização, e outras duas facultativas – Normalização e Ponderação. (ABNT, 2009b). A aplicação da Seleção das categorias de impacto se baseia nos resultados do ICV, correlacionando-os com as categorias de impacto estudadas. A Classificação distribui os aspectos ambientais de forma qualitativa entre categorias de impacto selecionadas para a análise. Em seguida a Caracterização realiza uma interação quantitativa entre esses elementos (PEREIRA, 2004).

3.3.3.4. Interpretação

A Interpretação se ocupa de avaliar o estudo de ACV quanto a completeza, sensibilidade e consistência. Isso ocorre a partir da identificação das principais questões relacionadas aos resultados das fases de ICV e AICV, e suas conclusões limitações e recomendações. Essa análise ocorre, avaliando se premissas conceituais e metodológicas, e procedimentos operacionais (p.e. coleta e tratamento de dados, ou tratamento de multifuncionalidades) foram conduzidos de maneira consistente com as diretrizes, ou padrões, definidos para o estudo. São também verificados aspectos associados à modelagem do ciclo de vida.

A Interpretações tem caráter iterativo, se difundindo, portanto, por todas as etapas da ACV. A etapa consiste de um mecanismo que propicia melhorias contínuas ao estudo por checar e melhorar seus níveis de precisão e acurácia e, por extensão, também a qualidade dos resultados por ele gerados (ABNT, 2009a).

3.4. Avaliação de ciclo de vida de tratamentos alternativos para produção de água

Nessa seção encontra-se a revisão bibliográfica da avaliação de ciclo de vida de tratamentos alternativos para produção de água.

3.4.1. Estudos de ACV voltados ao Reúso potável direto

A literatura científica descreve relatos em que ACV foi usada para verificar o desempenho ambiental de sistemas de reúso de água. Um exemplo dessas contribuições é o trabalho de Holloway e colaboradores que investigou segundo perspectivas ambiental e energética dois arranjos tecnológicos voltados ao reúso potável: a combinação do tratamento convencional de lodos ativados com MF, OR e UV-AOP e o híbrido FO+MBR, que inclui tratamento biológico, UF, FO e OR. Os autores utilizam uma variante da ACV clássica, o *Wastewater-Energy Sustainability Tool (WWEST)*, que usa dados econômicos de

entrada e saída (Input-Output) para avaliar impactos da aquisição e produção de materiais. Os resultados obtidos ilustram que o uso de energia e os impactos ambientais da alternativa que inclui o tratamento convencional são inferiores aos do tratamento UFO-MBR.

Os maiores impactos do tratamento UFO-MBR foram associados à grande área necessária da membrana do FO e ao alto uso de energia do RO. Na segunda etapa da investigação, o processo com UFO-MBR foi avaliado para a condição em que usava membranas de FO mais permeáveis e recuperação de energia do RO. Após efetuar-se a otimização do processo, os impactos ambientais do UFO-MBR passaram a ser próximos dos resultados do arranjo congênere (HOLLOWAY et al., 2016).

Outro estudo de caso nesta mesma temática trata problemas que resultam em escassez de água em Cingapura, cujo sistema de provimento é complexo dada a variedade de fontes de fornecimento, ao uso de processos avançados de tratamento, e a aplicação de reúso potável e não potável. Os autores aplicaram ACV a fim de obter um diagnóstico ambiental que respaldasse processos decisórios realizados nos âmbitos da indústria e da formulação de políticas públicas. As alternativas avaliadas foram NEWater, que pode ser entendida como água de reúso purificada, e água da torneira, que são produzidas a partir de uma combinação de várias intervenções e tratamentos. Destacam-se entre os achados obtidos, o fato de cada 1,0 m³ de água entregue ao consumidor via tecnologia NEWater (que é homônima do produto por ela gerado) e sob a forma de água da torneira, resultarem respectivamente em 2,19 e 1,30 kg CO_{2eq} de impactos na forma de Mudanças Climáticas, e consumirem 3,44 e 882 L de água bruta (ou seja, de impactos como Depleção de Água). O retorno proporcionado pela iniciativa motivou a incorporação da ACV na gestão do abastecimento de água de Cingapura. As indústrias do país também fizeram uso dessa abordagem para tomar decisões com base em seus objetivos de sustentabilidade ambiental, ao avaliarem fontes alternativas para suprimento de água de processo (HSIEN et al., 2019).

Outros trabalhos avaliaram individualmente, ou em combinação com outros processos, o desempenho ambiental de etapas do arranjo processual que proporciona potabilidade a água. Nesses casos as análises foram feitas por comparação com processos equivalentes. Rashidi e colaboradores compararam os desempenhos de plantas de tratamento de efluentes que associavam tecnologias emergentes (biorreatores de membrana: MBRs; células de combustível microbianas: MFCs; e eletrólise microbiana: MEC) a técnicas convencionais de tratamento (anaeróbia-anóxica-oxidativa: A₂O). O estudo, que teve em conta também

a dimensão econômica, levantamento em conta nesse caso custos de capital e operação, foi realizado sob o enfoque de ciclo de vida.

Após realizar a avaliação oito categorias (Acidificação, Aquecimento Global, Depleção Abiótica, Depleção de Ozônio, Ecotoxicidade Terrestre Eutrofização, Formação de Foto-oxidantes, e Toxicidade Humana) os autores concluíram que A_2O+MBR e A_2O+MFC são os processos com melhores resultados de desempenho nas etapas de construção e operação. A análise mostrou ainda que porte e características das unidades, qualidade do efluente e, as emissões de metano geradas especialmente durante a operação são aspectos importantes. Os resultados de impacto econômico mostraram que A_2O e A_2O+MFC têm baixos custos de capital e operacional. Rashid et al estão convictos de que a combinação A_2O+MFC é o processo mais econômico dentre as opções analisadas, no caso em que tal desempenho observe custos totais para um horizonte de tempo igual ou superior a 20 anos (RASHIDI et al., 2018).

3.4.2. Estudo de ACV de processos de Importação de água

A literatura técnica também traz registros da aplicação de ACV para verificar impactos ambientais de soluções que envolvem importação de água para o suprimento da demanda hídrica de cidades ou regiões. Um desses desenvolvimentos, coordenado por Lyons e colaboradores, analisa a opção de importação de água desde o rio Colorado até a cidade de Scottsdale, Arizona, cujo desempenho foi comparado a dessalinização de água do mar e ao reúso de efluentes. Um estudo de ACV foi desenvolvido e três categorias de impacto foram avaliadas: danos aos recursos naturais, danos à qualidade do ecossistema e danos à saúde humana. Como as categorias de dano são medidas em dimensões diferentes e não comparáveis, os autores fizeram uso não apenas de procedimentos de normalização, mas também aplicaram pesos (ponderação) para melhor descrever as magnitude e importância desses efeitos sobre os entornos locais e regionais. A aplicação dos procedimentos gerou um único indicador. Dada a influência do consumo de energia sobre o funcionamento da unidade, diferentes matrizes elétricas foram testadas com a intenção de identificar fontes de menor contribuição nos impactos globais do sistema. Os *grids* energéticos com perfil semelhante aos da Noruega (99% hidrelétrico) e França (70% nuclear) apareceram como boas opções nesse campo. Os melhores resultados em termos de desempenho ambiental coletivo foram identificados para o reúso de águas residuais (LYONS et al., 2009).

Outro estudo de natureza semelhante trata de possibilidades para suprimento de água na Califórnia. A necessidade de ampliação da oferta hídrica está associada ao crescimento da população e a indisponibilidade de fontes de água superficiais e subterrâneas.

O estudo realizado por Stokes e Hovarth (2006) usou ACV híbrida (enfoque tradicional associado a Análise *'Input-Output'*), para efetuar a comparação de três alternativas: importação, reúso e dessalinização de água e, assim propor a ferramenta *Water-Energy Sustainability Tool* (WEST), capaz de prover informações para a tomada de decisões de planejamento hídrico. Consumo de energia e emissões atmosféricas associadas às gerações de calor e eletricidade, operação de veículos e equipamentos, produção de insumos e de matérias-primas, bem como processos em si de captação, tratamento e distribuição foram objeto dessa análise. A título de validação, a ferramenta WEST foi usada para avaliar os sistemas de uma companhia de água do norte e do sul da Califórnia. Os resultados mostraram que, para os dois estudos de caso, a dessalinização teve uma demanda de energia 2 a 5 vezes maior e causou 2 a 18 vezes mais emissões do que a importação ou reciclagem, devido principalmente à intensidade energética do processo de tratamento. A fase do ciclo de vida da operação criou o maior consumo de energia, de 56% a 90% para todas as fontes e estudos de caso. Para cada fonte de água, uma fase diferente do ciclo de vida dominou o consumo de energia. Para a água importada, o fornecimento contribuiu com 56% e 86% dos resultados para cada estudo de caso; para a dessalinização, o tratamento representou aproximadamente 85%; para água de reúso, a distribuição dominou com 61% e 74% do uso de energia. Os resultados foram traduzidos em termos monetários usando estimativas de custos externos das emissões atmosféricas. Ao monetizar essas perdas, diferentes emissões puderam ser comparadas.

O estudo calculou os custos externos da poluição do ar nos três sistemas de abastecimento de água. Esses custos são suportados pela sociedade, mas não pagos pelos produtores. Os custos externos foram considerados 6,0% dos custos de produção de água dessalinizada para ambos os estudos de caso, 8,0% dos custos de produção de água importada no sul da Califórnia e 1,0% a 2,0% para os sistemas de água de reúso e para o sistema de água importado da concessionária do norte da Califórnia (STOKES; HORVATH, 2006).

Outro estudo avalia, sob a ótica ambiental, opções de suprimento de água para diferentes regiões da China. Em 2002, o governo chinês deu início o maior projeto de desvio de água do mundo. Denominada *South-to-North Water Diversion Project (SNWDP)*, essa iniciativa se propunha a usar água disponível no sul do país para abastecer a o extremo norte, que apresenta deficiência hídrica. Li et al., (2016) aplicaram ACV para verificar

efeitos sobre o ambiente gerados em decorrência dessa possibilidade, bem como, de recuperação de águas residuais e dessalinização da água do mar.

A unidade funcional foi a produção de água que atende aos requisitos de qualidade da água dos usuários e substitui 1 m³ de água doce que é retirada dos cursos de água locais. Estão incluídas no estudo as fases de: construção, operação e transporte de produtos químicos e disposição final de lodo. A fase de desmontagem foi excluída deste estudo por ter impacto ambiental associado insignificante em comparação com a fase de operação. As categorias de impacto avaliadas incluem Depleção de Recursos Abióticos, Potencial de Acidificação, Potencial de Eutrofização, Potencial de Aquecimento Global e potencial tóxico. Para entender a contribuição dos diferentes indicadores para os impactos ambientais globais, foi utilizado um método de normalização externa. As pontuações de impacto das categorias de impacto foram normalizadas. As categorias de potencial de toxicidade não foram incluídas nos resultados do indicador de impacto normalizado devido à falta de dados relevantes.

Pequim, Tianjin, Jinan e Qingdao foram fixadas como as principais áreas de recebimento de água do SNWDP. Os resultados revelaram que a fase de operação teve papel dominante em todas as categorias de impacto do ciclo de vida, exceto para depleção de recursos abióticos, e contribuiu para mais de 70% de seus valores. Suprir Pequim e Tianjin de água através do SNWDP é uma opção mais ambientalmente sustentável do que adotar fazer reúso de efluentes ou dessalinização. Por outro lado, para Jinan e Qingdao, a melhor opção sob a ótica ambiental é proceder a recuperação de águas residuais. A dessalinização de água do mar obteve os piores resultados de impacto para todas as áreas de estudo. No entanto, e talvez, como já e pudesse esperar de antemão, essa alternativa superou as demais em termos de depleção de água doce. Ainda que a opção mais sustentável de abastecimento de água tenha sido recomendada via os resultados da ACV, Li e colaboradores sugeriram que múltiplos recursos hídricos devem ser integrados ao abastecimento de água da região Norte do país, a fim de propiciar condições para sua sustentabilidade (LI et al., 2016).

3.4.3. Estudos de ACV relacionados a tecnologia de Osmose reversa

A OR está entre as tecnologias de dessalinização mais investigadas no que se refere aos impactos gerados sobre o ambiente. Raluy e colaboradores seguiram por essa linha, e para tanto, na maior parte dos casos fizeram uso de ACV. Um estudo desenvolvido por esses

autores em 2005 avaliou o desempenho ambiental de sistemas MSF, MED e OR adotados para dessalinização de água em muitas partes do mundo.

Para essa situação, o escopo de aplicação da ACV compreendeu operações de extração de recursos naturais e processamento de matérias-primas, fabricação de elementos, componentes e das instalações propriamente ditas, suas operações, além de atividades de transporte, e cenários para a destinação final de rejeitos. O estudo utilizou três métodos de cálculo para avaliar diferentes categorias de impacto, CML 2 baseline, Ecopoints 97 e EcoIndicator 99. Foram avaliados impactos em diversas categorias de impacto, dentre as quais se destacam Acidificação, Aquecimento Global, Depleção Abiótica, Ecotoxicidade Marinha, Formação de Foto-oxidantes e Toxicidade Humana.

Os autores concluíram que os principais impactos ambientais associados a tais tecnologias procedem invariavelmente de suas operações. Apesar do tipo, a energia cumpre um papel fundamental no processo de dessalinização. Assim sendo, a procedência dessa utilidade e apresenta como fator de grande influência no perfil de impactos de cada alternativa. De qualquer forma, a OR mostrou ser a tecnologia menos agressiva para o meio ambiente, gerando resultados de impacto mais baixos do que os processos térmicos MSF e MED. Nos casos dos processos de dessalinização térmica, a carga ambiental relacionada aos sistemas pode ser altamente reduzida, cerca de 1000 vezes, quando integrada a outros processos industriais. No caso do RO, as pontuações e as emissões aéreas obtidas a partir de um modelo de produção de eletricidade com base em energias renováveis são cerca de 65 a 70 vezes inferiores às obtidas quando o modelo de produção de eletricidade é baseado principalmente em combustíveis fósseis.

Segundo Raluy et al., uma forma de equiparar aqueles resultados seria promover uma integração energética entre MSF ou MED e outros processos (ou etapas de processos) produtivos de forma a aproveitar o calor residual emanados daquelas fontes. Raluy, Serra e Uche preconizaram que as evoluções técnicas que vinham sendo empreendidas sobre a OR à época do estudo poderiam resultar em reduções de sua carga ambiental de até 40% dos valores de impacto obtidos em 2005 (RALUY; SERRA; UCHE, 2005).

Após 15 anos desde a publicação do estudo, muitos das questões levantadas por Raluy et al permanecem atuais como a relação estreita entre o desempenho ambiental da OR, seus consumos energéticos, e as fontes de geração de eletricidade, apesar dos avanços em termos de integração e otimização energética registrados mais recentemente.

De qualquer forma, consumos elétricos associados a operação da tecnologia diminuíram de fato, devido a otimização de práticas de operação, do desenvolvimento de materiais e

técnicas de produção de membranas, e formas eficientes de tratamentos capazes de evitar incrustações nesses elementos.

Hancock e colaboradores realizaram estudo dentro da mesma temática, mas cujo objetivo era verificar via ACV, a viabilidade ambiental de um desenvolvimento que resultasse em processo híbrido de produção de água. A análise visava determinar impactos ambientais de um arranjo que acoplasse dessalinização da água do mar a recuperação da água, por meio de sistema composto por membrana osmoticamente acionado e diferentes formas de dessalinização da membrana. Uma metodologia comparativa de avaliação do ciclo de vida foi usada visando avaliar o desempenho ambiental de um novo processo híbrido que consiste em osmose direta (FO) operada no modo de diluição osmótica (ODN) e osmose reversa da água do mar (SWRO) e dois outros processos: um SWRO convencional independente sistema de dessalinização e um SWRO combinado e um sistema de purificação de água com barreira dupla que consiste em nanofiltração seguida de osmose reversa.

Após avaliar dez categorias de impactos Hancock e colaboradores constataram que, em termos ambientais, há dois obstáculos para o desenvolvimento do processo ODN-SWRO: (i) o projeto do módulo de membranas; e, (ii) a intensidade de limpeza desses elementos. Uma análise da versão otimizada do sistema revelou que ações como dobrar a densidade de empacotamento da membrana, triplicar sua permeabilidade, e sistematizar a operação poderiam reduzir o impacto ambiental médio do ODN-SWRO para todas as categorias de impacto, em cerca de 25% se comparados àqueles que foram obtidos para o SWRO. No entanto, o tratamento híbrido de nanofiltração-RO de água do mar e das águas residuais, pode atingir níveis quase semelhantes de impacto ambiental. A avaliação que comparou essas três alternativas mostrou que a integração entre nanofiltração-RO e osmose reversa, produz menor impacto ambiental que o do cenário ODN-SWRO (HANCOCK; BLACK; CATH, 2012).

Deve também ser destacado o estudo realizado nas áreas costeiras de Tampa Bay, Flórida, e San Diego, Califórnia no qual Mo et al., projetaram variações no nível de população, demanda de água e grid elétrico até 2030. Esses locais foram escolhidos por apresentarem bases populacionais, áreas de terra, economias e perfis de consumo de água semelhantes. As localizações e contrastes crescentes entre demanda e oferta de água são outros aspectos comuns a todas essas localidades. Três cenários foram avaliados a partir da aplicação da lógica de ciclo de vida: maximização do suprimento convencional de água; maximização da dessalinização da água do mar; e maximização da recuperação de água não potável.

O desempenho foi descrito na forma de Demanda de Energia Primária, emissão de GEE, e custo de energia.

Constatou-se que San Diego possuía maiores custos energéticos, mas menor emissão de GEE do que Tampa Bay na maioria de seus sistemas de produção de água, em virtude das diferenças entre as matrizes elétrica e as características (disponibilidade e qualidade) dos recursos hídricos das duas regiões. Verificou-se que maximizar a recuperação de água era melhor do que aumentar os suprimentos tradicionais ou a dessalinização da água do mar em ambas as regiões em termos das três categorias de impacto. Os resultados implicam ainda a importância de avaliar o nexo energia-água ao perseguir metas ou objetivos de controle da demanda, para garantir que as opções potencialmente mais econômicas sejam consideradas (MO; WANG; ZIMMERMAN, 2014).

3.5. Análise econômica de tratamentos alternativos para produção de água

Nessa seção encontra-se a revisão bibliográfica das análises econômicas de tratamentos alternativos para produção de água

3.5.1. Análise econômica: Reúso potável

A viabilidade econômica é imprescindível quando alternativas de produção são avaliadas, nesse sentido o trabalho desenvolvido por Dalri-Cecato e colaboradores aplica a metodologia de avaliação de custo de ciclo de vida para estimar os custos de operação de um biorreator a membrana hipotético, para finalidade de reúso, projetado para ser implementado em Santa Catarina/Brasil. Os custos fixos e variáveis foram levantados para um biorreator a membrana, dimensionado para tratar 6.060 m³d⁻¹ (50.000 hab). As estimativas indicam valores equivalentes a R\$0,63/m³ ou R\$2,10 por kg de DBO removida, os quais vão ao encontro de outros estudos realizados abordando custos de biorreatores com membranas, o que torna o sistema proposto competitivo para produzir água de reúso, apresentando custo de tratamento (R\$/m³) inferior ao valor cobrado pela água potável na região na atualidade (DALRI-CECATO et al., 2019).

Outra contribuição no mesmo âmbito foi desenvolvida por Judd (2017), que propôs uma revisão para aplicações de membranas: tecnologia de biorreator de membrana (MBR) para tratamento de águas residuais. A análise envolveu custos operacionais e de capital para instalações em escala. O objetivo era determinar o perfil de custo do processo. Judd observou que os custos de operação do sistema estão ligados principalmente à limpeza do leito em decorrência do alto consumo de energia elétrica (JUDD, 2017).

Além dessas iniciativas a *Wate Reuse Research Foundation* e a *Wate Reuse California* financiaram um estudo com objetivo de avaliar o custo da reutilização direta potável. Este estudo mostra que a reutilização potável se compara favoravelmente com outras novas alternativas de abastecimento de água em termos de custo, necessidades de energia e outras considerações ambientais.

Os custos de reúso potável foram avaliados para um processo tratamento avançado (CAT) da desinfecção por operado com (MF + OR + UV/POA + Cl₂). Ainda que os resultados sejam condicionados à realidade local, a adição de DPR ao mix de abastecimento de água da Califórnia viabilizará o uso da técnica por outras comunidades do estado (RAUCHER; TCHOBANOGLIOUS, 2014).

3.5.2. Análise econômica: Importação

Já em 2003, existia uma preocupação com a região norte da África por estar passando por uma escassez de água. A disponibilidade anual média regional de água per capita foi reduzida de 2285 metros cúbicos em 1955 para 958 metros cúbicos em 1990 e deve atingir 602 metros cúbicos até o ano 2025. Para atender às demandas atuais e futuras de água da região, as opções analisadas no trabalho de Alghariani foram a transferências de água de longa distância dos aquíferos do Sul para áreas costeiras, e o investimento em tecnologia de dessalinização da água do mar em grande escala. A análise econômica revelou que o custo da transferência de água poderia atingir 0,83 US\$/m³, chegando a 2,35 US\$/m³ caso aspectos de sustentabilidade fossem levados em consideração. Muito embora esses valores fossem melhores que o custo da dessalinização da água do mar, os avanços de pesquisa realizados sobre essa alternativa melhoraram seu desempenho econômico desde 1979 (5,50 US\$/m³) até 1999 (0,55 US\$/m³). A partir disso, o autor concluiu que o desenvolvimento sustentável no norte da África dependeria do uso de dessalinização água em larga escala e que projetos de transferência de água deveriam ser substituídos por essa tecnologia por se tratar de uma melhor opção (ALGHARIANI, 2003).

Outro estudo que se propôs avaliar os custos da alternativa de importação de água entre outras possibilidades é o das Ilhas Egeias. As demandas de água nessa região vinham aumentando constantemente na última década, como resultado de novas casas de praia, hotéis e resorts, desestabilizando as práticas anteriores de produção de água. Como as fontes de água locais são limitadas, três opções são comparadas: dessalinização da água do mar, importação de água doce e recuperação de águas residuais.

A água produzida por dessalinização, ou a água doce importada do continente, era cara e deveria ser conservada para usos potáveis. A água recuperada poderia ser utilizada com eficiência na irrigação de culturas e paisagismo. Por outro lado, esse recurso poderia intensificar o turismo, e elevar o adensamento populacional da região. Com isso, a longo prazo a recuperação e a reutilização da água devem desempenhar um papel importante no desenvolvimento de estratégias sustentáveis de gestão nas regiões insulares do Mar Egeu e em outras áreas isoladas da bacia do Mediterrâneo (GIKAS; TCHOBANOGLOUS, 2009).

3.5.3. Análise econômica: Osmose reversa

Judd (2017), ainda discute em sua contribuição à utilização de osmose reversa (OR) para dessalinização de água do mar. A análise de custos realizada estendeu-se a determinação de tendências de despesas operacionais (OPEX) e sua sensibilidade, usando expressões analíticas simples, bem como de dados publicados sobre CAPEX para instalações em escala ou a partir de análises de custos. A análise OPEX, aparentemente através da consideração da demanda de energia específica em kWh por m³ de permeado, revelou que ela se relaciona principalmente com a hidrodinâmica no caso da OR. A análise bibliométrica das tendências de pesquisa revelou uma diferença marcante na ênfase nos aspectos de custo entre as duas áreas de pesquisa, com o foco no custo sendo especificamente 16 vezes maior para a dessalinização da água do mar do que o tratamento MBR de águas residuais (JUDD, 2017).

Outra contribuição recente dá-se sob a forma do estudo de Akgul e colaboradores, a partir de uma análise de custo de dessalinização da água do mar via OR para a Turquia. Foram escolhidos como parâmetros da análise capacidade, recuperação, vida útil da membrana, energia, custos químicos e fluxo. Os resultados indicam que a capacidade do sistema de tratamento é inversamente proporcional ao capital e os custos totais de produção até 5000 m³/d. A partir desse limite, os custos se desvinculam da capacidade de produção da planta. Além disso, quando a taxa de recuperação aumenta de 30 para 40% os custos de capital diminuem. Os autores recomendaram que os projeto e especificação de equipamentos em plantas de OR deveriam dispensar atenção especial ao consumo de energia do sistema por conta das características do grid nacional (AKGUL et al., 2008).

4. MÉTODO DE TRABALHO

O atendimento dos objetivos previstos para essa dissertação se tornou viável a partir da aplicação de um método de trabalho compostos pelas seguintes etapas: (i) caracterização do contexto em que o estudo se desenvolve; (ii) seleção das tecnologias de processamento de água, seguida da especificação desses arranjos em termos de parâmetros de operação, do consumo de recursos, e de emissões; (iv) elaboração de modelos específicos para cada processamento; (v) aplicação da técnica de ACV com o objetivo de formular diagnósticos ambientais para cada circunstância; (vi) realização de análise econômica para determinar o desempenho das mesmas situações; e, (vii) avaliação dos resultados obtidos, e sugestão de ações para melhoria dos desempenhos de cada tecnologia nos âmbitos em que elas são aplicadas.

4.1 Caracterização dos estudos de caso

Tal como já fora adiantado ao final do capítulo introdutório dessa dissertação, este estudo se desenvolveu no contexto de produção de água potável para atender as necessidades de grandes centros urbanos com potencial de escassez.

Dois requisitos foram estabelecidos para orientar este desenvolvimento; quais sejam: (i) preservação dos corpos hídricos circunvizinhos ao centro urbano em análise, ao coibir a captação de água dessas fontes; e, (ii) atendimento requisitos de qualidade estabelecidas pela Portaria de consolidação nº 05, de 28 de setembro de 2017 (BRASIL, 2017a), um dispositivo legal recente que arbitra sobre a potabilidade de água para consumo no Brasil, ratificando os padrões estabelecidos pela Portaria nº 2914 de 12 de dezembro de 2011 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011a).

As análises foram realizadas para duas condições distintas de disponibilidade hídrica; são elas: Condição 1: regiões interioranas, distantes da costa, ou mesmo, naquelas cujo acesso a água do mar é dificultoso ou inviável; e, Condição 2: municípios localizados em zonas costeiras, para os quais o Oceano Atlântico pode servir de provedor do recurso hídrico. Além de atuar como critério indireto na seleção de rotas de produção de água potável, a decisão de examinar diferentes contextos em termos de quantidade e qualidade da oferta hídrica, foi tomada também com o propósito de ampliar o alcance da pesquisa.

A seleção de municípios brasileiros capazes de retratar as situações de análise ocorreu a partir da aplicação dos seguintes critérios:

- Apresentar adensamento populacional elevado;
- No caso específico da Condição 1, aplicou-se também como critério complementar ao anterior, uma disparidade acentuada entre as taxas históricas de crescimento do número de habitantes do município, e de aumento de sua oferta hídrica
- Estar situado em lugar geométrico que, no caso da Condição 1, inviabilize o uso de água do mar como recurso hídrico; e, para efeito da Condição 2, converta essa fonte em provedor obrigatório de água bruta.
- Ter apresentado, estar (ou ter estado) na iminência, ou mesmo, apresentar potencial para o atingimento do estado de escassez hídrica;

O recenseamento demográfico feito pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatísticas (IBGE) em 2018 indicou que pelo menos dez municípios brasileiros reuniam populações iguais ou superiores a 1,5 milhão de habitantes (Tabela 1). Segundo aquele levantamento, cabia a São Paulo a liderança dessa relação, com pouco mais de 12 milhões de habitantes. De acordo com Silveira (2015), em aproximadamente 50 anos, o município passou de 4,8 para 11,8 milhões de residentes fixos, chegando a mais de 22 milhões de habitantes caso a contagem se estendesse por toda sua região metropolitana.

Tabela 1 – Classificação de municípios brasileiros por número de habitantes: ano base 2018.

Classificação	Unidade da Federação	Município	População (nº. de habitantes)
1º	SP	São Paulo	12.176.866
2º	RJ	Rio de Janeiro	6.688.927
3º	DF	Brasília	2.974.703
4º	BA	Salvador	2.857.329
5º	CE	Fortaleza	2.643.247
6º	MG	Belo Horizonte	2.501.576
7º	AM	Manaus	2.145.444
8º	PR	Curitiba	1.917.185
9º	PE	Recife	1.637.834
10º	GO	Goiânia	1.495.705

Fonte: IBGE (2018).

São Paulo enfrentou sucessivas crises hídricas nas últimas duas décadas, com destaque especial para o período 2014 – 2016. Além disso, muito embora próxima do litoral (~ 70 km), a cidade tem dificuldade de fazer uso de água do mar para atender suas demandas, dada sua altimetria, da ordem de 760 m. Todas essas características a credenciam a ser um cenário representativo da Condição 1 do estudo.

Considerando os dados da Tabela 1, o representante da zona de potencial escassez localizada no litoral do Brasil, tinha como principais candidatos os municípios do Rio de Janeiro, Salvador e Fortaleza. O Rio de Janeiro apresentava o maior índice populacional entre as opções, ao passo que Salvador e Fortaleza registravam desempenhos equivalentes nesse quesito. Por outro lado, muito embora em franca expansão, nenhuma dessas cidades reunia ocorrências em termos de escassez hídrica com a intensidade alcançada por São Paulo.

A capital do Ceará se destaca, no entanto, dos outros centros, por acomodar o primeiro projeto nacional de dessalinização de água do mar em larga escala. A meta da prefeitura local é suprir a demanda hídrica de 720 000 cidadãos com água oriunda de dessalinização. Para tanto, a unidade de dessalinização foi projetada para produzir 1,0 m³/s de água em condições de consumo, que equivalem pouco mais de 12% da demanda total de Fortaleza (BORGES, 2018). Essa peculiaridade, associada a outro critério complementar de seleção - de disponibilidade de dados para modelagem do sistema – fez com que esse município fosse escolhido como cenário representativo da Condição 2 do estudo.

4.2 Seleção e especificação dos arranjos processuais

O processo aplicado para identificação das tecnologias que seriam consideradas em cada condição de análise ocorreu tendo em conta os seguintes requisitos:

- Grau de maturidade técnica da tecnologia;
- Capacidade de produção de água potável em larga escala;
- Custos de produção que o tornem o produto acessível ao consumidor final;

Essas exigências foram então confrontadas com informações e dados técnicos de métodos de processamento de água utilizados no Brasil, que estavam disponíveis na literatura. Esse processo referendou reúso potável direto, dessalinização de água do mar e importação de água como práticas mais adequadas para as circunstâncias em estudo.

A partir de então, passou-se ao detalhamento de cada tecnologia. Essa fase foi estruturada na forma de duas atividades: (i) seleção dos estágios que compõem cada conjunto; e (ii) especificação de suas operações, em nível suficiente de detalhe para que fossem gerados mais adiante, modelos tecnicamente consistentes e representativos desses arranjos. Para tanto, empreendeu-se outro levantamento, agora junto a portais científicos de expressão como *Web of Science*, *Periódicos Capes*, *ScienceDirect* e *Google Scholar*, observando nesse caso o horizonte temporal compreendido de 2009 a 2019. Foram usadas nessa busca as palavras-chave: *chemical water treatment*, *desalination*, *environmental analysis*, *LCA*, *life cycle assessment*, *MBR*, *membrane water treatment*, *potable reuse*, *reverse osmosis*, *wastewater*, *wastewater treatment plant*, *water importation*, *water reclamation*, *water reuse*, *water systems* e *water treatment*. Os termos foram empregados de forma individual, ou conjugada com outros constantes da mesma relação.

Como resultado dessa busca foram identificados 31 artigos científicos de publicação nos periódicos: *Desalination* (8), *Water Research* (4), *Journal of Membrane Science* (3), *International Journal of Life Cycle Assessment* (2), *Journal of Cleaner Production* (2), *Journal of Environmental Management* (2), *Revista DAE* (2), *Environmental Science & Technology* (1), *Journal of Water Process Engineering* (1), *Resources, Conservation and Recycling* (1), *Revista Água e Ambiente* (1), *Science* (1), *Scientia Plena* (1), *Separation and Purification Technology* (1) e *Water Science & Technology* (1).

A coletânea de fontes bibliográficas usadas no estudo se completa com catálogos técnicos, programas computacionais, e relatórios de órgãos de pesquisa, tais como aqueles editados pela International Energy Agency (IEA) e a Empresa de Pesquisa Energética (EPE), este último usado para modelagem da matriz energética brasileira. Trabalhos acadêmicos na forma de dissertações e teses também foram observados por este levantamento. Além disso, a legislação brasileira, na forma das resoluções CONAMA n^{os}. 357/2005 (BRASIL, 2005), 396/2008 (BRASIL, 2008) e 430/2011 (BRASIL, 2011b) ; e da Portaria n^o5/2011 do Ministério da Saúde Portaria (BRASIL, 2017b), foram consultadas para definição de padrões de qualidade de efluentes e potabilidade de água.

Para a realização da prática do reúso potável selecionou-se a combinação de sistema MBR complementado por OR. O arranjo mostra ser bastante efetivo em termos de remoção de poluentes. Tanto isso é assim, que 40 compostos orgânicos rastreados por Alturki et al., (2010) na água gerada a partir dele apresentaram concentrações inferiores aos limite de detecção analítica e quando isso não ocorreu as eficiências de remoção de contaminantes foram sempre superiores ao patamar de 95%.

Além disso, as reduções sucessivas de custo dos sistemas de membranas que ocorreram ao longo dos últimos anos viabilizam a escolha desse arranjo também sob a perspectiva econômica (KARAGIANNIS; SOLDATOS, 2008). Tais características credenciam o reúso potável como uma possibilidade viável para as Condições 1 e 2 do estudo.

Quando se trata de dessalinização osmose reversa (OR) é considerado o principal, e talvez mais otimizado, dos processos baseados em membrana (QASIM et al., 2019). Por se tratar de uma quase unanimidade em situação em que mares e oceanos são a fonte principal, ou única, de provimento de água bruta, essa tecnologia foi definida como meio de produção de água para consumo na Condição 2 da análise.

Por fim, a importação é outras das opções que atende aos requisitos estabelecidos pelo processo de seleção. Além da qualidade da água bruta e do uso a que a mesma se destina, as localizações geográficas das regiões fornecedora e consumidora são aspectos observados neste caso. Na maioria das situações o tratamento da água se dá via processo químico, envolvendo operações de coagulação floculação, sedimentação, filtração e desinfecção. A exportação de água integra o elenco de opções a serem avaliadas para a Condição 1.

4.3 Modelagem das rotas de análise

4.3.1 Rota 1: Reúso potável direto

Assim como já fora indicado na seção anterior, o reúso potável direto se viabiliza a partir da associação entre MBR e OR. Alguns autores advertem, no entanto, que o MBR atingirá sua eficiência plena – $\eta \approx 97\%$ de remoção da Demanda Química de Oxigênio (DQO) presente na corrente de alimentação do sistema – caso o efluente seja submetido a tratamentos preliminares (MENG et al., 2008), realizados por meio das operações de gradeamento (aplicada para remoção de sólidos grosseiros) e filtração (para extração de areia). O gradeamento consiste de um feixe de barras de ferro (ou aço), colocadas no plano transversal (de forma perpendicular ou inclinada) ao do fundo do canal a partir do qual o efluente circula. O distanciamento entre as grades deve ser projetado de forma a evitar significativas perdas de carga durante essa circulação. A extração da areia busca proteger bombas e equipamentos de abrasão, e evitar zonas assoreamento que alterem a velocidade de deslocamento do fluxo. A caixa de areia deve ser dimensionada de forma a impedir a retenção de sólidos orgânicos sedimentáveis (DE MENEZES; MENDONÇA, 2017).

Para o sistema de reúso potável em análise, os tratamentos preliminares se constituem de grade cremalheira dotada de sistema de limpeza mecânica, uma caixa de areia acoplada a peneira rotativa e rosca transportadora helicoidal. O consumo médio de eletricidade para o gradeamento foi estimado em $1,71 \text{ Wh/m}^3$ água potável, e a unidade de separação envolvendo a caixa de areia e demais dispositivos acoplados totaliza $13,8 \text{ Wh/m}^3$.

O sistema MBR combina o tratamento biológico de efluente doméstico e uma unidade de filtração com membranas submersas. A abordagem conceitual é tecnologicamente similar à aplicada em plantas de tratamento de efluentes, com exceção da etapa de separação de lodos ativados e efluente tratado. Em vez de ser realizada por sedimentação em um tanque de clarificação, esta operação ocorre com auxílio de membrana (IVANOVIC; LEIKNES, 2012). Dadas suas características a unidade de MBR detém o maior consumo elétrico de todo o arranjo: $1,46 \text{ kWh/m}^3$.

O fluxo emanado do estágio anterior segue para desinfecção com radiação ultravioleta. A radiação atua sobre as moléculas orgânicas, podendo ser poluentes orgânicos persistentes (POPs) e outros subprodutos tóxicos, por exemplo, dispersas no meio em intensidade suficiente para romper suas ligações químicas (ARAÚJO et al., 2016). Lâmpadas de baixa pressão de vapor de Hg produzem radiação UV com comprimento de onda $\lambda = 254 \text{ nm}$, que é visto como ideal para desinfecção. As lâmpadas UV têm contato indireto com a água, ficando posicionadas no interior de tubos de quartzo localizados no interior do reator (BOLTON; COTTON, 2008). Ainda que energo-demandante, o feixe que realiza a desinfecção consome em média $6,41 \text{ Wh/m}^3$.

A OR pode remover diferentes tipos de espécies químicas dissolvidas e suspensas, bem como espécies biológicas (isto é, bactérias) presentes nas águas industrial e potável. Sua atuação faz com que soluto seja retido no lado pressurizado da membrana, ao mesmo tempo em que a água (solvente purificado) passa para o outro extremo (WARSINGER et al., 2016). A unidade de OR projetada, utilizando o software Wave[®], para essa reutilização potável exige 687 Wh/m^3 (DUPONT DE NEMOURS INC., 2018). O tratamento se completa com nova aplicação de radiação UV, que ocorre em geral conjuntamente com peróxido de hidrogênio (H_2O_2). A integração de processos oxidativos avançados gera um efeito sinérgico resultando em maior eficiência global. O mecanismo $\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$ se dá com radiação ultravioleta $\lambda \leq 400 \text{ nm}$, que é capaz de fotolisar moléculas de H_2O_2 . Essa foto clivagem leva a degradação parcial de compostos recalcitrantes em elementos mais biodegradáveis (ARAÚJO et al., 2016). Essa situação projeta um dispêndio energético de 150 Wh/m^3 (DUPONT DE NEMOURS INC., 2018).

Tabela 2 - Limites legais: Efluentes domésticos e Água potável.

Parâmetro	Efluente doméstico ^(a,b)	Água potável ^(c)
Oxigênio dissolvido (mín. % sat)		70,0
DBO ₅ (mg/L)	185 – 574	2,50
PO ₄ ³⁻ (mgP/L)	4,80 – 17,0	
SST (mg/L) ^(*)	196 – 720	
Turbidez (NTU)		5,00
Compostos inorgânicos (mg/L)		
Al		0,20
As	0,50	0,010
Ba	5,00	0,70
Cd	0,20	0,0050
Pb	0,50	0,010
CN ⁻	1,00	0,070
Cl ⁻		250
Cu		2,00
Cr (III) + Cr (IV)		0,050
F ⁻	10,0	1,50
Mn	1,00	0,10
Hg	0,10	0,0010
Ni		0,070
NO ₃ ⁻ (as N)		0,010
NO ₂ (as N)		0,0010
Na		200
SDT ^(**)		100
SO ₄ ²⁻		250
Zn	5,00	0,50
Compostos orgânicos (mg/L)		
1,1-dicloroetano	1,00	0,030
1,1,2-Tricloroetano	1,00	0,020
1,2-diclorobenzeno	1,00	0,010
Acetilamida		0,00050
Benzeno	1,20	0,0050
Carbon tetrachloride	1,00	0,0040
Etil-benzeno	0,84	0,20
Pentaclorofenol		0,0090
Estireno	0,070	0,020
Tetracloroetano		0,040
Tolueno	1,20	0,17
Cloreto de vinila		0,0020
Xileno (total)	1,60	0,30
Escherichia coli (EHEC)		(***)
Thermotolerant coliforms		(***)

Fonte: ^(a): CONAMA n. 430; ^(b) CONAMA n. 357; ^(c) Ministério da Saúde Portaria 2914.

Legenda: ^(*) TSS: Sólidos suspensos totais; ^(**) TDS: Sólidos dissolvidos totais; ^(***): Ausência em 100 mL.

Os taques da unidade de MBR foram projetados tendo em conta módulos do tipo Puron PSH-1800 (KOCH MEMBRANE SYSTEMS, 2015), com área individual de membrana $S = 1800 \text{ m}^2$. O dimensionamento apontou a necessidade de 100 módulos de filtração para o tratamento da vazão de permeado. O contexto projeta $310 \text{ m}^3/\text{h}$ de vazão de recirculação de lodo.

O consumo de ar de uma unidade de MBR é expressivo. De acordo com Judd (2010), a vazão de ar de um sistema de membranas submersas é da ordem de $Q_m = 0,25 \text{ m}^3/\text{h}.\text{m}^2$, ao que se somam outros $Q_{BR} = 5,3 \text{ m}^3/\text{h}.\text{m}^3$ são usados para aeração do reator biológico. Para as condições do estudo, a associação desses desempenhos resultou em uma vazão de total $Q_T = 143 \text{ m}^3\text{ar}/\text{h}$ (20°C), que será mantida por sopradores rotativos do tipo VentBras Ltda – R500 (VENTBRAS INDÚSTRIA ELETROMETALÚRGICA LTDA., 2020), de $\omega = 2250 \text{ rpm}$, variação de pressão $\Delta P = 40 \text{ kPa}$ e potência instalada $P_s = 3,4 \text{ kW}$. A premissa de que a bomba de recirculação de lodo deve superar uma altura manométrica $h_m = 5,0 \text{ m}$ resultou em uma potência de operação para esse equipamento de $P_{rp} = 1,0 \text{ kW}$. O rejeito gerado nessa etapa será prensado para extração da fração líquida antes de seguir para disposição final em aterro industrial.

A operação da OR foi modelada com auxílio do software Wave® de DOW Chemical Co (DUPONT DE NEMOURS INC., 2018). Admitiu-se que o fluxo líquido passaria através da membrana apenas por uma vez (JUDD, 2010). O efluente entra na unidade a $T = 25^\circ\text{C}$, $P = 3,7 \text{ bar}$ e índice de acidez $\text{pH} = 7,0$. As membranas selecionadas para atuar na OR são do tipo composto de filme fino (TFC), com dimensões $\phi = 8,0'$, $L = 40'$ e diâmetro de poro $\phi_p < 1,0 \text{ nm}$. Seus elementos são confeccionados em poliamida para resistir a desvios extremos de pH ($2,0 - 12$); por outro lado, esse material é pouco tolerante a presença de cloro ($\text{Cl} < 0,1 \text{ ppm}$). O sistema opera com $P = 15 \text{ bar}$ e apresenta área total de filtração $S = 343370 \text{ m}^2$. Nessas condições a RO atingiu taxas expressivas de recuperação de água ($\eta_{RO} = 80\%$), e rejeição de sais e sílica ($\psi_{\text{salt}} \approx \psi_{\text{SiO}_2} > 99\%$).

4.3.2 Rota 2: Importação de água

A Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) recebe água de diversas procedências, sendo uma delas a represa de Cachoeira do França – Bacia do Alto Juquiá no município de Ibiúna – SP. O Sistema Produtor São Lourenço (SPSL) faz a gestão dessa fonte desde de 2018, explorando e realizando a reversão de $4,7 \text{ m}^3/\text{s}$ de água (podendo chegar até $6,4 \text{ m}^3/\text{s}$) que seguem para a Estação de Tratamento de Água de Vargem Grande Paulista –

SP antes de atender ao consumidor final (SABESP, 2011). Todos esses atributos levaram o arranjo a ser escolhido para representar a Rota 2 de importação de água.

A descrição do sistema se baseia no Estudo de Concepção Sistema Produtor São Lourenço (SABESP, 2011). Após ser captada junto ao reservatório de Cachoeira do França a água é bombeada pela Estação Elevatória de Água Bruta (EEAB) com energia suficiente para vencer o desnível de 300 m da Serra do Paranapiacaba, entre as bacias hidrográficas dos rios Juquiá e Sorocaba. No ponto mais alto do trajeto, entre os Trechos I (recalque) e II (gravidade) da adutora, existe uma estrutura de transição do tipo Chaminé de Equilíbrio de Água Bruta (CEQ-AB) para proteção do sistema com relação à ocorrência de pressões transitórias, bem como para facilitar a operação e o controle do sistema de reversão.

Desde CEQ-AB a adutora segue em conduto forçado por gravidade até o Reservatório de Compensação de Água Bruta (RCAB), implantado na área da Estação de Tratamento de Água (ETA), denominada de ETA São Lourenço. A montante do RCAB localiza-se uma Estrutura de Controle de água bruta, constituída de válvulas de controle, e de um medidor eletromagnético de vazão. A adutora por recalque entre a EEAB e a CEQ-AB, se estende por 21,6 km, enquanto o conduto forçado por gravidade desde CEQ-AB até RCAB atinge 26,5 km de distância. A captação da SPSL está situada na margem direita do reservatório Cachoeira do França, no braço do ribeirão Laranjeiras que divide os municípios de Ibiúna e Juitituba. O Anexo B1 descreve em detalhes o Traçado do Sistema de Adução de Água Bruta do Sistema Produtor São Lourenço (SABESP, 2011).

A EEAB foi concebida para operar por 20 horas diárias com vazão de $6,0 \text{ m}^3/\text{s}$ para evitar o horário de ponta da demanda de energia elétrica, e assim, ter o benefício do abatimento proporcionado pela tarifa horo-sazonal. O Anexo B2 apresenta o arranjo geral proposto para a captação e a EEAB. Uma estrada foi construída na porção inicial do traçado do Trecho I para implantação da adutora interliga as instalações da EEAB ao sistema viário existente. O Anexo B3 mostra as características principais dessa instalação com destaque para a Chaminé de Equilíbrio de Água Bruta.

O Trecho II se inicia na interligação da adutora de água bruta com a CEQ-AB e segue até o RCAB. Operado por gravidade ele percorre o planalto de Ibiúna por áreas cujas cotas que variam entre 870,0 e 945,0 m. O perfil topográfico suave gera pressões não superiores a 80 mca que permitem o uso de tubulação de aço (SABESP, 2011). O traçado da adutora de água bruta e passa por núcleos rurais, áreas de reflorestamento e trechos rodoviários até chegar à ETA São Lourenço. Além disso, o Anexo B4 descreve o Perfil da Adutora de Água Bruta e Linhas Piezométricas do Sistema Produtor São Lourenço.

O RCAB está implantado na parte mais elevada do terreno da ETA, para alimentá-la por gravidade. Sua intervenção faz com que a reversão dos 6,0 m³/s de água seja regularizada de forma contínua para o tratamento por 24 horas diárias com a vazão média de 4,7 m³/s. Essa geometria também colhe os benefícios da tarifa horo-sazonal de energia elétrica no bombeamento de água bruta. O reservatório tem volume útil total da ordem de 86.000 m³ para absorver a parada do bombeamento de 4 horas diárias. O RCAB dispõe de volume adicional de segurança para controle de transbordamento (SABESP, 2011). O Anexo B5 traz um esquema do RCAB junto à ETA e à Estação Elevatória de Água Tratada (EEAT). A ETA São Lourenço foi dimensionada como uma planta convencional de tratamento, de ciclo completo e capacidade para tratar em média 5,0 m³/s (podendo chegar, na condição máxima a 6,0 m³/s). A unidade está localizada no município de Cotia – SP (SABESP, 2011). A qualidade da água visa atender os limites legais de Água potável, descritos na Tabela 3.

O processo de tratamento de água na ETA se inicia com a chamada ‘fase líquida’, e será complementado com uma ‘fase sólida’ ao final do processo. Após ingressar no sistema a água é direcionada para uma câmara comum de chegada e de pré-oxidação, passando em seguida pela Calha Parshall, onde ocorre uma mistura rápida hidráulica.

A seguir, o fluxo segue para a estrutura de repartição de água coagulada (caixa com oito vertedores), passando então por oito módulos de floculação hidráulico/mecânica (três floculadores por módulo e quatro compartimentos por floculador), e depois para uma quantidade equivalente de módulos de decantação lamelar (sendo seis distribuidores de água floculada por módulo e quatro bombas de sucção de lodo concentrado em covas por módulo).

Posteriormente, a água é introduzida em duas câmaras de cloração intermediária (uma em cada canal de decantado), de onde será encaminhada para 24 filtros de camada dupla com areia e antracito para e sendo finalmente direcionada para dois módulos de tanque de contato para desinfecção final.

A ‘fase sólida’, que consiste em etapas relacionadas ao tratamento e destinação do lodo, se inicia em um tanque para recuperação de água de lavagem dos filtros, passando depois por um tanque de lodo concentrado, para depois seguir para o sistema de desaguamento de lodo equipado com adensadores mecânicos, centrífugas decantadoras, e sistemas automáticos de dissolução (tanques sobrepostos) e dosagem de polímeros.

Tabela 3 - Limites legais: Águas superficiais e Água potável.

Parâmetro	Água superficial ^(a)	Água potável ^(b)
Diss. Oxigênio (mín. % sat)	4,00	70,0
DBO ₅ (mg/L)	10,0	2,50
Turbidez (NTU)	100	5,00
Compostos inorgânico (mg/L)		
Al	0,20	0,20
As	0,033	0,010
Ba	1,00	0,70
Cd	0,010	0,0050
Pb	0,033	0,010
CN ⁻	0,022	0,070
Cl ⁻	250	250
Cu	0,013	2,00
Cr (II) + Cr (IV)	0,050	0,050
Mn	0,50	0,10
F ⁻	1,40	1,50
Hg	0,0020	0,0010
Ni	0,025	0,070
NO ₃ ⁻ (expresso como N)	0,010	0,010
NO ₂ (expresso como N)	0,0010	0,0010
Na		200
SDT ^(**)		100
SO ₄ ²⁻	250	250
Zn	0,0050	0,50
Compostos orgânicos (mg/L)		
1,1-dicloroetano	0,030	0,030
1,1,2-tricloroetano	0,030	0,020
1,2-diclorobenzeno		0,010
Acrilamida		0,0005
Benzeno	0,0050	0,0050
Tetracloroeto de carbono	0,0030	0,0040
Etilbenzeno		0,20
Pentaclorofenol	0,0090	0,0090
Estireno		0,020
Tetracloroetano	0,010	0,040
Tolueno		0,17
Cloreto de vinila		0,0020
Xileno (total)		0,30
<i>Escherichia coli</i> (EHEC)		(***)
Coliformes termotolerantes		(***)

Fonte: ^(a) CONAMA n. 430; ^(b) Ministério da Saúde Portaria 2914.

Legenda: ^(*) SST: Sólidos suspensos totais; ^(**) SDT: Sólidos dissolvidos totais;

^(***): Ausência em 100 mL.

Por fim, ocorre a secagem complementar da torta de lodo por processo natural, em uma área 1,0 hectare. O Sistema de Adução de Água Tratada está situado na EEAT implantado na área da ETA, e recalca água diretamente até o Reservatório de Compensação Granja Carolina (RCGC), localizado a cerca de 14,0 km da planta de tratamento.

A inclusão da Chaminé de Equilíbrio de Água Tratada (CEQ-AT) equacionou o problema de insuficiência de nível piezométrico e reduziu a extensão da linha de recalque, facilitando ações de controle sobre essa operação, e minimizando a ocorrência de pressões transitórias em caso de parada não planejada do bombeamento. A posição da CEQ-AT simplifica a operação da derivação que distribui a água aos reservatórios de Caucaia do Alto e Vargem Grande Paulista, dado uma vez que as estações elevatórias para esses setores podem ser implantadas na mesma área em que ela se encontra com sucção d'água na própria chaminé.

4.3.3 Rota 3: Dessalinização de água do mar

O dimensionamento da Rota 3, de dessalinização de água do mar, está baseado nos dados do Projeto Referencial de Dessalinização de Água Marinha da Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE, 2019). Essa opção deveu-se exatamente a similaridade que esse sistema apresenta com relação à tecnologia congênere que o estudo pretende avaliar para a Condição 2. O projeto e a especificação da planta levaram em conta algumas das características proprietárias de Fortaleza, como aquelas indicadas na Tabela 4.

Tabela 4 - Condições ambientais da região de Fortaleza.

Parâmetro	Unidade	Valor
Temperatura ambiente máxima anual	° C	40
Temperatura ambiente mínima anual	° C	20
Umidade média	%	75
Precipitação média anual	mm	133

Fonte: Adaptado de CAGECE (2019).

Além desses, a Tabela 5 traz também parâmetros físico-químicos que especificam a água do mar. Esses foram quimicamente balanceados para que as concentrações de ânions e de cátions fossem iguais ao serem expressas em (mg/L).

Tabela 5- Características da água do mar – Fortaleza.

Análise Físico-química						
Turbidez	1,0	UNF	PH	7,9		
Cor	1,0	Pt.Co	Condutibilidade	58847 μmhos/cm		
Odor	0,0	TON	T.D.S.	39052 mg/L		
Aspecto			Alcalinidade	134 ppm CaCO ₃		
Temperatura	27	°C	Dureza	6404 ppm CaCO ₃		
Composição Iônica						
Elemento	mg/L		meq/L	Elemento	mg/L	meq/L
Ca ²⁺	505		28,2	SO ₄ ²⁻	4160	86,6
Mg ²⁺	1249		103	Cl ⁻	20425	576
Na ⁺	12110		527	CO ₃ H ⁻	143	2,34
K ⁺	420		10,7	F ⁻	0,30	0,020
Ba ²⁺	0,020		0,00	Br ⁻	0,00	0,00
Sr ²⁺	5,10		0,12	I ⁻	0,00	0,00
Fe ²⁺	0,00		0,00	NO ₂ ⁻	0,00	0,00
NH ₄ ⁺	0,30		0,020	NO ₃ ⁻	10,7	0,17
Ag ⁺	0,00		0,00	CO ₃ ²⁻	10,0	0,33
Mn ²⁺	0,00		0,00	PO ₄ ³⁻	0,00	0,00
Zn ²⁺	0,00		0,00	S ²⁻	0,00	0,00
Composição Iônica						
Elemento	mg/L		meq/L	Elemento	mg/L	meq/L
Cu ²⁺	0,00		0,00	SiO ₂ (coloidal)	0,20	0,00
Al ³⁺	0,00		0,00	SiO ₂ (solube)	8,20	0,14
Fe ³⁺	0,00		0,00	Co ²⁺	1,23	0,030
H ⁺			0,00	OH ⁻		0,00
Total	14290		665	Total	24757	665
Outras Determinações						
Substâncias Tóxicas			mg/L	Substâncias Tóxicas		mg/L
As			0,00	DBO5		2,00
Cd			0,00	DQO		5,00
Ba			5,00	N Proteico		0,00
Hg			0,00	Compostos fenolicólises		0,00
Pb			0,00	Detergentes		0,00
Se			0,00	Óleos e graxas		0,00
Cr total			0,00	Hidrocarbonetos		0,00
Cr			0,00	Sólidos em suspensão		10,0

Fonte: Adaptado de CAGECE (2019).

A água produzida na planta apresenta índices de qualidade que ao serem confrontados com a legislação brasileira – anexos XX e XXI da Portaria de Consolidação nº 05/2017 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017a) –, a credenciam como potável. Esses mesmos padrões estão indicados na Tabela 6. Destaca-se como fator limitante dessa legislação o teor residual de cloretos, fixados em 250 mg/L.

Tabela 6 - Limites legais: Água potável.

Parâmetro	Água potável
Diss. Oxigênio (mín. % saturação)	70,0
DBO ₅ (mg/L)	2,50
PO ₄ ³⁻ (mg P /L)	
Compostos orgânicos (mg/L)	
SST (mg/L) (*)	
Turbidez (NTU)	5,00
Compostos inorgânicos (mg/L)	
Al	0,20
As	0,010
Compostos inorgânicos (mg/L)	
Ba	0,70
Cd	0,0050
Pb	0,010
CN ⁻	0,070
Cl ⁻	250
Cu	2,00
Cr (II) + Cr (IV)	0,050
Mn	0,10
F ⁻	1,50
Hg	0,0010
Ni	0,070
NO ₃ ⁻ (expresso como N)	0,010
NO ₂ (expresso como N)	0,0010
Na	200
STD (**)	100
SO ₄ ²⁻	250
Zn	0,50
Compostos orgânicos (mg/L)	
1,1-dicloroetano	0,030
1,1,2-tricloroetano	0,020
1,2-diclorobenzeno	0,010
Acrilamida	0,00050
Benzeno	0,0050
Tetracloroeto de carbono	0,004
Etilbenzeno	0,20
Pentaclorofenol	0,0090
Estireno	0,020
Tetracloroetano	0,040
Tolueno	0,17
Cloreto de vinila	0,0020
Xileno (total)	0,30
<i>Escherichia coli</i> (EHEC)	(***)
Coliformes termotolerantes	(***)

Fonte: Ministério da Saúde Portaria 2914 (2011).

Legenda: (*) SST: Sólidos suspensos totais; (**) STD: Sólidos dissolvidos totais;

(***): Ausência em 100 mL.

A dessalinização ocorre via OR por enrolamento de membranas em espiral de poliamida aromática com vasos de diâmetro $d = 8,0''$. Esse tipo de membranas foi escolhido dada sua ampla utilização, inclusive em escala mundial, para dessalinização em decorrência do baixo consumo energético que proporciona, e da competitividade de preços. Os processos de captação e pré-tratamento da água do mar são indispensáveis para garantir a operação correta de usinas de dessalinização.

A captação de água ocorre com o auxílio de uma torre de coleta submersa situada a cerca de 2,0 km da costa e batimetria de 14 m. O equipamento evita problemas de contaminação com óleos, gorduras e hidrocarbonetos. Tais localização e profundidade trazem baixa variabilidade à qualidade da água do mar bruta que irá alimentar a planta. Após ser captada a água segue para uma câmara de aspiração. Para abastecer a planta com até 8641 m³/h, a unidade de bombeamento de água do mar é composta por cinco bombas centrifugas instaladas em paralelo (sendo uma reserva) de capacidade individual $Q = 2293$ m³/h e TDH = 70 m. A salmoura produzida no processo é descarregada de volta ao mar (CAGECE, 2019).

O pré-tratamento é dividido em etapas química e física. A etapa química se inicia com uma dosagem de H₂SO₄ com concentração de 7,0 mg/L para ajuste do pH do meio. Além de reduzir o consumo de dispersantes, a ação também facilita a desinfecção. O H₂SO₄ é dosado em dois tanques separados. Tal administração, assim como as de outros químicos, ocorre por intermédio de duas bombas dosadoras, cada qual de 0,37 kW de potência. Em seguida a água é submetida as operações de desinfecção, por meio de NaClO a 1,24 mg/L, e coagulação, com FeCl₃ (5,0 mg/L), que busca eliminar sólidos suspensos e coloides. A seguir ocorre a adição de um agente dispersante (1,0 mg/L) para evitar a precipitação de sais (como CaSO₄, SrSO₄, CaF₂, entre outros) justamente quando a água do mar estiver concentrada nas membranas. O ativo mantém os íons em dispersão, evitando que seja atingido o limite dos Produtos de Solubilidade daqueles compostos. O tratamento químico se completa com a inclusão de metabissulfito de sódio (Na₂S₂O₅: 5,0 mg/L) usado para neutralizar o cloro remanescente desinfecção, além de reduzir possíveis oxidantes antes que a água passe pelo processo de Osmose Reversa. A adição do produto ocorre antes dos filtros-cartucho, para aumentar o tempo de contato com o reagente químico.

A etapa física do pré-tratamento se inicia por uma dosagem de carvão ativado (2,0 mg/L) para eliminar hidrocarbonetos, óleos e gorduras eventualmente presentes na água. Segue-se a isso uma separação em filtros fechados com leitos de areia e antracito. Cada qual desses 14 equipamentos tem superfície efetiva de filtração $S = 88,43$ m².

O sistema compreende também outro estágio de filtração, constituído por oito filtros multimídia com leito de areia de características e especificações semelhantes às do arranjo etapa anterior. O processo de separação se completa com a ação de mais oito filtros de cartucho ($\xi = 5,0 \mu\text{m}$ de potência de corte), e que atingem eficiências de remoção total do sistema de $\eta = 99,6\%$. Esse estágio de filtração foi adicionado ao sistema de separação com o objetivo de constituir uma barreira de proteção para as membranas da OR contra a presença dos sólidos remanescentes da água do mar, evitando problemas de incrustação ou outros possíveis danos a sua superfície. Essa solução se viabiliza dada a ausência de marés vermelhas, e a baixa incidência de algas no litoral de Fortaleza (CAGECE, 2019). A Osmose Reversa está dividida em quatro linhas de produção, cada qual com capacidade para receber $21665 \text{ m}^3/\text{h}$. O arranjo resulta em uma taxa de recuperação $\eta = 45\%$. A planta conta ainda com uma unidade de recuperação de energia que opera com sistema de troca de pressão (SIP), instalado com vistas reduzir o consumo global de energia. O descarte de salmoura é feito no mar a aproximadamente 500 m da costa, por meio de emissário em cuja seção final foram instalados difusores.

A composição da água do mar usada no dimensionamento das membranas difere daquela apresentada na Tabela 5. Isso ocorre, pois, a solução empregada nessa especificação ter em conta tanto o fluido obtido do pré-tratamento químico, como água do mar dos sistemas de troca de pressão com salmoura. Essa última componente eleva a salinidade da mistura como pode ser observado no laudo descrito na Tabela 7 (CAGECE, 2019). Além disso, o projeto da unidade levou em conta condições extremas de pressão de operação e níveis de qualidade da água produzida, a fim de ser capaz de absorver oscilações expressivas. O Anexo C1 descreve a planta de OR na forma de diagrama de blocos. Além da ordenação das operações, e das conexões que interligam esses estágios, o esquema descreve a distribuição de pressões e a taxa de sólidos totais dissolvidos em cada linha, e o balanço de massa do processo para as condições nominal, de máximo, e de mínimo de vazão de alimentação. As características da água do mar, fazem com que permeado atinja Índices de Langelier negativos que denota perfil de alta corrosividade. Assim, um pós-tratamento foi projetado com o objetivo de elevar seus níveis de saturação até um limite entre $0,0 < \text{ISL} < 0,4$ e assim preservar a integridade física das tubulações da planta. Essa intervenção se inicia pela dosagem de CO_2 para ajuste do pH da água com auxílio de um vaporizador (3,0 kW potência), seguida de adição de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ (50 g/L), para remineralização da água. Para cumprir com suas funções o pós-tratamento do permeado faz uso de quatro bombas e dois parafusos dosadores. A potência total da instalação é de 15 kW (CAGECE, 2019).

Tabela 7 - Análise da Água bruta para dimensionamento das membranas.

Análise Físico-química					
Turbidez	0,0	UNF	PH	7,22	
Cor	0,0	Pt.Co	Condutibilidade	60269	µmhos/cm
Odor	0,0	TON	T.D.S.	40152	mg/L
Aspecto			Alcalinidade	126	ppm CaCO ₃
Temperatura	27	°C	Dureza	6583	ppm CaCO ₃
Composição Iônica					
Elemento	mg/L	meq/L	Elemento	mg/L	meq/L
Ca ²⁺	519	25,9	SO ₄ ²⁻	4283	89,2
Mg ²⁺	1284	106	Cl ⁻	21002	592
Na ⁺	12450	542	CO ₃ H ⁻	148	2,43
K ⁺	432	11,0	F ⁻	0,31	0,020
Ba ²⁺	0,020	0,00	Br ⁻	0,00	0,00
Sr ²⁺	5,24	0,12	I ⁻	0,00	0,00
Fe ²⁺	0,00	0,00	NO ₂ ⁻	0,00	0,00
NH ₄ ⁺	0,31	0,020	NO ₃ ⁻	11,0	0,18
Ag ⁺	0,00	0,00	CO ₃ ²⁻	2,23	0,08
Mn ²⁺	0,00	0,00	PO ₄ ³⁻	0,00	0,00
Zn ²⁺	0,00	0,00	S ²⁻	0,00	0,00
Cu ²⁺	0,00	0,00	SiO ₂ (coloidal)	0,04	0,00
Al ³⁺	0,00	0,00	SiO ₂ (solube)	8,43	0,14
Fe ³⁺	0,00	0,00	CO ₂	5,99	0,14
H ⁺		0,00	OH ⁻		0,00
Total	14691	684	Total	25456	684
Outras Determinações					
Substâncias Tóxicas	mg/L	Substâncias Tóxicas	mg/L		
As	0,00	DBO5	0,040		
Cd	0,00	DQO	0,10		
Ba	5,14	N Proteico	0,00		
Hg	0,00	Compostos fenólicos	0,00		
Pb	0,00	Detergentes	0,00		
Se	0,00	Óleos e graxas	0,00		
Cr total	0,00	Hidrocarbonetos	0,00		
Cr	0,00	Sólidos em suspensão	0,21		

Fonte: Adaptado de CAGECE (2019).

Por fim, fluorsilicato de sódio (Na_2SiF_6) e NaClO (ambos em solução a 1,0 mg/L) serão adicionados à água para assegurar o teor de flúor exigida pela legislação vigente no Brasil. As dosagens são feitas por bombas individuais de potências instaladas, respectivamente, de 0,22 kW e 0,74 kW (CAGECE, 2019).

4.4 Formulação dos diagnósticos de desempenho ambiental

Assim como já fora adiantado no preâmbulo desta mesma seção, fez-se uso da técnica de ACV para formulação dos diagnósticos de desempenho ambiental das rotas tecnológicas avaliadas em cada condição de análise. Para tanto, foram criados modelos computacionais que representassem de maneira consistente e robusta as condições operacionais de cada arranjo. Para tais concepções foram empregadas as informações descritas nas seções 4.3.1 a 4.3.3 destes documentos, complementados por dados que propriedades físico-químicas, termodinâmicas, e até cinéticas de reação de insumos envolvidos em cada transformação. Nem sempre todas as etapas de um arranjo foram modeladas pelas mesmas ferramentas computacionais e assim, procedimentos harmonização dos resultados individuais de cada operação ou sistema foram aplicados.

A partir do momento em que os modelos se tornaram representativos de suas respectivas tecnologias, iniciou-se a etapa de coleta de dados de consumo e emissão que culminou com a elaboração do modelo ambiental de cada tratamento. Esse processo foi conduzido com auxílio do software SimaPro – PreConsultants® e envolveu o uso de bancos de dados, obtidos junto a base Ecoinvent® de apoio a estudo de ACV. Também nesse caso foram utilizados procedimentos par harmonização de dados primários e secundários.

O capítulo 5 apresenta em detalhes as premissas e condições de contorno que pautaram os diagnósticos ambientais em cada condição de análise.

4.5 Análise econômica

A análise econômica busca quantificar os custos associados a cada rota de produção de água. Para tanto, foram considerados valores custos fixos (custos relacionados a implantação) e variáveis (custos relacionados a operação, manutenção, mão de obra e energia elétrica) associados as etapas de instalação, operação e manutenção dos tratamentos. Além dos consumos de reagentes e da demanda energética de cada instalação, essas estimativas se basearam também em dados coletados na literatura e junto a fornecedores de equipamentos, para que se pudesse descrever de maneira adequada despesas associadas a operação e manutenção. Aspectos complementares ligados ao porte

das instalações, regimes de operação, e até horários de uso de recursos energéticos também foram considerados por essas análises. Nos casos em que nenhuma das fontes consultadas pôde oferecer dados para realização das estimativas econômicas, foram usados parâmetros equivalentes de equipamentos correlatos.

Para que os custos de cada tecnologia de produção de água fossem expressos em bases temporais comuns, e atuais, providenciou-se a atualização daqueles valores aplicando-se a equação Eq.1:

$$C_2 = C_1 \times \left(\frac{I_2}{I_1} \right) \quad (\text{Eq. 1})$$

Onde:

C_2 : custo total da produção água na atualidade;

C_1 : custo total da produção água no ano em que esse foi coletado;

I_2 : índice de custo no ano em que se pretende expressar aquele valor; e,

I_1 : índice de custo no ano em que este valor foi coletado

O *Chemical Engineering Plant Cost Index* (CEPCI) foi escolhido como fonte para coleta dos índices de custos que aparecem na Eq. 1, (GRIPP, 2014). O montante acumulado de C_2 ao longo do período foi então dividido pela vazão total de água produzida a partir de cada tecnologia, gerando assim um valor de custo específico para cada arranjo processual. Os valores de custos de produtos químicos utilizados nos tratamentos foram reunidos por meio de consultas a fornecedores. Além disso, a tarifa energética adotada pelas análises, $T_e = \text{R\$ } 450,25/\text{MWh}$, corresponde à média nacional para o segmento industrial referente ao ano de 2018 (ANEEL, 2019). Os custos de mão-de-obra, operação e manutenção da unidade, foram definidos como sendo de 10% do custo de instalação dos equipamentos, valor amplamente utilizado nesse tipo de processo (MIERZWA, 2019).

A depreciação dos equipamentos foi determinada para uma taxa fixa por período, a partir da razão entre o valor de instalação e o número de períodos. Um horizonte temporal de 20 anos foi escolhido para essas contabilizações por corresponder ao tempo médio de vida dessa classe de tecnologias (MIERZWA, 2019).

A comparação entre os custos de cada arranjo ocorreu com base no período de retorno de investimentos (Equação Eq. 2), e utilizando como referência o valor de $1,0 \text{ m}^3$ produzido. A taxa de juros (i) considerada nos cálculos foi representada pelo valor estimado da taxa

referencial do Sistema Especial de Liquidação e de Custódia – SELIC para o ano de 2019, de 5,5%. Os custos anuais de investimento e operação estão destacados nas Tabelas 8, 9, 13 e 14.

$$Custo = \frac{P \times \left[\frac{i(1+i)^n}{(1+i)^n - 1} \right] + O_p}{V} \quad (\text{Eq. 2})$$

Onde:

Custo: Custo em reais do valor do metro cúbico de água

P: consiste do valor do custo de capital;

O_p: gasto anual com operação e manutenção do sistema;

V: volume anual de água produzido (m³);

i: taxa juros (% a.a./100); e

n: tempo de retorno do investimento (anos).

O indicador final da análise econômica foi determinado como sendo o custo específico da água derivado da aplicação de cada tecnologia. Tais valores aparecem expressos no estudo em R\$/m³.

5. MODELAGEM DE CICLO DE VIDA

Nessa seção encontra-se a modelagem de ciclo de vida.

5.1 Definição de escopo

A elaboração dos diagnósticos ambientais de cada tecnologia de produção de água potável baseou-se nas orientações metodológicas que constam da norma ABNT NBR ISO 14044 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2009b). De qualquer forma, para qualquer dessas situações fez-se uso de ACV do tipo atribucional para um escopo de aplicação do ‘berço ao portão’. As análises foram realizadas tendo em conta por Fluxo de Referência (FR) ‘produzir 1,0 m³ de água potável com qualidade suficiente para atender aos padrões e limites fixados pela legislação federal do Brasil’. Os Sistemas de Produto que definem cada rota de processamento aparecem descritos de maneira esquemática na Figura 3.

Figura 3 - Fluxograma dos arranjos processuais escolhidos.

Fonte: Próprio Autor.

A modelagem dos tratamentos em si faz uso de dados primários e secundários. A esses se juntam outros dados secundários, coletados nesse caso junto a base de dados Ecoinvent, e que serviram para reproduzir o desempenho ambiental dos ciclos produtivo de reagentes (e insumos) usados também naqueles arranjos, e da produção (ou geração) de utilidades, particularmente aquelas de origem energética (eletricidade e calor). A cobertura temporal definida para o estudo abrangeu o período 2016–2017, enquanto a dimensão geográfica ficou circunscrita ao território brasileiro. Por fim, a dimensão tecnológica compreendeu características e especificidades técnico-operacionais detalhadas nas seções 4.3.1 a 4.3.3 deste documento.

Seguindo as orientações previstas na norma ABNT NBR ISO 14044, a modelagem dos estágios que compõem cada tecnologia ocorreu por critério de contribuição cumulativa. Nesse caso, deixaram de ser considerados fluxos cujos aportes fossem $< 1,0\%$ dos totais acumulados de matéria e energia que entravam ou saíam de cada processo elementar ou subsistema. Para situações específicas, como a disposição no ambiente de determinados poluentes, aplicou-se também o critério de relevância ambiental para efeito de modulação das rotas em análise.

A única situação de multifuncionalidades registrada durante o estudo remete ao refino de petróleo para a produção de óleo diesel. Decidiu-se tratar a questão pelo procedimento de alocação, usando o conteúdo energético associado aos produtos obtidos do refino como critério de distribuição das cargas ambientais geradas até aquele momento da análise.

A etapa de Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida (AICV) desenvolveu-se a partir de duas perspectivas. A primeira delas quantificou impactos gerados em decorrência dos consumos de recursos pelos tratamentos. Nesse contexto foram avaliadas as categorias de impacto de Demanda de Energia Primária (DEP) e Depleção hídrica (DH). Os resultados de DEP foram estimados a partir do método *Cumulative Energy Demand* (CED) v 1.09 (FRISCHKNECHT et al., 2007), que classifica depleções energética segundo a origem, em termos de energias renováveis (biomassa: RB; solar, eólica e geotérmica: RSEG; e hídrica: RA) e não renováveis (fóssil: NRF; nuclear: NRN; e biomassa: NRB). Impactos de DEP foram selecionados devido ao caráter energo-intensivo dos processos analisados. Os efeitos de DA foram determinados usando-se o método ReCiPe Midpoint (H) v 1.12 (HUIJBREGTS et al., 2017), que soma decréscimos de água bruta de várias procedências (rio, lagos, oceano e subterrânea). A inclusão da categoria de impacto permitiu verificar sob a ótica do ciclo de vida, a quantidade de água bruta dispendida em cada sistema para a produção de 1.0 m^3 água potável.

A segunda perspectiva levou em conta impactos ambientais associados a emissões. Para realizar tal análise foram selecionadas as categorias de Potencial de Aquecimento Global (PAG), cujas magnitudes dos efeitos foram também contabilizadas via ReCiPe Midpoint (H), e Ecotoxicidade Aquática (EA), para a qual aplicou-se o método CML-IA baseline v3.04/EU25 (GUINÉE et al., 2002; HUIJBREGTS et al., 2003) .

A inclusão de PAG dentre as dimensões avaliadas se deve no fato deste impacto ser considerado por muitos como um desafio complexo, de difícil solução, e que deve ser enfrentado com urgência pela sociedade moderna. O método ReCiPe usa o modelo criado pelo *Intergovernmental Panel on Climate Changes* (IPCC) 2013 para medir impactos de PAG (STOCKER et al., 2013). Optou-se por essa abordagem devido a consistência metodológica, que é reconhecida comunidade científica. O CML-IA baseline v3.04 usa a categoria de impacto de EA para quantificar efeitos sobre ecossistemas de água doce devido a emissões de substâncias tóxicas para o ar, a água e o solo. O CML-IA baseline foi definido por descrever destino, exposição e efeitos dos contaminantes sobre o meio.

5.2 Inventários de ciclo de vida (ICVs)

Os ICVs que retratam as tecnologias de Reúso Potável, Dessalinização de água do mar e Importação de água foram elaborados a partir de dados primários e secundários. Para que as disparidades entre esses conjuntos de dados fossem reduzidas tornando-os assim mais homogêneos, os ICVs recolhidos junto a bases de dados foram adaptados para refletir as condições de operação praticadas no Brasil. Os principais ajustes nesse campo ocorreram foram realizados para as gerações de eletricidade e gás natural, cujos processamentos se desenvolvem ocorrem de maneira peculiar no país.

Para todas as tecnologias, a geração de eletricidade foi modelada tendo em conta o perfil de distribuição das fontes da matriz elétrica brasileira (grid BR) para o ano de 2016 (EPE - EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA, 2017). Naquele arranjo a hidroeletricidade contribuía com 68% de toda energia gerada nos país, seguida de gerações termoelétricas movidas por gás natural (9,1%), biomassa (8,2%), carvão (4,2%) e derivados de petróleo (2,4%), e de energias eólica (5,4%) e nuclear (2,6%). O gás natural consumido no Brasil é, em cerca de 61% obtido de campos associados e não associados que se localizam na costa. O volume restante é adquirido via importação desde a Bolívia, sendo extraído em campos onshore. Em ambos os casos o gás bruto é refinado em Unidades Produtoras de Gás Natural (UPGNs) e distribuído por tubulações subterrâneas para os pontos de entrega, de onde segue até o consumidor final (MACIEL, 2018).

O inventário elaborado para o tratamento Reúso Potável levou em conta apenas consumos de energia elétrica. As cargas ambientais geradas por conta do processamento de químicos consumidos por esse tratamento foram desconsideradas pois as contribuições cumulativas desses ativos foram sempre inferiores a 1,0%, limite estabelecido no estudo para exclusão de aspectos ambientais. Observando ainda as diretrizes da norma ABNT NBR ISO 14040 tais aspectos foram examinados quanto à sua relevância ambiental, mostrando-se pouco significantes nesse quesito, e ratificando suas exclusões. Por outro lado, apenas a disposição de rejeitos sólidos em aterro industrial foi considerada; para tanto utilizou-se o banco de dados '*Inert waste {RoW}| treatment of, sanitary landfill | Alloc Def, U*' (DOKA, 2009). A opção por esse conjunto de dados deveu-se ao fato dele considerar uma composição típica de rejeitos sólidos de origem doméstica. Essa condição ajuda a diminuir o grau de incerteza associado a variabilidade dos mesmos parâmetros para o rejeito sob análise.

Os dados usados para modelagem das unidades de OR e MBR foram obtidos usando-se recursos computacionais e a partir de dados colhidos junto a estação de tratamento de efluentes da SANASA. A primeira etapa dessa modelagem ocorreu com o apoio de uma planilha em Excel®, desenvolvida pelo Prof. José Carlos Mierzwa, contendo as equações do balanço de massa que descrevem a parte as reações biológicas dos sistemas MBR. A partir desse recurso foi possível dimensionar adequadamente todo o sistema, bem como os insumos químicos e energéticos a ele relacionados. Em seguida, o software WAVE® foi utilizado para a modelagem das etapas que compunham os sistemas de separação por membranas (membranas do sistema MBR e etapa de OR). Apesar de existirem outros programas disponíveis no mercado com finalidades semelhantes o WAVE® foi escolhido por dois motivos: (i) as características das membranas oferecidas pela Dow Chemical, usadas com frequência em sistemas de reúso potável; e, (ii) devido ao conjunto apropriado de ferramentas que o programa oferece. Após a seleção de dados médios representativos de efluentes domésticos no Brasil, construiu-se um modelo capaz de representar de forma robusta a condição típica de operação de um sistema MBR.

Os consumos de recursos e emissões estimados via WAVE® serviram para a elaboração do modelo a partir do qual avaliou-se o desempenho ambiental do tratamento, construído com auxílio do software SimaPro® e usando bancos de dados da base Ecoinvent para representar sistemas os inventários de ciclo de vida de sistemas que a ele são periféricos, caso da geração e do transporte de eletricidade.

Destaque-se por fim, o processo de harmonização dos dados gerados desde as modelagens de OR e MBR, e com os estágios de tratamentos preliminares, desinfecção e oxidação que perfazem o arranjo. O procedimento, baseado em balanços de massa e de energia, se estendeu também, e novamente, aos dados de utilidades, que foram adaptados a partir de ICVs da base Ecoinvent.

Tal como já fora mencionado anteriormente Projeto de Dessalinização de Água Marinha – Projeto Referencial, serviu de fonte de provimento de dados para elaboração do ICV da tecnologia de mesma natureza. Também nesse caso, os dados que retratam periféricos de processo – na forma de ativos de processo e utilidades – foram adaptados de ICVs da base Ecoinvent. Isso ocorreu para os bancos de dados: ‘*Water, unspecified natural origin, BR*’; ‘*Activated carbon, at plant/RER Mass*’; ‘*Sodium hypochlorite, 15% in H₂O, at plant U*’; ‘*Iron(II) chloride {GLO}/ production | Alloc Def, U*’; ‘*Lime, hydrated, packed {GLO}/ market for | Alloc Def, U*’; ‘*Sulfuric acid (98% H₂SO₄), at plant/RER Mass*’; ‘*Sodium hypochlorite, 15% in H₂O, at plant U*’; ‘*Carbon dioxide liquid, at plant/RER U*’, todos eles disponíveis em (ALTHAUS, 2007).

Por fim, e também a título retrospectivo, os dados que compuseram o ICV da tecnologia de Importação de água foram coletados do Estudo de Concepção Sistema Produtor São Lourenço, e da base Ecoinvent. Para essa situação, além dos ICVs de geração e transporte de eletricidade o database ‘*Tap water {ROW}/tap water production, conventional with biological treatment | Alloc Def U*’ ((ALTHAUS, 2007) foi adaptado por elementos do mesmo estudo para que pudesse representar de maneira consistente e adequada o arranjo em análise. Essa decisão se justifica, em virtude de a descrição da ETA do SPSL, na etapa denominada ‘fase sólida’ ser composta de tanques (recuperação de água de lavagem dos filtros e lodo concentrado), sistemas de desaguamento (adensadores e centrífugas) e mecanismo de dosagem de polímeros. No entanto, as informações que especificam esses elementos são escassas e genéricas. O banco de dados supracitado considerou as mesmas operações para efeito de elaboração, sendo por isso mesmo selecionado para contornar o problema.

6. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Esse capítulo verifica as viabilidades ambiental e econômica de rotas de produção de água potável em regiões com potencial para escassez hídrica. Para tanto, os resultados relativos a essas dimensões são apresentados e discutidos para cada condição em que a análise se desenvolveu. A Condição 1 confronta os desempenhos do Reúso Potável e da Importação de água na busca de abastecer o município de São Paulo. Na Condição 2 o cenário de potencial escassez passa a ser o município de Fortaleza; nesse caso, o Reúso Potável volta a ser uma alternativa tecnicamente possível, tendo por isso seus resultados ambiental e econômico contrapostos aos obtidos pela Dessalinização de água do mar.

6.1 Condição 1 - Município de São Paulo

Nessa seção encontra-se os resultados e discussões para a Condição 1.

6.1.1 Desempenho ambiental

A Tabela 8 traz resultados ambientais da disponibilização de 1,0 m³ de água para a cidade de São Paulo via Reúso potável e Importação de água desde São Lourenço. Analisando-se esses valores é possível verificar que o Reúso Potável supera a importação em todas as categorias avaliadas. A maior vantagem se dá em termos de DEP, quando a prática de reúso supera em 2,8 vezes o desempenho da importação. Para PAG e EA o Reúso Potável mostra índices 2,3 e 2,7 vezes mais baixos que a importação, respectivamente.

Tabela 8 – Desempenho ambiental da disponibilização de 1,0 m³ de água para a Condição 1.

Categoria de impacto		Unidade (/m ³)	Reúso Potável	Importação de água
Demanda de Energia Primária	DEP	MJ	4,76	13,3
Potencial de Aquecimento Global	PAG	g CO ₂ eq	194	451
Depleção Hídrica	DH	L	4,00	1002
Ecotoxicidade Aquática	EA	g 1,4-DB eq ¹	0,72	1,94

Fonte: Próprio Autor.

¹ 1,4-DB eq : 1-4 diclorobenzeno

O caso de DH é bastante peculiar dadas as discrepâncias conceituais existentes entre as duas rotas de produção de água. Esse aspecto, bem como os motivos que justificam a supremacia do reúso passam a ser discutidos nas seções subsequentes a esta.

6.1.1.1 Demanda de Energia Primária (DEP)

Os impactos na forma de DEP de ambos os tratamentos se originaram em sua maior parte do consumo de recursos energéticos primários das classes Não-renovável, fóssil (NRF) e Renovável, água (RA). Ao serem somadas, essas contribuições representam cerca de 83% dos impactos totais registrados pelas duas alternativas para a categoria. Isso ocorre devido às demandas de eletricidade desses tratamentos. No caso do Reúso Potável, a correlação é plena, dado que os ativos químicos usados no processo foram desconsiderados para efeito de modelagem dada sua contribuição cumulativa ser inferior ao limite estabelecido pelo estudo para exclusão dessas correntes.

A obtenção dessa água a partir dessa rota predispõe um consumo de 1977 Wh/m³ água potável obtida. Além disso, o grid BR de 2017 consumia 4,60 MJ de energia primária para gerar cada 1,0 kWh de eletricidade, um desempenho que pode ser considerado bastante satisfatório se comparado àqueles obtidos por matrizes energéticas de países altamente industrializados como Estados Unidos (12,4 MJ/kWh), França (1,0 MJ/kWh), Japão (11,4 MJ/kWh), Alemanha (11,2 MJ/kWh) e China (10,9 MJ/kWh) no mesmo período (IEA, 2019). A Tabela 9 explica os Impactos em termos de Demanda de energia Primária por subcategoria para Condição 1.

Tabela 9 – Impactos em termos de Demanda de Energia Primária: Reúso Potável e Importação de Água para a Condição 1.

Subcategoria de impacto			Reúso Potável (MJ/m ³)	Importação de água (MJ/m ³)
Não-renovável	Fóssil	NRF	1,68	4,97
	Nuclear	NRN	0,29	0,81
	Biomassa	NRB	0,00	0,00
Renovável	Biomassa	RB	0,34	0,92
	Eólica, solar, geotérmica	RSG	0,18	0,50
	Água	RA	2,27	6,12
Total			4,76	13,3

Fonte: Próprio Autor.

O desempenho superior do grid BR sobre seus homólogos se deve a um aspecto que lhe é bastante peculiar. Cerca de 82% da energia gerada pela matriz elétrica brasileira de 2017

era proveniente de renováveis, perfil bastante diferente das congêneres acima citadas, em que predominavam fontes fósseis.

Além disso, sob a perspectiva de Demanda Primária de Energia, os fatores de impactos associados a essas formas de geração são considerados pequenos (água, eólico e solar: $f_w = f_{EO} = f_s = 1,0$ MJ/MJ; e biomassa: $f_B = 15,6$ MJ/kg, admitindo ser a biomassa composta apenas por cana-de-açúcar e palha), quando comparados aos atribuídos às procedências não-renováveis (gás natural bruto: $f_{GN} = 36,6$ MJ/m³; petróleo cru: $f_P = 45,8$ MJ/kg; e, carvão bruto: $f_{CV} = 26,4$ MJ/kg). Assim, as fontes renováveis que acumularam pouco mais de 61% dos impactos que ocorreram sob a forma de DEP (3,45 MJ/kWh), amortecendo a significativa contribuição derivada de ativos fósseis (de 39% de impacto, acarretados por ~ 18% da eletricidade gerada).

A Importação de água segue pelo mesmo caminho de concentrar os impactos de DEP no consumo elétrico. Também para esse arranjo, a energia primária consumida na produção dos químicos usados no tratamento é pouco significativa, quando comparada à somatória das demandas elétricas do tratamento em si, e, principalmente, do transporte da água.

O transporte da água bruta entre São Lourenço, e Vargem Grande Paulista emprega cerca de 1362 Wh/FR, enquanto que o tratamento desse recurso para deixá-lo em condição de ser consumido utiliza 694 Wh/FR. O impacto (elevado) do transporte da água se deve em sua maior parte a eletricidade consumida para suplantá-la as variações de cota que ocorrem na Serra do Paranapiacaba (de ~ 300 m), e no planalto de Ibiúna, respectivamente. Somase a esses a energia consumida no deslocamento da água, que percorre 48,1 km desde a captação até a entrada da ETA.

6.1.1.2 Potencial de Aquecimento Global (PAG)

As contribuições para PAG mostram comportamento semelhante ao observado para DEP. Isso ocorre, também, devido a hegemonia da geração de eletricidade, dentre as fontes de impacto ambiental dos arranjos analisados. No caso específico do Reúso potável, o CO₂ de origem fóssil (CO_{2,f}) aparece como principal precursor de impacto, respondendo por cerca de 56% dos aportes para a categoria (109 g CO_{2eq}/RF). Essas emissões são devidas a combustão de gás natural e carvão em plantas termelétricas. O metano fóssil (CH_{4,f}) cujas emissões acumuladas dos processamento e transporte de gás natural, e da mineração de carvão totalizam 2,79 g/FR, responde pelo restante dos impactos de PAG.

Cerca de 92% dos impactos de PAG originados no ciclo de vida da Importação de água procedem também do consumo de eletricidade. O CO_{2,f}, segue sendo a fonte principal de

impacto, ao concentrar 65% das contribuições para este efeito ambiental. Além das perdas ligadas a geração de eletricidade via grid BR, de 264 g/FR, outra fonte de emissão que pode ser relacionada a esse GEE, consiste na geração de calor para o processamento de químicos aplicados ao tratamento da água, particularmente o $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ (16,5 g CO_2 /FR). O CH_4 , é a segunda fonte principal de impacto, ao concentrar aproximadamente 31% das contribuições para este efeito ambiental. Aproximadamente 98% das emissões de metano estão associadas a produção de energia (4,51 g CH_4 /FR), sendo 91% destas procedentes de geração termoeleétrica a partir de gás natural, e o restante derivado da queima de carvão.

6.1.1.3 Depleção Hídrica (DH)

Impactos na forma de DH podem ser considerados como indicadores de desempenho para as rotas convencionais de produção de água potável, por medirem o grau de conversão do recurso hídrico necessário de cada tratamento em produto. Assim, se olhada segundo tal perspectiva, uma comparação entre Reúso Potável e Importação de água seria descabida pelo fato de, por sua própria essência, o reúso não empregar diretamente qualquer recurso hídrico para obter água potável.

Logo as contribuições do reúso em termos de DH ficam restritas a consumos de água para substituir os drenos regulares nas usinas termoeleétricas (purga e evaporação) e nuclear (evaporação). Como essas fontes corresponderam, respectivamente, a 24% e 2,6% de toda a eletricidade gerada no Brasil em 2017, o consumo específico de água bruta associada a aquela utilidade foi de 4,71 L/kWh (ENERGÉTICA, 2018).

No caso do Sistema Produtor São Lourenço os consumos de água bruta não estão apenas relacionados a captação (1,03 m³/FR). Esses levam em conta também a depleção hídrica derivada da produção de químicos consumidos no tratamento (SiO_2 : 212 mL/FR; Na_3PO_4 : 194 mL/FR; $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$: 888 mL/FR; $\text{O}_{2(\text{liquido})}$: 63 mL/FR e NaOH: 234 mL/FR). No entanto, a magnitude de tais consumos em comparação àquele associado ao processo em si, os desqualifica como foco significativo de impacto para categoria. Assim como para o sistema de Reúso potável o consumo de água bruta associada as utilidades foram de 4,71 L/kWh, isso se deve a utilização do mesmo grid energético para ambos os sistemas.

6.1.1.4 Ecotoxicidade aquática (EA)

Os desempenhos associados a EA dos dois cenários se devem em sua maior parte a perdas de bromo (Br), prata (Ag) e bário (Ba) para o meio hídrico associadas a geração de energia elétrica. No Reúso potável, os lançamentos de Br (558 mg/FR), Ag (6,34 mg/FR) e Ba

(5,89 mg/FR) no ambiente são originados principalmente das operações de extração de gás natural. Essa fonte de contribui com cerca de 11% de toda a eletricidade gerada no Brasil em 2017 (ENERGÉTICA, 2018). Somadas, aquelas emissões hídricas perfazem 94% dos impactos de EA para aquela alternativa de tratamento.

O panorama de contribuições para o processo de Importação de água mostrou ser idêntico ao diagnosticado para o reúso em termos de tendência. No entanto, valores das emissões para a água neste caso mostram ser superiores aos de seu congênere, atingindo 1,50 g/FR para Ag, 170 mg/FR para Br, e 160 mg/FR no caso de Ba.

6.1.2 Desempenho econômico

A Tabela 10 traz os custos de instalação dos sistemas de Reúso Potável e Importação de água, enquanto a Tabela 11 mostra custos de operação daqueles tratamentos. Os dados relacionados ao sistema de Reúso Potável retratam uma instalação com capacidade de tratamento de $0,54 \text{ m}^3/\text{s}$, ao passo que capacidade do sistema de Importação é de $4,7 \text{ m}^3/\text{s}$. Deve-se ressaltar que, muito embora os custos de implantação do Sistema de Importação de Água tenham sido dimensionados para uma unidade com capacidade de $6,0 \text{ m}^3/\text{s}$, esse limite não foi ainda atingido e assim, aquelas despesas foram recalculadas para a vazão média atual de operação do sistema.

Os resultados indicam que o investimento inicial para implementação de ambas as rotas pode ser considerado de mesma magnitude ao ser extrapolados para a vazão de $1,0 \text{ m}^3/\text{s}$. Esses desempenhos estão relacionados ao tamanho das instalações, em especial no que se refere à importação, cujos custos são em muito influenciados pelas aduções de água bruta e água tratada. Além do volume deslocado, as extensões percorridas pela água (26,1 km no caso da água bruta e 20,4 km para a água tratada), ao que se somam outros 26,5 km de conduto forçado por gravidade até a ETA de Vargem Grande Paulista. Note-se porém que para sistemas que operam com vazões menores, o custo específico da água transportada se apresenta ainda mais expressivo.

A composição dos custos da implantação do sistema de Reúso potável está principalmente relacionada aos sistemas MBR e Osmose reversa, que predispõem aquisição e substituição periódica (entre 7 e 10 anos) das membranas.

Os custos de operação relacionam despesas associadas a mão-de-obra, manutenção e operação do sistema, e gastos com produtos químicos. Historicamente e, por isso, para efeito de projeção, esses últimos representam em torno de 10% do valor do investimento inicial das unidades.

Tabela 10 – Custos de instalação das unidades de Reúso Potável e Importação de Água.

Custos de implantação dos arranjos: Condição 1		
Equipamentos	Reúso Potável (R\$)	Importação de água (R\$)
Tratamento Preliminar	1.069.279,30	
MBR	33.322.234,36	
Reatores UV	8.165.965,00	
Osmose Reversa (OR)	40.010.685,46	
Descarte de Lodo	10.267.263,44	
Captação		62.533.388,95
Adução de Água Bruta		426.991.883,21
ETA		156.704.734,10
Adução de Água Tratada		347.827.044,84
Total	92.835.427,56	994.057.051,10

Fonte: Próprio Autor.

Tabela 11 – Custo anual estimado de operação das unidades de Reúso Potável e Importação de água.

Custos de operação estimados dos arranjos: Condição 1		
Custos operacionais	Reúso Potável (R\$/ano)	Importação de água (R\$/ano)
Consumo de energia elétrica	6.390.857,75	146.658.506,36
Mão de obra, manutenção e operação	9.283.542,76	99.405.705,11
Total	15.674.400,50	246.064.211,47
Total (R\$/m ³) (TRI 20 anos)	1,40	2,25

Fonte: Próprio Autor.

A confrontação dos custos unitários de operação e para um horizonte temporal comum de análise (20 anos) de dois sistemas aponta que a Importação é em cerca de 61% mais dispendiosa do que Reúso potável. Esses resultados mostram-se consonantes com valores praticados por plantas reais em operação, para as quais 1,0 m³ de água obtido via de Reúso Potável custa em média R\$2,00, enquanto a importação de volume equivalente de água através do SPSL totaliza cerca de R\$3,60 (MIERZWA, 2019). Pesam contra a importação os valores associados a eletricidade e mão-de-obra.

6.2 Condição 2: Município de Fortaleza

6.2.1 Desempenho ambiental

A Tabela 12 traz diagnósticos ambientais do Reúso Potável e da Dessalinização de água do mar, alternativas selecionadas para produção de água potável na Condição 2 do estudo. Assim como já ocorrera para a Condição 1, os resultados apontam também neste caso o reúso com a melhor opção. Sua vantagem sobre a dessalinização é de cerca de três vezes e meia em termos do Potencial de Aquecimento Global, e chega a quase quatro vezes no que se refere a Depleção de Energia Primária.

Tabela 12 – Desempenho ambiental da disponibilização de 1,0 m³ de água para a Condição 2.

Categoria de impacto		Unidade (/m ³)	Reúso Potável	Dessalinização de água do mar
Demanda de Energia Primária	DEP	MJ	4,76	18,7
Potencial de Aquecimento Global	PAG	g CO ₂ eq	194	674
Depleção Hídrica	DH	L	4,00	1020
Ecotoxicidade Aquática	EA	g 1,4-DB eq ²	0,72	2,76

Fonte: Próprio Autor.

No entanto, tendo em vista a disponibilidade do recurso natural, a Dessalinização de água do mar pode permanecer como um caminho para o suprimento de água potável em regiões costeiras, sobretudo se fossem implementadas medidas de atenuação dos impactos que a ela estão associados.

6.2.1.1 Demanda de Energia Primária (DEP)

Os dados apresentados na Tabela 13 indicam que os impactos em termos de DEP dos dois tratamentos são provenientes dos consumos de recursos energéticos primários das classes NRF e RA. Tal como para a Condição 1, a soma dessas contribuições resulta em índices expressivos de contribuição que atingem 83% para o Reúso potável e 94% no que refere a Dessalinização. Também é possível notar nesse caso uma correlação direta dos efeitos com o consumo de eletricidade de cada tecnologia.

² 1,4-DB eq : 1-4 diclorobenzeno

Tabela 13 – Impactos em termos de Demanda de Energia Primária: Reúso Potável e Dessalinização de água do mar para a Condição 2.

Subcategoria de impacto			Reúso Potável (MJ/m ³)	Dessalinização de água do mar (MJ/m ³)
Não- renovável	Fóssil	NRF	1,68	7,07
	Nuclear	NRN	0,29	1,16
	Biomassa	NRB	0,00	0,00
Renovável	Biomassa	RB	0,34	1,26
	Eólica, solar, geotérmica	RSG	0,18	0,69
	Água	RA	2,27	8,50
Total			4,76	18,7

Fonte: Próprio Autor.

A dessalinização é, tradicionalmente, um processo energo-intensivo. Na situação em que a tecnologia deve tratar água do mar com características como as daquela disponível no litoral de Fortaleza, as necessidades da unidade em relação a essa utilidade alcançam o patamar de 3,13 KWh/FR. Tal consumo energético supera inclusive aquele contabilizado pela exportação de água que foi investigado na Condição 1. Esse valor está relacionado às demandas elétricas para a operação da OR (2,5 kWh/FR), em especial ao consumo elétrico das bombas de alta pressão que integram o sistema.

Dessa forma, as características da matriz elétrica nacional também condicionam o resultado. O litoral nordeste do Brasil é bem servido de ventos e taxa de insolação, duas fontes que são, de fato, pouco impactantes em termos de demanda energia primária. Assim, uma forma de atenuar os impactos de DEP originados pela dessalinização seria a substituir, mesmo que em parte, o suprimento de eletricidade via matriz BR por aquela originária dessas fontes.

6.2.1.2 Potencial de Aquecimento Global (PAG)

Assim como ocorre com outras tecnologias avaliadas, o elevado consumo de eletricidade influência de maneira decisiva o PAG da Dessalinização ao aportar 575 g CO_{2eq}/RF. A esse total se somam outros 99,0 g CO_{2eq}/RF que derivam de emissões de CO_{2,f} motivadas por: (i) liquefação do ar utilizado processo; (ii) queima de diesel para o acionamento de máquinas e equipamentos periféricos ao sistema; e, (iii) geração de calor consumido na manufatura de químicos.

6.2.1.3 Depleção Hídrica (DH)

A Depleção Hídrica associada a Dessalinização é de 1020 L/RF de água do mar. Muito embora não comparável ao obtido pelo reúso (vide argumentação apresentada na seção 6.1.1.3) esse desempenho pode ser considerado satisfatório diante das características e propriedades do recurso natural. No que se refere ao balanço hídrico, as perdas atribuídas a dessalinização ocorrem na forma de água retida durante a formação da salmoura. Assim como ocorre com a fração salina (ou fração sólida), esse fluxo será descartado em aterro sanitário, convertido em chorume, e tratado, antes de ser lançado novamente no ambiente.

6.2.1.4 Ecotoxicidade aquática (EA)

Cerca de 95% dos efeitos de EA gerados pela Dessalinização de água do mar se originam de perdas de Br (2,15 g/RF), Ag (245 mg/RF) e Ba (228 mg/RF) que ocorrem durante o ciclo de vida da eletricidade consumida no processo. Uma vez que o consumo elétrico é fonte majoritária de geração de todos os impactos relativos a Dessalinização, já seria de se esperar que os focos de impacto de EA nesta condição, fossem os mesmos afetaram o Reúso, em que a necessidade elétrica é fonte exclusiva de problemas ambientais.

6.2.2 Desempenho econômico

A Tabela 14 reedita custos de instalação de Reúso potável e traz valores equivalentes para a Dessalinização de água do mar, ao passo que a Tabela 15 detalha os custos de operação dessas mesmas tecnologias. Os dados relacionados a dessalinização foram determinados para uma capacidade de tratamento de 1,0 m³/s.

Uma análise dos custos implantação das unidades consideradas na Condição 2 apontam que o investimento inicial para implantação de uma unidade de Dessalinização de água do mar no litoral de Fortaleza seria mais elevado em cerca de três vezes que o de uma instalação de Reúso Potável. Quando se avaliam custos absolutos de operação a diferença entre as alternativas é ainda maior, chegando a cerca de seis vezes em favor do Reúso. No entanto, o ajuste dos valores para a capacidade de produção das plantas no horizonte temporal da análise (20 anos) reduziu essa defasagem para (novamente) três vezes (1,40: 4,21).

Outro aspecto relevante remete a relação entre custos de operação e investimento de cada sistema. Enquanto para o Reúso potável as despesas variáveis são de ~17% dos custos de implantação do tratamento, na Dessalinização de água do mar essas são da ordem de 19%.

No caso da dessalinização, isso ocorre em virtude de seu elevado consumo elétrico, e dos químicos consumidos no tratamento da água (cujo desembolso foi incluído na operação).

Tabela 14 - Custos de instalação das plantas de Reúso Potável e Dessalinização de água do mar.

Custos de implantação dos arranjos: Condição 2		
Equipamentos	Reúso Potável (R\$)	Dessalinização (R\$)
Tratamento Preliminar	1.069.279,30	
MBR	33.322.234,36	
Reatores UV	8.165.965,00	
Osmose Reversa (OR)	40.010.685,46	
Descarte de Lodo	10.267.263,44	
Conduas Elevatórias (*)		79.509.105,59
Torre de Captação		4.281.703,92
Conduto de Adução		23.788.141,20
Conduto de Expulsão		6.984.676,19
Planta/Layout		134.131.493,06
Acabamentos Finais		8.126.550,48
Implantação (**)		207.273.442,07
Fornecimento de Energia		11.400.000,00
Total	92.835.427,56	475.495.112,51

Legenda: (*) As conduas elevatórias fazem a interligação da unidade com a rede CAGECE;

(**) A etapa de 'Implantação' compreende custos associados aos equipamentos, montagem, treinamento e *startup* da unidade.

Fonte: Próprio Autor.

Tabela 15 - Custo anual estimado de operação das unidades de Reúso Potável e Dessalinização de água do mar.

Custos de operação estimados dos arranjos: Condição 2		
Custos operacionais	Reúso Potável (R\$/ano)	Dessalinização (R\$/ano)
Consumo de energia elétrica	6.390.857,75	43.480.484,27
Mão de obra, operação e manutenção	9.283.542,76	47.549.511,25
Total	15.674.400,50	91.029.995,52
Total (R\$/m³) (TRI 20 anos)	1,40	4,21

Fonte: Próprio Autor.

Os valores estimados de custo para a dessalinização estão na mesma ordem de grandeza dos praticados por projetos dessa natureza instaladas no Brasil. De acordo com Mierzwa

(2019), para volumes correspondentes aos avaliados neste estudo, o custo unitário da água por essa classe de tratamento pode variar entre 0,75 a 1,50 US\$/m³.

7. ANÁLISE COMBINADA E SUGESTÕES DE MELHORIA DE DESEMPENHO

A Análise Combinada associa desempenhos ambiental e econômico individuais obtidos pelos arranjos sob avaliação em cada condição. Essa integração gera um Indicador Global de Desempenho (*IGD*) com potencial de identificar sinergias, ou discrepâncias, entre os desempenhos das rotas de processamento de água.

A contabilização do (*IGD*) se inicia pela normalização dos elementos que compõem cada dimensão de análise. Para que isso ocorresse, um dos tratamentos foi selecionado para servir de referência nesse procedimento. Dado que o propósito de todas as alternativas sob análise é produzir água potável, decidiu-se selecionar por padrão a tecnologia que acumulasse os mais baixos consumos de água bruta para cumprir com essa função. Por conta do desempenho que obteve nesse quesito (Tabela 6), a opção recaiu sobre o Reúso potável. A estimação do Índice Normalizado de Impacto (IN_i^k) para cada rota ocorreu a partir da aplicação da equação (Eq. 3)

$$IAN_i^k = \left(\frac{IA_i^k}{IA_{REU}^k} \right) \quad (\text{Eq. 3})$$

Onde:

IAN_i^k : Índice Ambiental Normalizado para a categoria de impacto (k) da rota (i);

IA_i^k : Valor do Impacto Ambiental (k) para a rota (i);

IA_{REU}^k : Valor do Impacto Ambiental (k) para o Reúso Potável (*REU*)

O Indicador Ambiental Global (IAG_i) de cada tecnologia foi então determinado pela somatória de seus respectivos valores de IN_i^{DEP} , IN_i^{PAG} e IN_i^{EA} . Os desempenhos para a categoria de impacto de Depleção Hídrica foram desconsiderados por essa análise; essa decisão se apoia os argumentos apresentados anteriormente na seção 6.1.1.3. O valor final de (IAG_i) foi determinado pela equação (Eq. 4)

$$IAG_i = \sum (IAN_i^k) \quad (\text{Eq. 4})$$

Onde:

IAG_i : Indicador Ambiental Global para a tecnologia (i)

Como não poderia deixar de ser, a dimensão econômica foi tratada de forma semelhante à ambiental, gerando assim um Indicador Econômico Global ($I\$G_i$) para cada tecnologia. Por fim, o resultado do (IGD_i) para cada rota de produção de água potável foi calculado a partir de novo produto, realizado nesse caso, entre IAG_i e $I\$G_i$, tal como está indicado na equação (Eq. 5)

$$IGD_i = IAG_i \times I\$G_i \quad (\text{Eq. 5})$$

Onde:

IGD_i : Indicador Global de Desempenho para a tecnologia (i)

7.1. Análise combinada: Condição 1

A Tabela 16 traz valores individuais de (IAN) e dos resultados de (IAG) gerados a partir deles. Aparecem ainda naquele dispositivo os valores de ($I\$G$) e (IGD) correspondentes para o Reúso Potável e a Importação de Água. Nuca é demais relembrar que todos esses índices foram estimados para 1,0 m³ de água potável.

Tabela 16 – Resultados normalizados e indicadores globais: Condição 1.

Arranjos analisados para a Condição 1	Reúso Potável	Importação de Água
Desempenho Ambiental		
IAN^{DEP}	1,00	2,79
IAN^{PAG}	1,00	2,32
IAN^{EA}	1,00	2,69
IAG	1,00	7,80
Desempenho Econômico		
$I\$G$	1,00	1,61
Desempenho Global		
IGD	1,00	12,6

Fonte: Próprio Autor.

O Reúso potável superou a Importação de água em quaisquer das categorias de impacto consideradas pela análise ambiental; seus custos de operação foram igualmente inferiores aos daquele tratamento. Assim, já era esperado que o (IGD) dessa rota de processamento fosse inferior ao de sua congênere.

Por outro lado, não passou despercebido a diferença de magnitudes dos resultados, com o valor obtido para a importação de água (IGD_{IMP}) sendo mais elevado que o do Reúso (IGD_{REU}) em cerca de 13 vezes. Essa disparidade se deve em grande parte ao desempenho ambiental acumulado da importação $IAG_{IMP} = 7,80$. Logo, olhando a questão segundo perspectivas tecnológica e de gestão, a redução desses valores até limites que o tornassem equivalentes aos do Reúso faria da Importação uma alternativa a ela competitiva. Os custos de operação e manutenção desse mesmo tratamento, que superam os do Reúso potável em 61%, acabam apenas por potencializar a defasagem entre os processos.

O consumo de eletricidade incide diretamente sobre os valores de (IAG_{IMP}) e ($I\$G_{IMP}$). Assim, uma vertente natural a ser explorada a fim de obter-se melhores resultados para a Importação seria substituir, mesmo que em parte, a ação da matriz elétrica brasileira sobre o sistema por opções menos impactantes de provimento energia. Uma alternativa seria acoplar o arranjo a pequenas centrais hidrelétricas (PCHs).

O sistema São Lourenço apresenta peculiaridades com relação ao trajeto percorrido pela água, sendo a mais evidente delas um desnível de cota superior a 300 m. Tal circunstância eleva de forma significativa a demanda elétricas da importação. Assim, a busca de fontes complementares de provimento de água para RMSP poderia passar a incorporar critérios de ordem energética e ambiental para definir a procedência e o traçado do recurso até seu destino final.

Apesar de apresentar melhores desempenhos que a importação em ambas as dimensões analisadas, o Reúso potável pode também objeto de medidas de redução. Além do uso de fontes alternativas de fornecimento de energia, ações sobre o sistema propriamente dito, que resultassem em aumento de eficiência do pré-tratamento, e das membranas usadas no sistema MBR e na OR resultariam em redução de impactos de DEP e PAG. Já a vertente econômica deveria ser reavaliada para essa perspectiva.

7.2. Análise combinada: Condição 2

Seguindo uma linha idêntica de abordagem àquela utilizada na Condição 1, a Tabela 17 apresenta índices globais de desempenho para as dimensões ambiental e econômica que orientaram a análise combinada de alternativas suprimento de água potável para a Região Metropolitana de Fortaleza.

Tabela 17 – Resultados normalizados e indicadores globais: Condição 2.

Arranjos analisados para a Condição 2	Reúso Potável	Dessalinização
Desempenho Ambiental		
IAN^{DEP}	1,00	3,93
IAN^{PAG}	1,00	3,47
IAN^{EA}	1,00	3,83
IAG	1,00	11,2
Desempenho Econômico		
$I\$G$	1,00	3,01
Desempenho Global		
IGD	1,00	33,8

Fonte: Próprio Autor.

Também nesse caso o Reúso potável mostrou ser menos impactante e custoso do que a Dessalinização de água do mar, com o (IGD_{DES}) sendo em quase 34 vezes mais elevado do que o (IGD_{REU}). Não bastasse os valores de (IAN_{DES}^k) serem de 3,47 a 3,93 maiores que seus correspondentes para o reúso, a relação entre os custos foi também dessa mesma magnitude.

Como alternativas potenciais de redução de impactos e custos da Dessalinização, podem ser destacadas: (i) a incorporação de fontes alternativas locais de geração de eletricidade (vide seção 6.2.1.1); e, tal como já se havia sugerido para a Importação de água, também nesse caso (ii) uma revisão das operações de pré-tratamento e, (iii) o desenvolvimento de membranas para OR que seguissem realizando a remoção de sais da água com elevada eficiência, impondo, porém, para isso reduzidos consumos energéticos.

8. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Após terem sido concluídas os levantamentos e análises estabelecidos pelo Método de Trabalho (capítulo 4) foi possível concluir que:

- Os resultados obtidos sugerem que a rota de Reúso potável direto se apresenta como melhor alternativa complementar para situações de escassez hídrica. Esse resultado está relacionado a alternativa apresentar melhor desempenho ambiental e econômico sobre os demais arranjos analisados.
- Nas análises de desempenho ambiental, para ambas as condições e sistemas, percebe-se uma correlação estreita entre o consumo de eletricidade de cada arranjo, e seus respectivos impactos em termos de DPE e PAG. Uma análise comparada entre esse perfil e aquele que descreve a composição média do grid BR para o ano de 2016 revela uma correlação estreita entre o consumo de eletricidade de cada arranjo, e seus respectivos impactos para a categoria.
- Na Condição 1, para a categoria DH entre os indicadores de impacto proporcionou um resultado esperado. O cenário de Importação mostrara um expressivo consumo de água (1002 L/RF), quando comparados ao Reúso Potável (4,0 L/RF), este resultado pode ser entendido como uma prerrogativa imediata do sistema, por conta da desobrigação de fazer uso do recurso natural para produzir água potável
- Mesmo apresentando melhor desempenho que a rota de Importação o Reúso potável direto pode atingir melhores resultados ambientais com algumas alterações na sua operação, como por exemplo substituição das fontes de energia e otimização energética do sistema.
- Quando avaliados os desempenhos econômicos para as rotas analisadas na primeira etapa, os resultados dos custos implantação das unidades analisadas indicam que o investimento inicial e operacional necessário para a Rota de Importação é maior que o do Reúso Potável, esse resultado está relacionado a grande extensão das adutoras necessárias e seu consumo energético. Dessa maneira, o resultado do valor do m³ de água é de R\$ 1,40 e R\$ 2,25 para as rotas de Reúso Potável e Importação de Água, respectivamente.
- A confrontação dos Indicadores Globais de Desempenho das duas alternativas em análise aponta o Reúso potável ($IGD_{REU} = 1$) como uma solução ambiental e economicamente mais atrativa do que a Importação de água para suprir a RMSP

($IGD_{IMP} = 12,6$), tendo sempre em conta de água as condições em que a análise foi realizada.

- Para a Condição 2, o cenário de Dessalinização, assim como o de Importação (Condição 1), mostrara um expressivo consumo de água (1020 L/RF), quando comparados ao Reúso Potável (4,0 L/RF).
- A análise dos sistemas, assim como na Condição 1, indicam a produção de energia elétrica como principal etapa dos arranjos associada aos valores de impactos apresentados para ambos os sistemas analisados na segunda etapa do estudo. Principalmente para a Dessalinização de Água do Mar algumas medidas podem ser tomadas para tornar essa rota mais competitiva, a substituição do *grid* energético associado deve ser considerada, além da possibilidade otimização do processo de pré-tratamento, e desenvolvimento da tecnologia de membranas a fim minimizar o consumo energético desse sistema.
- Os resultados dos custos implantação das unidades analisadas na Condição 2, apontam que o resultado do valor do m³ de água é de R\$ 1,40 e R\$ 4,21 para as rotas de Reúso Potável e Dessalinização, respectivamente.
- O resultado associado expresso pelo Indicador Global Único também indica que, na combinação das dimensões, o Reúso potável prevalece ($IGD_{REU} = 1$) sobre a Dessalinização ($IGD_{DES} = 33,8$) de água do mar como uma prática alternativa de abastecimento de água da Região Metropolitana de Fortaleza.
- Além dos resultados anteriormente citados, foram geradas contribuições para bancos de dados internacionais de apoio a ACV na forma Inventários de Ciclo de Vida retratando os estudos de caso escolhidos, que refletem as condições praticadas no Brasil para produção de água potável.

Os resultados colhidos por esta análise são decisivos para o atingimento dos objetivos maiores a que se dedica a presente investigação: de ser capaz de propor arranjos ótimos de abastecimento que associem o reúso potável com técnicas regulares de tratamento de água para conglomerados urbanos brasileiros sob os pontos de vista técnico, econômico e ambiental.

9. REFERÊNCIAS

- AKGUL, D. et al. Cost analysis of seawater desalination with reverse osmosis in Turkey. **Desalination**, v. 220, n. 1–3, p. 123–131, 2008.
- AL-SAHALI, M.; ETTOUNEY, H. Developments in thermal desalination processes: Design, energy, and costing aspects. **Desalination**, v. 214, n. 1–3, p. 227–240, 2007.
- ALGHARIANI, S. A. Water transfer versus desalination in North Africa: sustainability and cost comparison. **Libyan Studies**, v. 34, n. May, p. 147–152, 2003.
- ALTHAUS, H.-J. **Life Cycle Inventories of Chemicals. Ecoinvent report No. 8, v. 2,0**Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2007., 2007. .
- ALTURKI, A. A. et al. Combining MBR and NF/RO membrane filtration for the removal of trace organics in indirect potable water reuse applications. **Journal of Membrane Science**, v. 365, n. 1–2, p. 206–215, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.memsci.2010.09.008>>.
- ANEEL. **No Title**. Disponível em: <<http://www.aneel.gov.br/relatorios-tecnicos>>. Acesso em: 13 jan. 2020.
- ANTONY, A. et al. Scale formation and control in high pressure membrane water treatment systems: A review. **Journal of Membrane Science**, v. 383, n. 1–2, p. 1–16, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.memsci.2011.08.054>>.
- ARAÚJO, K. S. de et al. Processos oxidativos avançados: uma revisão de fundamentos e aplicações no tratamento de águas residuais urbanas e efluentes industriais. **Revista Ambiente e Agua**, v. 11, n. 2, p. 387–401, 2016.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Norma Brasileira NBR ISO 14040 - Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura**, 2009a. . Disponível em: <www.abnt.org.br>.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Norma Brasileira NBR ISO 14044 - Gestão ambiental — Avaliação do ciclo de vida — Requisitos e orientações**. [s.l: s.n.]
- BAUMANN, H.; TILLMAN, A.-M. **The Hitch Hiker’s Guide to LCA: An orientation in Life Cycle Assessment Methodology and Applications**. [s.l.] Studentlitteratur AB, 2004.
- BELESSIOTIS, V.; KALOGIROU, S.; DELYANNIS, E. Desalination Methods and Technologies—Water and Energy. **Thermal Solar Desalination**, p. 1–19, 2016.
- BIXIO, D. et al. Wastewater reuse in Europe. **Desalination**, v. 187, n. 1–3, p. 89–101, 2006.
- BOLTON J R AND COTTON, C. A. **The Ultraviolet Disinfection Handbook**. [s.l: s.n.]
- BORGES, A. Ceará vai usar água do mar para consumo. **O Estado de São Paulo**, 21 mar. 2018. Disponível em: <<https://brasil.estadao.com.br/noticias/geral,ceara-vai-usar-agua-do-mar-para-consumo,70002235792>>.
- BRASIL. Portaria MS 2914-11. v. 1, 2011a.
- BRASIL. Portaria de Consolidacao no 5. **Portaria Consolidação**, v. 5, p. 1–444, 2017a. Disponível em: <http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2017/prc0005_03_10_2017.html>.

BRASIL. Portaria de Consolidação nº 5 de 28 de setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. **Ministério da Saúde**, p. 926, 2017b. Disponível em:

<<http://portalarquivos2.saude.gov.br/images/pdf/2018/marco/29/PRC-5-Portaria-de-Consolida---o-n---5--de-28-de-setembro-de-2017.pdf>>.

CAGECE. **Portal CAGECE - Companhia de Água e Esgoto do Ceará**. [s.l: s.n.].

Disponível em: <<https://www.cagece.com.br/wp-content/uploads/PDF/RelatorioQualidadeAgua/2019/10-outubro/10-Fortaleza-Relatório-CQ-para-Consumidor-OUTUBRO-2019.pdf%0Ahttps://www.cagece.com.br/quem-somos/historia/>>.

CAVALCANTI, J. E. . **Manual de Tratamento de Efluentes Industriais**. [s.l: s.n.].

CHERIF, H.; BELHADJ, J. **Environmental Life Cycle Analysis of Water Desalination Processes**. [s.l.] Elsevier Inc., 2018.

DALRI-CECATO, L. et al. Estimativa dos custos de operação de um biorreator a membrana. **Revista DAE**, v. 67, n. 217, p. 90–102, 2019.

DE MENEZES, I. S.; MENDONÇA, L. C. Avaliação do tratamento preliminar da estação de tratamento de efluentes do campus de São Cristóvão da Universidade Federal de Sergipe. **Scientia Plena**, v. 13, n. 10, p. 1–7, 2017.

DOKA, G. **Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services: Ecoinvent Report #13 - Part II “Landfills, underground deposits, landfarming”**DübendorfSwiss Centre for Life Cycle Inventories, , 2009.

DU PISANI, P. L. Direct reclamation of potable water at Windhoek’s Goreangab reclamation plant. **Desalination**, v. 188, n. 1–3, p. 79–88, 2006.

DUPONT DE NEMOURS INC. **WAVE - Water Application Value Engine**.

ELIMELECH, M.; PHILLIP, W. A. The future of seawater desalination: Energy, technology, and the environment. **Science**, v. 333, n. 6043, p. 712–717, 2011.

ENERGÉTICA, E. de P. **Balanco Energético Nacional 2018**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <http://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-303/topico-419/BEN2018__Int.pdf>.

EPE - EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. Balanco Energético Nacional 2017. **Epe**, p. 296 p., 2017. Disponível em: <<http://epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/Balanco-Energetico-Nacional-2017>>.

FRISCHKNECHT, R. et al. Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. **American Midland Naturalist**, v. 150, n. 3, p. 1–151, 2007. Disponível em: <http://www.ecoinvent.org/fileadmin/documents/en/03_LCIA-Implementation.pdf>.

FUNASA. Manual de fluoretação da água para consumo humano. **Manual de fluoretação da água para consumo humano**, v. 1, p. 73, 2012. Disponível em: <http://www.funasa.gov.br/site/wp-content/files_mf/mnl_fluoretacao_2.pdf>.

GIKAS, P.; TCHOBANOGLIOUS, G. Sustainable use of water in the Aegean Islands. **Journal of Environmental Management**, v. 90, n. 8, p. 2601–2611, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.01.020>>.

GITIS, V.; HANKINS, N. Water treatment chemicals: Trends and challenges. **Journal of Water Process Engineering**, v. 25, n. May, p. 34–38, 2018.

GRIPP, V. S. Análise ambiental, energética e econômica de arranjo processual para reúso de água em refinaria de petróleo. p. 166, 2014.

GUINÉE, J. B. et al. **Handbook on life cycle assessment: Operation guide to the ISO standards**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2002.

GUNADY, M. G. A. et al. Evaluating the global warming potential of the fresh produce supply chain for strawberries, romaine/cos lettuces (*Lactuca sativa*), and button mushrooms (*Agaricus bisporus*) in Western Australia using life cycle assessment (LCA). **Journal of Cleaner Production**, v. 28, p. 81–87, 2012.

HANCOCK, N. T.; BLACK, N. D.; CATH, T. Y. A comparative life cycle assessment of hybrid osmotic dilution desalination and established seawater desalination and wastewater reclamation processes. **Water Research**, v. 46, n. 4, p. 1145–1154, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.004>>.

HESPAÑHOL, I. A inexorabilidade do reúso potável direto. **Revista DAE**, v. 63, n. 198, p. 63–82, 2015.

HOLLOWAY, R. W. et al. Life-cycle assessment of two potable water reuse technologies: MF/RO/UV-AOP treatment and hybrid osmotic membrane bioreactors. **Journal of Membrane Science**, v. 507, p. 165–178, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.memsci.2016.01.045>>.

HSIEN, C. et al. Life cycle assessment of water supply in Singapore — A water-scarce urban city with multiple water sources. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 151, n. March, p. 104476, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104476>>.

HUIJBREGTS, M. A. J. et al. Normalisation figures for environmental lifecycle assessment: The Netherlands (1997/1998), Western Europe (1995) and the World (1990 and 1995). **Journal of Cleaner Production**, n. 11, p. 737–748, 2003.

HUIJBREGTS, M. A. J. et al. ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 22, n. 2, p. 138–147, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s11367-016-1246-y>>.

IEA. **World Energy Statistics 2019**. [s.l.: s.n.].

IVANOVIC, I.; LEIKNES, T. O. The biofilm membrane bioreactor (BF-MBR)-a review. **Desalination and Water Treatment**, v. 37, n. 1–3, p. 288–295, 2012.

JUDD, S. **The MBR Book - Principles and Applications of Membrane Bioreactors for Water and Wastewater Treatment**. [s.l.] Butterworth-Heinemann, 2010.

JUDD, S. J. Membrane technology costs and me. **Water Research**, v. 122, p. 1–9, 2017.

KARAGIANNIS, I. C.; SOLDATOS, P. G. Water desalination cost literature: review and assessment. **Desalination**, v. 223, n. 1–3, p. 448–456, 2008.

KHAN, S. J.; ANDERSON, R. Potable reuse: Experiences in Australia. **Current Opinion in Environmental Science & Health**, v. 2, p. 55–60, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.02.002>>.

KOCH MEMBRANE SYSTEMS. **PURON® HOLLOW FIBER MODULES - Hollow Fiber Submerged Membrane Modules for MBR**, 2015. . Disponível em: <<https://www.lenntech.com/Data-sheets/Koch-puron-mbr-modules-psh330-660-1800->

L.pdf>.

LAHNSTEINER, J.; LEMPERT, G. Water management in Windhoek, Namibia. **Water Science and Technology**, v. 55, n. 1–2, p. 441–448, 2007.

LATTEMANN, S.; HÖPNER, T. Environmental impact and impact assessment of seawater desalination. **Desalination**, v. 220, n. 1–3, p. 1–15, 2008.

LEVERENZ, H. L.; TCHOBANOGLIOUS, G.; ASANO, T. Direct potable reuse: A future imperative. **Journal of Water Reuse and Desalination**, v. 1, n. 1, p. 2–10, 2011.

LEVITSKY, I. et al. Understanding the oxidative cleaning of UF membranes. **Journal of Membrane Science**, v. 377, n. 1–2, p. 206–213, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.memsci.2011.04.046>>.

LI, Y. et al. Life cycle assessment of water supply alternatives in water-receiving areas of the South-to-North Water Diversion Project in China. **Water Research**, v. 89, p. 9–19, 2016.

LYONS, E. et al. Life cycle assessment of three water supply systems: Importation, reclamation and desalination. **Water Science and Technology: Water Supply**, v. 9, n. 4, p. 439–448, 2009.

MACHADO, M. de B. **Avaliação do Processo de Eletrodialise Reversa no Tratamento de Efluentes de Refinaria de Petróleo**. 2008. 151 Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2008. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/10183/28928>>.

MACIEL, M. **Contribuição ambiental para o planejamento da oferta futura de gás natural no Brasil**. [s.l.: s.n.].

MATHIOULAKIS, E.; BELESSIOTIS, V.; DELYANNIS, E. Desalination by using alternative energy: Review and state-of-the-art. **Desalination**, v. 203, n. 1–3, p. 346–365, 2007.

MENG, F. et al. A comprehensive study on membrane fouling in submerged membrane bioreactors operated under different aeration intensities. **Separation and Purification Technology**, v. 59, n. 1, p. 91–100, 2008.

MIERZWA, J. C. **Notas de Aula da Disciplina PHA 5053 - Processos de Separação por Membranas para Tratamentos de Água e Efluentes**, 2019. .

MINISTÉRIO DA SAÚDE DO BRASIL. Padrão de potabilidade da água destinada ao consumo humano. . 2011.

MO, W.; WANG, R.; ZIMMERMAN, J. B. Energy-water nexus analysis of enhanced water supply scenarios: A regional comparison of Tampa bay, Florida, and San Diego, California. **Environmental Science and Technology**, v. 48, n. 10, p. 5883–5891, 2014.

MUÑOZ, I.; FERNÁNDEZ-ALBA, A. R. Reducing the environmental impacts of reverse osmosis desalination by using brackish groundwater resources. **Water Research**, v. 42, n. 3, p. 801–811, 2008.

OLIVER, J. **The scientific basis of flocculation**. [s.l.: s.n.]v. 53

ONU. Glossário de termos do Objetivo de Desenvolvimento Sustentável 6: Assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todas e todos. 2018.

QASIM, M. et al. Reverse osmosis desalination: A state-of-the-art review. **Desalination**, v. 459, n. February, p. 59–104, 2019.

- RALUY, R. G.; SERRA, L.; UCHE, J. Life Cycle Assessment of Water Production Technologies - Part 1 Life Cycle Assessment of Different Commercial Desalination Technologies (MSF, MED, RO). v. 10, n. 4, p. 285–293, 2005.
- RAMIRES, I.; BUZALAF, M. A. R. A fluoretação da água de abastecimento público e seus benefícios no controle da cárie dentária - Cinquenta anos no Brasil. **Ciencia e Saude Coletiva**, v. 12, n. 4, p. 1057–1065, 2007.
- RASHIDI, J. et al. Life Cycle and Economic Assessments of Key Emerging Energy Efficient Wastewater Treatment Processes for Climate Change Adaptation. **International Journal of Environmental Research**, v. 12, n. 6, p. 815–827, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s41742-018-0135-6>>.
- RAUCHER, R.S.; TCHOBANOGLIOUS, G. T. . The opportunities and economics of direct potable reuse. **WaterReuse Research Foundation**., 2014.
- SABESP. **Estudo de Concepção Sistema Produtor São Lourenço**. [s.l: s.n.].
- SILVA, G. A. da; KULAY, L. A. A Avaliação do Ciclo de Vida: um método sistêmico e quantitativo para determinação do desempenho ambiental de atividades antrópicas. In: VILELA JR., A.; DE MAJOROVIC, J. (Ed.). **Modelos e Ferramentas de Gestão Ambiental**. 4ª Edição ed. [s.l.] Senac, 2019.
- STOCKER, T. F. et al. Climate change 2013 the physical science basis: Working Group I contribution to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. **Climate Change 2013 the Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**, v. 9781107057, n. May 2016, p. 1–1535, 2013.
- STOKES, J.; HORVATH, A. Life cycle energy assessment of alternative water supply systems. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 11, n. 5, p. 335–343, 2006.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **2012 Guidelines for Water Reuse**. [s.l: s.n.].
- VENTBRAS INDÚSTRIA ELETROMETALÚRGICA LTDA. **Soprador Rotativo - VENTBRAS**. Disponível em: <<http://www.ventbras.com.br/produtos.php?id=21&categ=2>>. Acesso em: 19 maio. 2020.
- WARSINGER, D. M. et al. Energy efficiency of batch and semi-batch (CCRO) reverse osmosis desalination. **Water Research**, v. 106, p. 272–282, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2016.09.029>>.
- WARSINGER, D. M. et al. A review of polymeric membranes and processes for potable water reuse. **Progress in Polymer Science**, v. 81, p. 209–237, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.progpolymsci.2018.01.004>>.
- WERBER, J. R.; OSUJI, C. O.; ELIMELECH, M. Materials for next-generation desalination and water purification membranes. **Nature Reviews Materials**, v. 1, 2016.
- WORLD HEALTH ORGANISATION. **Guidance for Producing Safe Drinking-Water**. [s.l: s.n.]

APÊNDICES

APÊNDICE A – INVENTÁRIOS DO CICLO DE VIDA

Inventário Reúso Potável			
UV 2 treatment output /BR			
Corrente	Quantidades	Unidade	Observações
Products			
UV 2 treatment output /BR	2867,2	m3	
Materials/fuels			
OR treatment output /BR	2867,2	m3	
Electricity/heat			
Electricity, medium voltage, at grid 2017/BR U	432	kWh	Proporção para maior dose de UV catálogo WEDECO
OR treatment output /BR			
Corrente	Quantidades	Unidade	Observações
Products			
OR treatment output /BR	2867,2	m3	
Materials/fuels			
UV 1 treatment output /BR	3584	m3	
Electricity/heat			
Electricity, medium voltage, at grid 2017/BR U	1968	kWh	Projeto WAVE
UV 1 treatment output /BR			
Corrente	Quantidades	Unidade	Observações
Products			
UV 1 treatment output /BR	3584	m3	
Materials/fuels			
MBR treatment output /BR	3584	m3	
Electricity/heat			
Electricity, medium voltage, at grid 2017/BR U	23	kWh	Catálogo Wedeco
MBR treatment output /BR			
Corrente	Quantidades	Unidade	Observações
Products			
MBR treatment output /BR	3584	m3	
Materials/fuels			
Primary treatment output /BR	3600	m3	
Electricity/heat			
Electricity, medium voltage, at grid 2017/BR U	0	kWh	Somando a energia do mrb com o descarte do lodo (4892,98+365,95)
Waste to treatment			
Inert waste {RoW} treatment of, sanitary landfill Alloc Def, U/BR	29,62	kg	Considerando a vazão de lodo descartado dos dois tanques 697m3/d e a densidade do lodo 1,02g/cm3. *5258,93
Primary treatment output /BR			
Corrente	Quantidades	Unidade	Observações

Products			
Primary treatment output /BR	3600	m3	
Materials/fuels			
Wastewater, sieved 2 /BR	3600	m3	
Electricity/heat			
Electricity, medium voltage, at grid 2017/BR U	0	kWh	*0,75
Waste to treatment			
Inert waste {RoW} treatment of, sanitary landfill Alloc Def, U	259,2	kg	Densidade da areia grossa e seca (1,8g/cm ³)

Wastewater, sieved 2 /BR

Corrente	Quantidades	Unidade	Observações
Products			
Wastewater, sieved 2 /BR	3600	m3	
Materials/fuels			
Wastewater, sieved 1 /BR	3600	m3	
Electricity/heat			
Electricity, medium voltage, at grid 2017/BR U	0	kWh	*49,731
Waste to treatment			
Inert waste {RoW} treatment of, sanitary landfill Alloc Def, U	505,44	kg	Considerando que a peneira retira 38l/1000m3 e a caixa de areia 40l/1000m3 e a densidade da areia grossa e seca. (1,8g/cm ³)

Wastewater, sieved 1 /BR

Corrente	Quantidades	Unidade	Observações
Products			
Wastewater, sieved 1 /BR	3600	m3	
Materials/fuels			
Wastewater	3600	m3	
Electricity/heat			
Electricity, medium voltage, at grid 2017/BR U	0	kWh	*6,165
Waste to treatment			
Municipal solid waste {RoW} treatment of, sanitary landfill Alloc Def, U	180	kg	Usando a premissa que a grade retira entre 40-50 l de sólidos e considerando que a densidade desses sólidos é 1,8g/cm3.

Wastewater

Corrente	Quantidades	Unidade	Observações
Products			
Wastewater	3600	m3	

Inventário Importação de água

Água tratada - estação levatória

Corrente	Quantidades	Unidade	Observações
Products			
Água tratada - estação levatória	20900	m3	

Materials/fuels

Tap water | tap water production, conventional with biological treatment |

Alloc Def/BR, U

20900000 kg

Electricity/heat

Electricity, medium voltage, at grid 2017/BR U

2647,8 kWh

Tap water | tap water production, conventional with biological treatment | Alloc Def/BR, U

Corrente	Quantidades	Unidade	Observações
Products			
Tap water tap water production, conventional with biological treatment			
Alloc Def/BR, U	20900000	kg	
Resources			
Water, river, BR	0	m3	
Materials/fuels			
Lime, hydrated, loose weight {GLO} market for Alloc Def/BR, U	114	kg	
Charcoal {GLO} market for Alloc Def/BR, U	4,76	kg	
Sodium pyrophosphate {GLO} market for Alloc Def/BR, U	5,59	kg	
Potassium permanganate {GLO} market for Alloc Def/BR, U	11,4	kg	
Activated silica {GLO} market for Alloc Def/BR, U	27,4	kg	
Sodium phosphate {GLO} market for Alloc Def/BR, U	23,9	kg	
Aluminium sulfate, powder {GLO} market for Alloc Def/BR, U	1330	kg	
Polyacrylamide {GLO} market for Alloc Def/BR, U	3,44	kg	
Oxygen, liquid {RoW} market for Alloc Def/BR, U	36,5	kg	
Silica sand {GLO} market for Alloc Def/BR, U	24,2	kg	
Tap water {GLO} market group for Alloc Def/BR, U	1450	kg	
Water works, capacity 1.1E10l/year {RoW} water works construction,			
capacity 1.1E10l/year, conventional treatment Alloc Def/BR, U	3,18E-05	p	
Sodium hypochlorite, without water, in 15% solution state {GLO} market			
for Alloc Def/BR, U	69	kg	
Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state {GLO} market for			
Alloc Def/BR, U	120	kg	
Electricity/heat			
Electricity, medium voltage, at grid 2017/BR U	14500	kWh	
Diesel, burned in building machine/BR	0	MJ	
Waste to treatment			
Wastewater, unpolluted {GLO} market for Alloc Def, U	1020	m3	
Waste wood, untreated {GLO} market for Alloc Def, U	4,76	kg	

Água bruta - estação elevatória

Corrente	Quantidades	Unidade	Observações
Products			
Água bruta - estação elevatória	21600	m3	
Materials/fuels			
Electricity/heat			
Electricity, medium voltage, at grid 2017/BR U	29420	kWh	

Água bruta

Corrente	Quantidades	Unidade	Observações
Products			

Água bruta	0,001032 m3
Resources	
Water, river, BR	0,001032 m3

Inventário Dessalinização Água do Mar			
Água - pos tratamento hipoclorito de sódio			
Corrente	Quantidades	Unidade	Observações
Products			
Água - pos tratamento hipoclorito de sódio	3610000	kg	
Materials/fuels			
Água - pos tratamento fluorsilicato de sódio	3610000	kg	
Electricity, medium voltage, at grid 2017/BR U	0,74	kWh	
Sodium hypochlorite, 15% in H2O, at plant/BR 2018 U	24073	g	
Água - pos tratamento Fluorsilicato de sódio			
Corrente	Quantidades	Unidade	Observações
Products			
Água - pos tratamento Fluorsilicato de sódio	3610000	kg	
Materials/fuels			
Electricity, medium voltage, at grid 2017/BR U	0,44	kWh	
Água - pos tratamento hidroxido de calcio	3610000	kg	
Lime, hydrated, packed {GLO} market for Alloc Def, U			
BR	126385	g	
Água - pos tratamento hidroxido de calcio			
Corrente	Quantidades	Unidade	Observações
Products			
Água - pos tratamento hidroxido de calcio	3610000	kg	
Materials/fuels			
Água - pos tratamento tanque anidrido carbonico	3610000	kg	
Electricity, medium voltage, at grid 2017/BR U	15,16	kWh	
Água - pos tratamento tanque anidrido carbonico			
Corrente	Quantidades	Unidade	Observações
Products			
Água - pos tratamento tanque anidrido carbonico	3610000	kg	
Materials/fuels			
Água - etapa osmose reversa	3610000	kg	
Electricity, medium voltage, at grid 2017/BR U	3	kWh	
Carbon dioxide liquid, at plant/RER U BR	126350	g	
Água - etapa osmose reversa			
Corrente	Quantidades	Unidade	Observações
Products			
Água - etapa osmose reversa	3610000	kg	
Materials/fuels			
Electricity, medium voltage, at grid 2017/BR U	953251,2	kWh	
Água - etapas de filtragem	8024000	kg	

Água - etapas de filtragem			
Corrente	Quantidades	Unidade	Observações
Products			
Água - etapas de filtragem	8024000	kg	
Materials/fuels			
Água do mar - tanque de cloreto ferrico	8024000	kg	
Electricity/heat			
Electricity, medium voltage, at grid 2017/BR U	0,74	kWh	
Activated carbon, at plant/RER Mass	7220	g	
Água do mar - tanque de cloreto ferrico			
Corrente	Quantidades	Unidade	Observações
Products			
Água do mar - tanque de cloreto ferrico	8024000	kg	
Materials/fuels			
Água do mar - tanque de hipoclorito de sódio	8024000	kg	
Iron(II) chloride {GLO} production Alloc Def, U/ BR	40120	g	
Electricity/heat			
Electricity, medium voltage, at grid 2017/BR U	0,74	kWh	
Electricity, medium voltage, at grid 2017/BR U	6	kWh	
Água do mar - tanque de hipoclorito de sódio			
Corrente	Quantidades	Unidade	Observações
Products			
Água do mar - tanque de hipoclorito de sódio	8024000	kg	
Materials/fuels			
Água do mar - tanque de ácido sulfurico	8024000	kg	
Sodium hypochlorite, 15% in H2O, at plant/BR U	94400	g	
Electricity/heat			
Electricity, medium voltage, at grid 2017/BR U	0,74	kWh	
Electricity, medium voltage, at grid 2017/BR U	9	kWh	
Água do mar - tanque de ácido sulfurico			
Corrente	Quantidades	Unidade	Observações
Products			
Água do mar - tanque de ácido sulfurico	8024000	kg	
Materials/fuels			
Água do mar	9027000	kg	
Sulfuric acid (98% H2SO4), at plant/RER Mass	63483,6	g	
Electricity/heat			
Electricity, medium voltage, at grid 2017/BR U	0,74	kWh	
Electricity, medium voltage, at grid 2017/BR U	6	kWh	
Água do mar			
Corrente	Quantidades	Unidade	Observações
Products			
Água do mar	9027000	kg	
Resources			
Water, unspecified natural origin, BR	in water	9027000	
Materials/fuels			

Electricity/heat

Electricity, medium voltage, at grid 2017/BR U

2135,04 kWh

ANEXOS

ANEXO A – Dimensionamento da Osmose Reversa para o Sistema de Reúso – WAVE.

WATER APPLICATION VALUE ENGINE
DOW WATER & PROCESS SOLUTIONS

RO Summary Report
RO System Flow Diagram

#	Description	Flow (m³/h)	TDS (mg/L)	Pressure (bar)
1	Raw Feed to Pump	4,503	518.1	0.0
2	Net Feed to Pass 1	4,500	518.5	16.5
4	Total Concentrate from Pass 1	903.2	2,547	4.6
6	Total Permeate from Pass 1	3,600	8.76	0.0

RO System Overview

Total # of Trains	1	Online =	1	Standby =	0	RO Recovery	80.0 %
System Flow Rate	(m³/h)	Net Feed =	4,503	Net Product =	3,600		

Pass	Pass 1
Stream Name	Stream 1
Water Type	Waste Water (With conventional pretreatment, SDI < 5)
Number of Elements	1800
Total Active Area (m²)	73579
Feed Flow per Pass (m³/h)	4,500
Feed TDS* (mg/L)	518.5
Feed Pressure (bar)	16.5
Flow Factor	0.85
Permeate Flow per Pass (m³/h)	3,600
Pass Average flux (LMH)	48.9
Permeate TDS* (mg/L)	8.76
Pass Recovery	80.0 %
Average NDP (bar)	9.3
Specific Energy (kWh/m³)	0.72
Temperature (°C)	28.0
pH	7.0
Chemical Dose	
RO System Recovery	79.9 %
Net RO System Recovery	79.9%

Footnotes:

*Total Dissolved Solids includes ions, SiO₂ and B(OH)₃. It does not include NH₃ and CO₂

RO Flow Table (Stage Level) - Pass 1

Stage	Elements	#PV	#Els per PV PV	Feed				Concentrate			Permeate			
				Feed Flow (m ³ /h)	Recirc Flow (m ³ /h)	Feed Press (bar)	Boost Press (bar)	Conc Flow (m ³ /h)	Conc Press (bar)	Press Drop (bar)	Perm Flow (m ³ /h)	Avg Flux (LMH)	Perm Press (bar)	Perm TDS (mg/L)
1	BW30HRL-440i	150	8	4,500	0.00	16.1	0.0	1,648	9.6	6.5	2,855	58.2	0.0	5.40
2	BW30HRL-440i	75	8	1,648	0.00	9.4	0.0	903.2	4.6	4.9	745.2	30.4	0.0	21.80

RO Solute Concentrations - Pass 1

Concentrations (mg/L as ion)						
	Feed	Concentrate		Permeate		
		Stage1	Stage2	Stage1	Stage2	Total
NH ₄ ⁺	0.37	0.98	1.77	0.01	0.03	0.01
K ⁺	19.81	53.58	96.58	0.32	1.41	0.55
Na ⁺	103.0	279.4	505.7	1.18	5.02	1.97
Mg ⁺²	4.08	11.12	20.21	0.02	0.08	0.03
Ca ⁺²	47.44	129.3	235.1	0.23	0.94	0.37
Sr ⁺²	3.28	8.93	16.24	0.02	0.06	0.03
Ba ⁺²	0.05	0.14	0.25	0.00	0.00	0.00
CO ₃ ⁻²	0.06	0.54	1.86	0.00	0.00	0.00
HCO ₃ ⁻	71.00	191.0	342.4	1.46	5.10	2.17
NO ₃ ⁻	4.14	11.04	19.59	0.16	0.66	0.26
Cl ⁻	175.9	478.1	866.5	1.59	6.90	2.69
F ⁻	0.66	1.77	3.19	0.01	0.05	0.02
SO ₄ ⁻²	74.72	203.8	370.9	0.25	1.02	0.41
SiO ₂	13.33	36.31	66.05	0.06	0.26	0.10
Boron	0.04	0.08	0.11	0.02	0.04	0.02
CO ₂	9.28	9.56	10.22	9.17	9.69	9.31
TDS*	518.1	1,407	2,547	5.40	21.80	8.76
pH	7.0	7.4	7.5	5.4	5.9	5.6

Footnotes:

 *Total Dissolved Solids includes ions, SiO₂ and B(OH)₃. It does not include NH₃ and CO₂

RO Design Warnings

Design Warning		Limit	Value	Pass	Stage	Element	Product
Permeate Flow Rate > Maximum Limit	(m³/h)	0.97	2.95	1	1	1	BW30HRLE-440i
Permeate Flow Rate > Maximum Limit	(m³/h)	0.97	2.71	1	1	2	BW30HRLE-440i
Permeate Flow Rate > Maximum Limit	(m³/h)	0.97	2.52	1	1	3	BW30HRLE-440i
Permeate Flow Rate > Maximum Limit	(m³/h)	0.97	2.36	1	1	4	BW30HRLE-440i
Permeate Flow Rate > Maximum Limit	(m³/h)	0.97	2.23	1	1	5	BW30HRLE-440i
Permeate Flow Rate > Maximum Limit	(m³/h)	0.97	2.14	1	1	6	BW30HRLE-440i
Permeate Flow Rate > Maximum Limit	(m³/h)	0.97	2.08	1	1	7	BW30HRLE-440i
Permeate Flow Rate > Maximum Limit	(m³/h)	0.97	2.05	1	1	8	BW30HRLE-440i
Permeate Flow Rate > Maximum Limit	(m³/h)	0.97	1.80	1	2	1	BW30HRLE-440i
Permeate Flow Rate > Maximum Limit	(m³/h)	0.97	1.60	1	2	2	BW30HRLE-440i
Permeate Flow Rate > Maximum Limit	(m³/h)	0.97	1.43	1	2	3	BW30HRLE-440i
Permeate Flow Rate > Maximum Limit	(m³/h)	0.97	1.27	1	2	4	BW30HRLE-440i
Permeate Flow Rate > Maximum Limit	(m³/h)	0.97	1.13	1	2	5	BW30HRLE-440i
Permeate Flow Rate > Maximum Limit	(m³/h)	0.97	1.01	1	2	6	BW30HRLE-440i
Feed Flow Rate > Maximum Limit	(m³/h)	13.9	30.0	1	1	1	BW30HRLE-440i
Feed Flow Rate > Maximum Limit	(m³/h)	13.9	27.1	1	1	2	BW30HRLE-440i
Feed Flow Rate > Maximum Limit	(m³/h)	13.9	24.3	1	1	3	BW30HRLE-440i
Feed Flow Rate > Maximum Limit	(m³/h)	13.9	21.8	1	1	4	BW30HRLE-440i
Feed Flow Rate > Maximum Limit	(m³/h)	13.9	19.5	1	1	5	BW30HRLE-440i
Feed Flow Rate > Maximum Limit	(m³/h)	13.9	17.3	1	1	6	BW30HRLE-440i
Feed Flow Rate > Maximum Limit	(m³/h)	13.9	15.1	1	1	7	BW30HRLE-440i
Feed Flow Rate > Maximum Limit	(m³/h)	13.9	22.0	1	2	1	BW30HRLE-440i
Feed Flow Rate > Maximum Limit	(m³/h)	13.9	20.2	1	2	2	BW30HRLE-440i
Feed Flow Rate > Maximum Limit	(m³/h)	13.9	18.6	1	2	3	BW30HRLE-440i
Feed Flow Rate > Maximum Limit	(m³/h)	13.9	17.2	1	2	4	BW30HRLE-440i
Feed Flow Rate > Maximum Limit	(m³/h)	13.9	15.9	1	2	5	BW30HRLE-440i
Feed Flow Rate > Maximum Limit	(m³/h)	13.9	14.8	1	2	6	BW30HRLE-440i
Element Recovery > Maximum Limit	(%)	12.0	12.4	1	1	6	BW30HRLE-440i
Element Recovery > Maximum Limit	(%)	12.0	13.8	1	1	7	BW30HRLE-440i
Element Recovery > Maximum Limit	(%)	12.0	15.7	1	1	8	BW30HRLE-440i
Stage Pressure Drop > Maximum Limit	(bar)	3.45	6.5	1	1		BW30HRLE-440i
Stage Pressure Drop > Maximum Limit	(bar)	3.45	4.9	1	2		BW30HRLE-440i

RO Flow Table (Element Level) - Pass 1

Stage	Element	Element Name	Recovery (%)	Feed Flow (m ³ /h)	Feed Press (bar)	Feed TDS (mg/L)	Conc Flow (m ³ /h)	Perm Flow (m ³ /h)	Perm Flux (LMH)	Perm TDS (mg/L)
1	1	BW30HRLE-440i	9.8	30.0	16.1	518.5	27.1	2.95	72.1	3.00
1	2	BW30HRLE-440i	10.0	27.1	14.8	574.6	24.3	2.71	66.4	3.49
1	3	BW30HRLE-440i	10.3	24.3	13.7	638.3	21.8	2.52	61.6	4.08
1	4	BW30HRLE-440i	10.8	21.8	12.7	711.3	19.5	2.36	57.6	4.78
1	5	BW30HRLE-440i	11.5	19.5	11.8	796.7	17.3	2.23	54.5	5.63
1	6	BW30HRLE-440i	12.4	17.3	11.1	898.9	15.1	2.14	52.3	6.67
1	7	BW30HRLE-440i	13.8	15.1	10.5	1,025	13.0	2.08	50.9	7.97
1	8	BW30HRLE-440i	15.7	13.0	10.0	1,187	11.0	2.05	50.1	9.71
2	1	BW30HRLE-440i	8.2	22.0	9.4	1,406	20.2	1.80	44.0	11.53
2	2	BW30HRLE-440i	7.9	20.2	8.6	1,531	18.6	1.60	39.2	13.95
2	3	BW30HRLE-440i	7.7	18.6	7.8	1,661	17.2	1.43	34.9	16.89
2	4	BW30HRLE-440i	7.4	17.2	7.1	1,798	15.9	1.27	31.1	20.41
2	5	BW30HRLE-440i	7.1	15.9	6.5	1,940	14.8	1.13	27.7	24.62
2	6	BW30HRLE-440i	6.8	14.8	6.0	2,087	13.7	1.01	24.6	29.62
2	7	BW30HRLE-440i	6.5	13.7	5.5	2,237	12.8	0.90	22.0	35.52
2	8	BW30HRLE-440i	6.3	12.8	5.0	2,391	12.0	0.80	19.6	42.42

Footnotes:

*Total Dissolved Solids includes ions, SiO_2 and $\text{B}(\text{OH})_3$. It does not include NH_3 and CO_2

RO Solubility Warnings

Warning	Pass No
Langelier Saturation Index > 0	1
BaSO_4 (% saturation) > 100	1
CaF_2 (% saturation) > 100	1
Anti-scalants may be required. Consult your anti-scalant manufacturer for dosing and maximum allowable system recovery.	1

RO Chemical Adjustments

	Pass 1 Feed	RO 1 st Pass Conc
pH	7.0	7.5
Langelier Saturation Index	-1.0	0.9
Stiff & Davis Stability Index	-0.4	0.9
TDS ^a (mg/l)	518.1	2,547
Ionic Strength (molal)	0.01	0.05
HCO_3^- (mg/L)	71.00	342.4
CO_2 (mg/l)	9.28	10.22
CO_3^{2-} (mg/L)	0.06	1.86
CaSO_4 (% saturation)	0.8	12.0
BaSO_4 (% saturation)	129.6	1,281
SrSO_4 (% saturation)	6.2	44.1
CaF_2 (% saturation)	3.7	152.3
SiO_2 (% saturation)	10.2	50.4
$\text{Mg}(\text{OH})_2$ (% saturation)	0.0	0.0

Footnotes:

*Total Dissolved Solids includes ions, SiO_2 and $\text{B}(\text{OH})_3$. It does not include NH_3 and CO_2

Information provided is offered in good faith, but without guarantees. Users of such information assume all risk and liability and expressly release The Dow Chemical Company and its subsidiaries, officers and agents from any and all liability. Because use conditions and applicable laws may differ from one location to another and may change with time, users of information set forth herein or generated during use of WAVE are responsible for determining suitability of the information. Neither The Dow Chemical Company nor its subsidiaries assume any liability for results obtained or damages incurred from the use of information provided and TO THE FULLEST EXTENT PERMITTED BY LAW, EXPRESSLY DISCLAIM ALL WARRANTIES, EXPRESSED OR IMPLIED, INCLUDING WARRANTIES OF MERCHANTABILITY AND FITNESS FOR A PARTICULAR PURPOSE. Users will not export or re-export any information or technology received from The Dow Chemical Company or its subsidiaries, or the direct products or designs based upon such information or technology in violation of the export-control or customs laws or regulations of any country, including those of the United States of America.

ANEXO B – Imagens da Rota de Importação de Água - Sistema Produtor São Lourenço.

Anexo B1 - Traçado do sistema de Adução de Água Bruta.

Figura 7,1 Traçado do Sistema de Adução de Água Bruta

Anexo B3 - Chaminé de Equilíbrio de Água Bruta.

Figura 7.3 Chaminé de Equilíbrio de Água Bruta

Anexo B4 – Perfil reduzido e linhas Piezométricas da Adutora de Água Bruta.

Anexo B5 - ETA São Loureço – disposição geral do sistema.

Anexo B6 - Traçado do Sistema de Adução Água Tratada.

Figura 7.6 Traçado do Sistema de Adução de Água Tratada

LEGENDA		UNIDADES DE TRATAMENTO / ADUÇÃO	
--- LIMITE DE MUNICÍPIO	BACIA ALTO COTIA	SISTEMA PRODUTOR SÃO LORENÇO	
São Paulo NOME DO MUNICÍPIO	BACIA ITUPARANGA	ETA COTIA	ETA
RODOVIAS	BACIA TIETÊ-SOROCABA	ESTACÃO ELEVATÓRIA DE ÁGUA TRATADA	RESERVATÓRIO DE ÁGUA TRATADA
FERROVIA	BACIA TIETÊ	ADUTORAS DE ÁGUA TRATADA	ESTACÃO ELEVATÓRIA
RIO, RIBEIRÃO E Córrego	BACIA GUARAPIRANGA	RESERVATÓRIO DE ÁGUA TRATADA	ADUTORAS / SUBADUTORAS

ANEXO C – Imagens da Dessalinização de Água do Mar.

Anexo C1 – Imagens da Rota Dessalinização de Água do Mar.

Diagrama de Blocos e Fluxos da Planta

Anexo C2 – Balanço de massa do Processo.

BALANÇO																					
PONTO		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
DESCRIÇÃO		Água do mar captada	Água do mar para BAM	Água do mar a partir de BAM	Água do mar para a Segunda etapa	Água do mar para filtros de cartuchos	Deslocamento após lavagem filtros	Água do mar para osmose reversa	Água do Mar para Booster BAP	Água do mar para SIP	Água do mar a partir de SIP	Água do mar a partir da bomba de recirculação	Água do mar para BAP	Água do mar a partir de BAP	Água do Mar para Quadros OI	Salmoura a partir de Quadros OI	Salmoura saída SIP	Água permeada a partir de Quadros OI	Água permeada para serviços	Água produto para depósito produto	Água producto
Fluxo nominal, uma linha de OI	m3/h	2,006.0	2,006.0	2,006.0	2,006.0	2,006.0	0.0	2,006.0	915.4	1,090.6	1,090.6	1,090.6	1,061.3	915.4	2,006.0	1,103.3	1,103.3	902.7	2.7	225.0	225.0
Fluxo máximo, uma linha de OI	m3/h	3,152.3	3,152.3	3,152.3	3,152.3	2,006.0	1,146.3	2,006.0	915.4	1,090.6	1,090.6	1,090.6	1,061.3	915.4	2,006.0	1,103.3	1,103.3	902.7	2.7	225.0	225.0
Fluxo nominal, todas as linhas OI	m3/h	8,024.0	8,024.0	8,024.0	8,024.0	8,024.0	0.0	8,024.0	3,661.6	4,362.4	4,362.4	4,362.4	8,490.8	3,661.6	8,024.0	4,413.2	4,413.2	3,610.8	10.8	900.0	900.0
Fluxo máximo, todas as linhas OI	m3/h	9,170.3	9,170.3	9,170.3	9,170.3	8,024.0	1,146.3	8,024.0	3,661.6	4,362.4	4,362.4	4,362.4	8,490.8	3,661.6	8,024.0	4,413.2	4,413.2	3,610.8	10.8	900.0	900.0
Pressão	barg	0.1	0.1	7.1	4.5	4.0	0.1	3.3	2.5	2.3	64.9	64.4	10.9	64.6	63.0	58.9	1.5	1.3	1.3	0.3	4.2
TDS (Total de Sais Dissolvidos) =	mg/L	39,052.0	39,052.0	39,052.0	39,055.8	39,055.8	39,055.8	39,055.8	39,055.8	39,055.8	41,073.4	41,073.4	39,055.8	39,055.8	40,152.7	72,681.7	70,687.3	391.7	391.7	474.0	474.0

Anexo C3 – Balanço de Energia.

BALANÇO DE ENERGIA		POTENCIA	ENERGIA ANUAL	CONVERSÃO GLOBAL PLANTA	
		Kw	Kwh/ano		
Bombas de água do mar		560,45	18.831.129	CONVERSÃO REAL PLANTA:	39,26%
Bombas de alta pressão		1.674,62	56.267.079	CONVERSÃO DAS MEMBRANAS	39,38%
Bombas de recirculação		1.097,15	9.216.100		45,00%
Bomba Booster Para Bomba De Alta Pressão		1.107,28	9.301.125	NÚMERO DE LINHAS	
Bombas de produto		538,68	4.524.936	4	
Outros consumos e perdas			6.452.511,93	<div> <div>engenharia Consultiva</div> <div> <div></div> <div></div> </div> </div> <div> <div>PLANTA DESSALINIZAÇÃO DE FORTALEZA</div> <div> <div>02-Mar-18</div> <div>balanço geral</div> </div> <div> <div>Rev: 2</div> <div>Base</div> </div> </div>	
TOTAL			104.592.881		
CONSUMO ESPECÍFICO DE ENERGIA (Kwh/m³)			3,46		

Anexo C4 - Memória de cálculo para estimativa das dosagens de químicos - Pré tratamento.

2.1.- PRÉ TRATAMENTO QUIMICO DA ÁGUA DO MAR

CÁLCULO DAS DOSAGENS

2.1.1.- DOSAGEM DE ACIDO SULFÚRICO

$$Y1 = 6,89 \text{ mg/L}$$

$$Y3 = 8,75 \text{ mg/L}$$

$$Y5 = 6,31 \text{ mg/L}$$

COMPOSIÇÃO IÔNICA ATRAVES DA DOSAGEM			
Ca ⁺⁺ =	504,55 mg/L	CO ₃ ⁼ =	4,09 mg/L
Mg ⁺⁺ =	1.249,42 mg/L	SO ₄ ⁼ =	4.166,62 mg/L
Na ⁺ =	12.110,61 mg/L	Cl ⁻ =	20.425,10 mg/L
K ⁺ =	420,00 mg/L	CO ₃ H ⁻ =	146,16 mg/L
Fe ⁺⁺ =	0,00 mg/L	PO ₄ ⁼ =	0,00 mg/L
		CO ₂ =	3,15 mg/L
pH(inicial)=	7,90	pH(final)=	7,50

2.1.- PRÉ TRATAMENTO QUIMICO DA ÁGUA DO MAR

CÁLCULO DAS DOSAGENS

2.1.2.- DOSAGEM DE HIPLOCLORITO SODICO (FORA LINHA)

A quantidade do produto a dosar dependerá a quantidade de matéria orgânica a eliminar, portanto é um dado que deverá ser ajustado na operação. Não obstante a experiência nos diz que uma dose do produto de 10 mg/L como cloro livre, é suficiente em geral

$$Y2 = 0,00 \text{ mg/L}$$

$$X3(\text{Na}^+) = 0,00 \text{ mg/L}$$

COMPOSIÇÃO IÔNICA ATRAVES DA DOSAGEM			
Ca ⁺⁺ =	504,55 mg/L	CO ₃ ⁼ =	4,09 mg/L
Mg ⁺⁺ =	1.249,42 mg/L	SO ₄ ⁼ =	4.166,62 mg/L
Na ⁺ =	12.110,61 mg/L	Cl ⁻ =	20.425,10 mg/L
K ⁺ =	420,00 mg/L	CO ₃ H ⁻ =	146,16 mg/L
Fe ⁺⁺ =	0,00 mg/L	PO ₄ ⁼ =	0,00 mg/L
		CO ₂ =	3,15 mg/L
pH(inicial)=	7,50	pH(final)=	7,50

2.1.- PRÉ TRATAMENTO QUIMICO DA ÁGUA DO MAR

CÁLCULO DAS DOSAGENS

2.1.3.- DOSAGEM METABISULFITO DE SÓDIO (FORA DE LINHA)

Por segurança suponharemos que queixam 1 ppm de cloro residual

A = 0 mg/L

Y1 = 0,00 mg/L

Y2 = 0,00 mg/L

X3(Na+) = 0,00 mg/L

Y3 = 0,00 mg/L

Y5 = 0,00 mg/L

COMPOSIÇÃO IONICA ATRAVES DA DOSAGEM			
Ca ⁺⁺ = 504,55 mg/L		CO ₃ ⁼ = 4,09 mg/L	
Mg ⁺⁺ = 1.249,42 mg/L		SO ₄ ⁼ = 4.166,62 mg/L	
Na ⁺ = 12.110,61 mg/L		Cl ⁻ = 20.425,10 mg/L	
K ⁺ = 420,00 mg/L		CO ₃ H ⁻ = 146,16 mg/L	
Fe ⁺⁺⁺ = 0,00 mg/L		PO ₄ ⁼ = 0,00 mg/L	
		CO ₂ = 3,15 mg/L	
pH(inicial)= 7,50		pH(final)= 7,50	

2.1.- PRÉ TRATAMENTO QUIMICO DA ÁGUA DO MAR

CÁLCULO DAS DOSAGENS

2.1.4.- DOSAGEM CLORETO FERRICO

A quantidade do produto a dosar dependerá a quantidade de sólidos em suspensão e coloides a eliminar, devendo ser ajustado na operação. Não obstante a experiência nos diz que uma dose do produto de 5 mg/L é suficiente na maioria dos casos

Y2 = 3,28 mg/L

Y3 = 5,64 mg/L

X5 = 3,29 mg/L

Y5 = 4,07 mg/L

COMPOSIÇÃO IONICA ATRAVES DA DOSAGEM			
Ca ⁺⁺ = 504,55 mg/L		CO ₃ ⁼ = 2,17 mg/L	
Mg ⁺⁺ = 1.249,42 mg/L		SO ₄ ⁼ = 4.166,62 mg/L	
Na ⁺ = 12.110,61 mg/L		Cl ⁻ = 20.428,38 mg/L	
K ⁺ = 420,00 mg/L		CO ₃ H ⁻ = 144,43 mg/L	
Fe ⁺⁺⁺ = 0,00 mg/L		PO ₄ ⁼ = 0,00 mg/L	
		CO ₂ = 5,81 mg/L	
pH(inicial)= 7,50		pH(final)= 7,23	

2.1.- PRÉ TRATAMENTO QUIMICO DA ÁGUA DO MAR

CÁLCULO DAS DOSAGENS

2.1.5.- DOSAGEM DE DISPERSANTE

ver nas folhas anexas o comportamento do dispersante para uma dose de dispersante Permatri-191, em mg/L, de: 1,00

COMPOSIÇÃO IÔNICA ATRAVÉS DA DOSAGEM			
Ca ⁺⁺ =	504,55 mg/L	CO ₃ ⁼ =	2,17 mg/L
Mg ⁺⁺ =	1.249,42 mg/L	SO ₄ ⁼ =	4.166,62 mg/L
Na ⁺ =	12.110,61 mg/L	Cl ⁻ =	20.428,38 mg/L
K ⁺ =	420,00 mg/L	CO ₃ H ⁻ =	144,43 mg/L
Fe ⁺⁺⁺ =	0,00 mg/L	PO ₄ ⁼ =	0,00 mg/L
		CO ₂ =	5,81 mg/L
pH(inicial)=	7,23	pH(final)=	7,23

Fonte: Relatório CAGECE

Anexo C5 - Projeto da etapa de Osmose Reversa – Hydronautics.

Integrated Membranes Solutions Design Software, 2015

Created on: 08/01/2016 07:53:49

Permeate Throttling (Variable)

Page: 1/3

Project name	FORTALEZA		
Calculated by	nsc	Permeate flow	902,70 m3/h
HP Pump flow	2006,00 m3/h	Raw water flow	2006,00 m3/h
Feed pressure	58,0 bar	Permeate recovery	45,00 %
Feed temperature	22,0 °C(71,6°F)	Element age	0,0 years
Feed water pH	7,22	Flux decline % , per year	7,0
Chem dose, mg/l, -	None	Fouling factor	1,00
Specific energy	4,68 kwh/m3	SP increase, per year	10,0 %
Pass NDP	17,3 bar		
Average flux rate	14,0 lmh		

Feed type

Sea Surface Conventional

Pass -	Perm.	Flow / Vessel	Flux	DP	Flux	Beta	Stagewise Pressure	Perm.	Element	Element	Pv# x
Stage	Flow	Feed	Conc.		Max		Perm.	Boost	Conc.	TDS	Elem #
	m3/h	m3/h	m3/h	lmh	bar	lmh	bar	bar	bar	mg/l	
1-1	801,8	8,9	4,8	13,9	1,3	30,2	1,05	1,1	0	58,6	226 x 7

Ion (mg/l)	Raw Water	Feed Water	Permeate Water	Concentrate 1
Hardness, as CaCO3	8688,89	8588,89	8,201	11959,8
Ca	520,00	520,00	0,847	944,2
Mg	1290,00	1290,00	1,808	2942,2
Na	12457,00	12457,00	74,354	22570,0
K	432,00	432,00	3,222	782,2
NH4	0,00	0,00	0,000	0,0
Ba	0,020	0,020	0,000	0,0
Sr	5,250	5,250	0,007	9,5
CO3	2,83	2,83	0,000	13,3
HCO3	150,00	150,00	1,512	262,9
SO4	4280,00	4280,00	8,020	7788,8
Cl	21000,00	21000,00	117,748	88054,8
F	0,31	0,31	0,003	0,8
NO3	11,00	11,00	0,468	18,8
PO4	0,00	0,00	0,000	0,0
SiO2	8,50	8,50	0,036	15,4
B	5,00	5,00	1,172	8,1
CO2	4,72	4,72	4,72	4,72
TDS	40171,71	40171,71	206,79	72811,64
pH	7,22	7,22	5,71	7,47

Saturations	Raw Water	Feed Water	Concentrate	Limits
CaSO4 / ksp * 100, %	39	39	62	400
SrSO4 / ksp * 100, %	24	24	51	1200
BaSO4 / ksp * 100, %	113	113	224	10000
SiO2 saturation, %	7	7	13	140
CaF2 / ksp * 100, %	0	0	0	1000
Ca3(PO4)2 saturation index	0,0	0,0	0,0	1,0
Ionic strength	0,80	0,80	1,44	
Osmotic pressure, bar	28,5	28,5	51,8	

Integrated Membranes Solutions Design Software, 2015

Created on: 08/01/2018 07:53:49

Permeate Throttling (Variable)

Project name	FORTALEZA	Page : 2/3
Calculated by	nsc	
HP Pump flow	2008,00 m3/h	Permeate flow 802,70 m3/h
Feed pressure	58,0 bar	Raw water flow 2006,00 m3/h
Feed temperature	22,0 °C(71,8°F)	Permeate recovery 45,00 %
Feed water pH	7,22	Element age 0,0 years
Chem dose, mg/l, -	None	Flux decline %, per year 7,0
Specific energy	4,68 kwh/m3	Fouling factor 1,00
Pass NDP	17,3 bar	SP increase, per year 10,0 %
Average flux rate	14,0 l/mh	

Feed type

Sea Surface Conventional

Pass -	Perm.	Flow / Vessel		Flux	DP	Flux	Beta	Stagewise Pressure			Perm.	Element	Element	Pv# x
Stage	Flow	Feed	Conc			Max		Perm.	Boost	Conc	TDS	Type	Quantity	Elem #
m3/h	m3/h	m3/h	m3/h	l/mh	bar	l/mh		bar	bar	bar	mg/l			
1-1	901,8	8,9	4,9	13,9	1,3	30,2	1,05	1,1	0	56,8	206,8	SWC5 MAX	1582	226 x 7

Pass -	Element	Feed	Pressure	Conc	NDP	Permeate	Permeate	Beta	Permeate (Passwise cumulative)				
Stage	no.	Pressure	Drop	Osmo.		Flow	Flux		TDS	Ca	Mg	Na	Cl
		bar	bar	bar	bar	m3/h	l/mh						
1-1	1	58	0,3	33,1	24,5	1,2	30,2	1,05	71	0,222	0,551	25,531	40,429
1-1	2	57,7	0,2	37,6	19,8	0,9	22,8	1,05	87,2	0,273	0,877	31,349	49,843
1-1	3	57,5	0,2	41,8	15,5	0,7	16,5	1,03	105,8	0,33	0,919	37,953	80,101
1-1	4	57,3	0,2	45,2	11,5	0,5	11,4	1,03	127,8	0,399	0,991	45,878	72,852
1-1	5	57,1	0,2	47,8	8,4	0,3	7,8	1,02	152,2	0,476	1,181	54,704	86,628
1-1	6	56,9	0,1	50	6,2	0,2	5,4	1,02	178,6	0,559	1,387	64,218	101,685
1-1	7	56,8	0,1	51,6	4,5	0,2	3,7	1,01	206,8	0,647	1,606	74,354	117,748

Fonte: Relatório CAGECE

Integrated Membranes Solutions Design Software, 2015
Created on: 08/01/2016 07:53:49

Permeate Throttling (Variable)

Project name: FORTALEZA
Temperature: 22,0 °C

Page: 3/3
Element age, P1: 0,0 years

Stream No.	Flow (m3/h)	Pressure (bar)	TDS	pH	B
1	2008	0	40172	7,22	5,00
2	2006	58,0	40172	7,22	5,00
3	1104	58,8	72812	7,47	8,13
4	902	1,10	207	5,71	1,17

Fonte: Relatório CAGECE

Integrated Membranes Solutions Design Software, 2015

Created on: 08/01/2016 07:49:03

Permeate Throttling (Variable)

Project name	FORTALEZA	Page: 1/3
Calculated by	nsc	
HP Pump flow	2008,00 m3/h	Permeate flow 902,70 m3/h
Feed pressure	80,9 bar	Raw water flow 2008,00 m3/h
Feed temperature	22,0 °C(71,6°F)	Permeate recovery 45,00 %
Feed water pH	7,22	Element age 3,5 years
Chem dose, mg/l, -	None	Flux decline %, per year 7,0
Specific energy	4,92 kwh/m3	Fouling factor 0,78
Pass NDP	20,3 bar	SP increase, per year 10,0 %
Average flux rate	14,0 l/mh	

Feed type

Sea Surface Conventional

Pass	Perm.	Flow / Vessel	Flux	DP	Flux	Beta	Stagewise Pressure	Perm.	Element	Element	PV# x
Stage	Flow	Feed	Conc.		Max		Perm.	Boost	Conc.	TDS	Type
	m3/h	m3/h	m3/h	lmh	bar	lmh	bar	bar	bar	mg/l	Quantity
1-1	902,4	8,9	4,9	13,9	1,4	28,9	1,1	0	69,5	273,7	SWC5 MAX

Ion (mg/l)	Raw Water	Feed Water	Permeate Water	Concentrate 1
Hardness, as CaCO3	6566,88	6566,88	10,862	11963,8
Ca	520,00	520,00	0,857	844,5
Mg	1280,00	1280,00	2,127	2343,0
Na	12457,00	12457,00	88,439	22661,6
K	432,00	432,00	4,265	781,7
NH4	0,00	0,00	0,000	0,0
Ba	0,020	0,020	0,000	0,0
Sr	5,250	5,250	0,000	9,6
CO3	2,83	2,83	0,000	13,3
HCO3	150,00	150,00	2,001	282,5
SO4	4290,00	4290,00	7,973	7791,1
Cl	21000,00	21000,00	155,891	38042,6
F	0,31	0,31	0,005	0,6
NO3	11,00	11,00	0,605	19,5
PO4	0,00	0,00	0,000	0,0
SiO2	9,50	9,50	0,047	15,4
B	5,00	5,00	1,522	7,8
CO2	4,72	4,72	4,72	4,72
TDS	40171,71	40171,71	273,74	72793,15
pH	7,22	7,22	5,82	7,47

Saturations	Raw Water	Feed Water	Concentrate	Limits
CaSO4 / ksp * 100, %	38	38	82	400
SrSO4 / ksp * 100, %	24	24	61	1200
BaSO4 / ksp * 100, %	113	113	224	10000
SiO2 saturation, %	7	7	13	140
CaF2 / ksp * 100, %	0	0	0	1000
Ca3(PO4)2 saturation index	0,0	0,0	0,0	1,0
Ionic strength	0,80	0,80	1,44	
Osmotic pressure, bar	29,5	28,5	51,6	

Fonte: Relatório CAGECE

Integrated Membranes Solutions Design Software, 2015

Created on: 08/01/2018 07:49:03

Permeate Throttling (Variable)

Project name	FORTALEZA	Page : 2/3
Calculated by	nsc	
HP Pump flow	2006,00 m3/h	Permeate flow 902,70 m3/h
Feed pressure	60,9 bar	Raw water flow 2006,00 m3/h
Feed temperature	22,0 °C(71,6°F)	Permeate recovery 45,00 %
Feed water pH	7,22	Element age 3,5 years
Chem dose, mg/l, -	None	Flux decline %, per year 7,0
Specific energy	4,92 kwh/m3	Fouling factor 0,78
Pass NDP	20,3 bar	SP increase, per year 10,0 %
Average flux rate	14,0 lmh	

Feed type

Sea Surface Conventional

Pass -	Perm.	Flow / Vessel		Flux	DP	Flux	Beta	Stagewise Pressure			Perm.	Element	Element	PV# x Elem #
Stage	Flow m3/h	Feed m3/h	Conc m3/h			Max lmh		Perm. bar	Boost bar	Conc bar	TDS mg/l	Type	Quantity	
1-1	902.4	8.9	4.9	13.9	1.4	26.8	1.05	1.1	0	69.5	273.7	SWC5 MAX	1582	226 x 7

Pass -	Element	Feed	Pressure	Conc	NDP	Permeate Water	Permeate Water	Beta	TDS	Permeate (Passwise cumulative)			
Stage	no.	Pressure bar	Drop bar	Osmo bar	bar	Flow m3/h	Flux lmh			Ca	Mg	Na	Cl
1-1	1	60,9	0,3	32,5	28,1	1,1	26,8	1,05	106,3	0,333	0,825	38,214	60,513
1-1	2	60,6	0,2	36,5	23,6	0,9	21,2	1,04	126	0,394	0,978	45,305	71,742
1-1	3	60,4	0,2	40,5	19,6	0,7	16,5	1,03	148,9	0,466	1,156	53,545	84,792
1-1	4	60,2	0,2	44	15,6	0,5	12,2	1,03	175,9	0,551	1,366	63,258	100,173
1-1	5	60	0,2	47	12,4	0,4	9,2	1,02	208	0,645	1,6	74,052	117,289
1-1	6	59,8	0,2	49,5	9,7	0,3	6,8	1,02	238,6	0,747	1,864	86,813	136,894
1-1	7	59,7	0,1	51,8	7,5	0,2	4,9	1,01	273,7	0,857	2,127	98,439	155,891

Fonte: Relatório CAGECE

Integrated Membranes Solutions Design Software, 2015
Created on: 08/01/2018 07:49:03

Permeate Throttling (Variable)

Project name: FORTALEZA
Temperature: 22,0 °C

Page: 3/3
Element age, P1: 3,5 years

Stream No.	Flow (m3/h)	Pressure (bar)	TDS	pH	B
1	2006	0	40172	7,22	5,00
2	2006	60,8	40172	7,22	5,00
3	1104	59,5	72793	7,47	7,94
4	902	1,10	274	5,82	1,52

Fonte: Relatório CAGECE

Permeate Throttling (Variable)

Project name	FORTALEZA	Page: 1/3
Calculated by	nsc	
HP Pump flow	2008,00 m3/h	Permeate flow 902,70 m3/h
Feed pressure	80,0 bar	Raw water flow 2008,00 m3/h
Feed temperature	27,0 °C(80,6°F)	Permeate recovery 45,00 %
Feed water pH	7,22	Element age 3,5 years
Chem dose, mg/l, -	None	Flux decline %, per year 7,0
Specific energy	4,85 kwh/m3	Fouling factor 0,78
Pass NDP	16,8 bar	SP increase, per year 10,0 %
Average flux rate	14,0 l/mh	

Feed type Sea Surface Conventional

Pass -	Perm.	Flow / Vessel	Flux	DP	Flux	Beta	Stagewise Pressure			Perm.	Element	Element	PV# x
Stage	Flow	Feed	Conc		Max		Perm.	Boost	Conc	TDS	Type	Quantity	Elem #
	m3/h	m3/h	m3/h	lmh	bar	lmh	bar	bar	bar	mg/l			
1-1	902,4	8,9	4,9	13,9	1,4	29	1,05	1,1	0	68,7	338,1	SWC5 MAX	1592 226 x 7

Ion (mg/l)	Raw Water	Feed Water	Permeate Water	Concentrate 1
Hardness, as CaCO3	6586,88	6586,88	13,417	11961,4
Ca	520,00	520,00	1,058	844,3
Mg	1280,00	1280,00	2,628	2342,6
Na	12457,00	12457,00	121,552	22642,6
K	432,00	432,00	5,268	780,9
NH4	0,00	0,00	0,000	0,0
Ba	0,020	0,020	0,000	0,0
Sr	5,250	5,250	0,011	9,5
CO3	3,17	3,17	0,000	15,7
HCO3	150,00	150,00	2,470	280,6
SO4	4290,00	4290,00	9,949	7789,5
Cl	21000,00	21000,00	192,495	38012,4
F	0,31	0,31	0,008	0,6
NO3	11,00	11,00	0,145	19,4
PO4	0,00	0,00	0,000	0,0
SiO2	8,50	8,50	0,058	15,4
B	5,00	5,00	1,931	7,5
CO2	4,28	4,28	4,28	4,28
TDS	40172,25	40172,25	338,07	72740,93
pH	7,22	7,22	5,93	7,47

Saturations	Raw Water	Feed Water	Concentrate	Limits
CaSO4 / ksp * 100, %	38	38	80	400
SrSO4 / ksp * 100, %	24	24	60	1200
BaSO4 / ksp * 100, %	113	113	224	10000
SiO2 saturation, %	7	7	12	140
CaF2 / ksp * 100, %	0	0	0	1000
Ca3(PO4)2 saturation index	0,0	0,0	0,0	1,0
Ionic strength	0,80	0,80	1,44	
Osmotic pressure, bar	29,0	29,0	52,4	

Integrated Membranes Solutions Design Software, 2015

Created on: 08/01/2018 07:48:14

Permeate Throttling (Variable)

Project name	FORTALEZA	Page : 2/3
Calculated by	nsc	
HP Pump flow	2008,00 m3/h	Permeate flow 902,70 m3/h
Feed pressure	80,0 bar	Raw water flow 2008,00 m3/h
Feed temperature	27,0 °C(80,6°F)	Permeate recovery 45,00 %
Feed water pH	7,22	Element age 3,5 years
Chem dose, mg/l, -	None	Flux decline %, per year 7,0
Specific energy	4,85 kwh/m3	Fouling factor 0,78
Pass NDP	18,8 bar	SP increase, per year 10,0 %
Average flux rate	14,0 lmh	

Feed type

Sea Surface Conventional

Pass -	Perm.	Flow / Vessel		Flux	DP	Flux	Beta	Stagewise Pressure			Perm.	Element	Element	Pv# x
Stage	Flow	Feed	Conc			Max		Perm.	Boost	Conc	TDS	Type	Quantity	Elem #
	m3/h	m3/h	m3/h	lmh	bar	lmh		bar	bar	bar	mg/l			
1-1	902,4	9,9	4,9	13,9	1,4	29	1,05	1,1	0	58,7	338,1	SWC5 MAX	1592	228 x 7

Pass -	Element	Feed	Pressure	Conc	NDP	Permeate	Permeate	Beta	Permeate (Passwise cumulative)					
Stage	no.	Pressure	Drop	Osmo.		Flow	Flux		TDS	Ca	Mg	Na	Cl	
		bar	bar	bar	bar	m3/h	lmh							
1-1	1	80	0,3	33,4	28,4	1,2	29	1,05	121,7	0,381	0,944	43,731	89,248	
1-1	2	59,7	0,2	37,8	21,4	0,9	21,9	1,04	147,9	0,483	1,148	53,149	84,183	
1-1	3	59,5	0,2	41,9	17,4	0,7	16,5	1,03	177,3	0,555	1,377	63,737	100,931	
1-1	4	59,3	0,2	45,4	13,3	0,5	11,7	1,03	212,3	0,685	1,849	76,312	120,845	
1-1	5	59,1	0,2	48,3	10,2	0,3	8,3	1,02	251,2	0,786	1,951	80,284	142,988	
1-1	6	58,9	0,1	50,6	7,8	0,2	5,9	1,02	293,2	0,918	2,278	105,415	166,938	
1-1	7	58,8	0,1	52,4	5,8	0,2	4,2	1,01	338,1	1,059	2,628	121,562	192,495	

Fonte: Relatório CAGECE

Integrated Membranes Solutions Design Software, 2015
Created on: 09/01/2016 07:48:13

Permeate Throttling (Variable)

Project name	FORTALEZA	Page: 1/3
Calculated by	nsc	
HP Pump flow	2006,00 m3/h	Permeate flow 902,70 m3/h
Feed pressure	80,0 bar	Raw water flow 2006,00 m3/h
Feed temperature	27,0 °C(80,6°F)	Permeate recovery 45,00 %
Feed water pH	7,22	Element age 3,5 years
Chem dose, mg/l, -	None	Flux decline %, per year 7,0
Specific energy	4,85 kwh/m3	Fouling factor 0,78
Pass NDP	18,8 bar	SP increase, per year 10,0 %
Average flux rate	14,0 l/mh	

Feed type Sea Surface Conventional

Pass -	Perm.	Flow / Vessel	Flux	OP	Flux	Beta	Stagewise Pressure			Perm.	Element	Element	PV# x
Stage	Flow	Feed	Conc		Max		Perm.	Boost	Conc	TDS	Type	Quantity	Elem #
	m3/h	m3/h	m3/h	lmh	bar	lmh	bar	bar	bar	mg/l			
1-1	902,4	0,9	4,9	13,9	1,4	29	1,05	1,1	0	68,7	339,1	SWC5 MAX	1582 226 x 7

Ion (mg/l)	Raw Water	Feed Water	Permeate Water	Concentrate 1
Hardness, as CaCO3	6586,88	6586,88	13,417	11961,4
Ca	520,00	520,00	1,059	944,3
Mg	1280,00	1280,00	2,628	2342,6
Na	12457,00	12457,00	121,552	22542,6
K	432,00	432,00	5,266	780,9
NH4	0,00	0,00	0,000	0,0
Ba	0,020	0,020	0,000	0,0
Sr	5,250	5,250	0,011	9,6
CO3	3,17	3,17	0,000	15,7
HCO3	150,00	150,00	2,470	260,6
SO4	4290,00	4290,00	9,949	7789,5
Cl	21000,00	21000,00	192,495	38012,4
F	0,31	0,31	0,008	0,6
NO3	11,00	11,00	0,745	19,4
PO4	0,00	0,00	0,000	0,0
SiO2	8,50	8,50	0,059	15,4
B	5,00	5,00	1,931	7,5
CO2	4,28	4,28	4,28	4,28
TDS	40172,25	40172,25	338,07	72740,93
pH	7,22	7,22	5,93	7,47

Saturations	Raw Water	Feed Water	Concentrate	Limits
CaSO4 / ksp * 100, %	38	38	80	400
SrSO4 / ksp * 100, %	24	24	60	1200
BaSO4 / ksp * 100, %	113	113	224	10000
SiO2 saturation, %	7	7	12	140
CaF2 / ksp * 100, %	0	0	0	1000
Ca3(PO4)2 saturation index	0,0	0,0	0,0	1,0
Ionic strength	0,80	0,80	1,44	
Osmotic pressure, bar	29,0	29,0	52,4	

Fonte: Relatório CAGECE

Permeate Throttling (Variable)

Project name	FORTALEZA		Page : 2/3
Calculated by	nsc	Permeate flow	902,70 m3/h
HP Pump flow	2008,00 m3/h	Raw water flow	2006,00 m3/h
Feed pressure	80,0 bar	Permeate recovery	45,00 %
Feed temperature	27,0 °C(80,8°F)	Element age	3,5 years
Feed water pH	7,22	Flux decline %, per year	7,0
Chem dose, mg/l, -	None	Fouling factor	0,78
Specific energy	4,85 kwh/m3	SP increase, per year	10,0 %
Pass NDP	18,8 bar		
Average flux rate	14,0 lmh		

Feed type

Sea Surface Conventional

Pass -	Perm.	Flow / Vessel		Flux	DP	Flux	Beta	Stagewise Pressure			Perm.	Element	Element	Pv# x Elem #
Stage	Flow m3/h	Feed m3/h	Conc m3/h	lmh	bar	lmh	Max	Perm. bar	Boost bar	Conc bar	TDS mg/l	Type	Quantity	
1-1	902,4	9,9	4,9	13,9	1,4	29	1,05	1,1	0	58,7	338,1	SWC5 MAX	1582	228 x 7

Pass -	Element	Feed	Pressure	Conc	NDP	Permeate e Water	Permeate Water	Beta	Permeate (Passwise cumulative)				
Stage	no.	Pressure	Drop	Osmo.	bar	Flow m3/h	Flux lmh		TDS	Ca	Mg	Na	Cl
1-1	1	80	0,3	33,4	28,4	1,2	29	1,05	121,7	0,381	0,944	43,731	89,248
1-1	2	59,7	0,2	37,8	21,4	0,9	21,9	1,04	147,9	0,483	1,148	53,149	84,183
1-1	3	59,5	0,2	41,9	17,4	0,7	16,5	1,03	177,3	0,555	1,377	63,737	100,931
1-1	4	59,3	0,2	45,4	13,3	0,5	11,7	1,03	212,3	0,685	1,849	76,312	120,845
1-1	5	59,1	0,2	48,3	10,2	0,3	8,3	1,02	251,2	0,786	1,951	80,284	142,988
1-1	6	58,9	0,1	50,6	7,8	0,2	5,9	1,02	293,2	0,818	2,278	105,415	166,938
1-1	7	58,8	0,1	52,4	5,8	0,2	4,2	1,01	338,1	1,059	2,628	121,552	192,495

Integrated Membranes Solutions Design Software, 2015

Created on: 09/01/2018 07:48:14

Permeate Throttling (Variable)

Project name: FORTALEZA
Temperature: 27,0 °C

Page: 3/3
Element age, P1: 3,6 years

Stream No.	Flow (m3/h)	Pressure (bar)	TDS	pH	B
1	2006	0	40172	7,22	5,00
2	2006	60,0	40172	7,22	5,00
3	1104	58,7	72741	7,47	7,51
4	902	1,10	338	5,93	1,99

Fonte: Relatório CAGECE

Integrated Membranes Solutions Design Software, 2015
Created on: 09/01/2016 07:52:04

Permeate Throttling (Variable)

Project name	FORTALEZA	Page: 1/3
Calculated by	nsc	
HP Pump flow	2008,00 m3/h	Permeate flow 902,70 m3/h
Feed pressure	59,8 bar	Raw water flow 2008,00 m3/h
Feed temperature	30,0 °C(88,0°F)	Permeate recovery 45,00 %
Feed water pH	7,22	Element age 3,5 years
Chem dose, mg/L	None	Flux decline %, per year 7,0
Specific energy	4,82 kWh/m3	Fouling factor 0,78
Pass NDP	18,0 bar	SP increase, per year 10,0 %
Average flux rate	14,0 l/mh	

Feed type Sea Surface Conventional

Pass- Stage	Perm. Flow	Flow / Vessel		Flux	DP	Flux Max	Beta	Stagewise Pressure			Perm. TDS	Element Type	Element Quantity	PV# x Elem #
	m3/h	Feed m3/h	Conc m3/h	lmh	bar	lmh		Perm. bar	Boost bar	Conc bar	mg/l			
1-1	902,4	8,9	4,9	13,9	1,3	30,4	1,05	1,1	0	68,3	382,6	SWC5 MAX	1592	226 x 7

Ion (mg/l)	Raw Water	Feed Water	Permeate Water	Concentrate 1
Hardness, as CaCO3	6588,89	6588,88	15,184	11860,1
Ca	520,00	520,00	1,199	844,2
Mg	1290,00	1290,00	2,974	2342,3
Na	12457,00	12457,00	137,525	22628,8
K	432,00	432,00	5,857	780,3
NH4	0,00	0,00	0,000	0,0
Ba	0,020	0,020	0,000	0,0
Sr	5,250	5,250	0,012	8,6
CO3	3,53	3,53	0,000	17,3
HCO3	150,00	150,00	2,794	259,4
SO4	4290,00	4290,00	11,146	7789,5
Cl	21000,00	21000,00	217,792	37992,2
F	0,31	0,31	0,008	0,6
NO3	11,00	11,00	0,841	19,3
PO4	0,00	0,00	0,000	0,0
SiO2	8,50	8,50	0,088	15,4
B	5,00	5,00	2,175	7,3
CO2	4,05	4,05	4,05	4,05
TDS	40172,61	40172,61	382,49	72708,32
pH	7,22	7,22	5,99	7,47

Saturations	Raw Water	Feed Water	Concentrate	Limits
CaSO4 / ksp * 100, %	37	37	78	400
SrSO4 / ksp * 100, %	23	23	48	1200
BaSO4 / ksp * 100, %	113	113	224	10000
SiO2 saturation, %	6	6	11	140
CaF2 / ksp * 100, %	0	0	0	1000
Ca3(PO4)2 saturation index	0,0	0,0	0,0	1,0
Ionic strength	0,80	0,80	1,44	
Osmotic pressure, bar	29,2	29,2	52,9	

Fonte: Relatório CAGECE

Permeate Throttling (Variable)

Project name	FORTALEZA	Page : 2/3
Calculated by	nsc	
HP Pump flow	2008,00 m3/h	Permeate flow 902,70 m3/h
Feed pressure	59,8 bar	Raw water flow 2006,00 m3/h
Feed temperature	30,0 °C(86,0°F)	Permeate recovery 45,00 %
Feed water pH	7,22	Element age 3,5 years
Chem dose, mg/l, -	None	Flux decline %, per year 7,0
Specific energy	4,92 kwh/m3	Fouling factor 0,78
Pass NDP	18,0 bar	SP increase, per year 10,0 %
Average flux rate	14,0 l/mh	

Feed type

Sea Surface Conventional

Pass -	Perm.	Flow / Vessel		Flux	DP	Flux	Beta	Stagewise Pressure			Perm.	Element	Element	PV# x Elem #	
Stage	Flow m3/h	Feed m3/h	Conc m3/h	l/mh	bar	l/mh	Max	Perm. bar	Boost bar	Conc bar	TDS mg/l	Type	Quantity		
1-1	902,4	9,9	4,9	13,9	1,3	30,4		1,05	1,1	0	58,3	382,5	SWC5 MAX	1582	226 x 7

Pass -	Element	Feed	Pressure	Conc	NDP	Permeate Water	Permeate Water	Beta	TDS	Permeate (Passwise cumulative)			
Stage	no.	Pressure bar	Drop bar	Osmo. bar	bar	Flow m3/h	Flux l/mh			Ca	Mg	Na	Cl
1-1	1	59,8	0,3	34	25,5	1,2	30,4	1,05	131,5	0,411	1,021	47,253	74,826
1-1	2	59,3	0,2	38,6	20,3	0,9	22,4	1,05	182	0,507	1,257	58,205	92,17
1-1	3	59,1	0,2	42,8	18,2	0,7	16,5	1,03	198,2	0,614	1,523	70,506	111,849
1-1	4	58,9	0,2	46,3	12,1	0,5	11,4	1,03	238,9	0,742	1,84	85,165	134,886
1-1	5	58,7	0,2	48,1	8	0,3	7,8	1,02	282,2	0,884	2,192	101,427	160,62
1-1	6	58,6	0,1	51,3	6,8	0,2	5,6	1,02	330,8	1,036	2,571	118,924	188,331
1-1	7	58,4	0,1	52,8	5	0,2	3,9	1,01	382,5	1,199	2,974	137,525	217,792

Fonte: Relatório CAGECE

Integrated Membranes Solutions Design Software, 2015
Created on: 08/01/2018 07:52:04

Permeate Throttling (Variable)

Project name: FORTALEZA
Temperature: 30,0 °C

Page: 3/3
Element age, P1: 3,6 years

Stream No.	Flow (m3/h)	Pressure (bar)	TDS	pH	B
1	2008	0	40173	7,22	5,00
2	2008	59,6	40173	7,22	5,00
3	1104	58,3	72708	7,47	7,31
4	902	1,10	382	5,99	2,17

Fonte: Relatório CAGECE

Anexo C6 - Cálculos das dosagens de químicos - Pós tratamento.

CÁLCULO DAS DOSAGENS

4.0.- COMPOSIÇÃO DO PRODUTO DA SAÍDA DAS MEMBRANAS

Calcio	2,20 mg/L	Bicarbonato	2,80 mg/L
Magnésio	3,00 mg/L	Sulfato	11,50 mg/L
Sódio	140,00 mg/L	cloro	224,00 mg/L
Potássio	6,00 mg/L	Carbonato	0,00 mg/L
Estrôncio	0,01 mg/L	STD	391,71 mg/L
Bário	2,20 mg/L	Anih. Carbó	5,81 mg/L
Temperat.	27,0 °C	pH	5,83

4.1.- DOSAGEM DE ANHIDRIDO CARBÔNICO

CO ₂	+	H ₂ O	-----	CO ₂ dissolvido
44				44
35,00				Y5

$$Y5 = -35,00 \text{ mg/L}$$

COMPOSIÇÃO IÔNICA ATRAVÉS DA DOSAGEM			
Ca ⁺⁺ =	2,20 mg/L	CO ₃ ⁼	0,00 mg/L
Mg ⁺⁺ =	3,00 mg/L	SO ₄ ⁼	11,50 mg/L
Na ⁺ =	140,00 mg/L	Cl ⁻	224,00 mg/L
K ⁺ =	6,00 mg/L	CO ₃ H ⁻	3,25 mg/L
Sr ⁺⁺ =	0,01 mg/L	TDS =	392,17 mg/L
		CO ₂ =	40,48 mg/L
Alcalinidade	2,67	Condu(25°C)=	791,44 μmhos/cm.
pH(inicial)=	5,83	pH(final)=	5,05
Dureza como carbonato de cálcio			17,84 mg/L
Índice de Langelier=			-5,66

CÁLCULO DAS DOSAGENS

DOSAGEM DE HIDRÓXIDO DE CÁLCIO

Ca(OH) ₂	+	2CO ₂	-----	2(CO ₃ H)	+	Ca ⁺⁺
74		88		122		40
35,00		Y5		Y3		X1

$$X1 = 18,93 \text{ mg/L}$$

$$Y3 = 57,64 \text{ mg/L}$$

$$Y5 = 41,58 \text{ mg/L}$$

COMPOSIÇÃO IÔNICA ATRAVÉS DA DOSAGEM			
Ca ⁺⁺ =	21,13 mg/L	CO ₃ ⁼	1,32 mg/L
Mg ⁺⁺ =	3,00 mg/L	SO ₄ ⁼	11,50 mg/L
Na ⁺ =	140,00 mg/L	Cl ⁻	224,00 mg/L
K ⁺ =	6,00 mg/L	CO ₃ H ⁻	57,53 mg/L
Sr ⁺⁺ =	0,01 mg/L	TDS =	466,70 mg/L
		CO ₂ =	0,36 mg/L
Alcalinidade	49,39	Condu(25°C)=	878,74 μmhos/cm.
pH(inicial)=	5,05	pH(final)=	8,35
Dureza como carbonato de cálcio			65,12 mg/L
Índice de Langelier =			+0,13

CÁLCULO DAS DOSAGENS

DOSAGEM DE FLOURSILICATO DE SÓDIO

F6SiNa2	-----	6F^-	+	2Na^+	+	Si4^+
188		114		46		28
1,00		Y2		X3		

$$Y2 = 0,61 \text{ mg/L}$$

$$X3(\text{Na}^+) = 0,24 \text{ mg/L}$$

COMPOSIÇÃO IÔNICA ATRAVES DA DOSAGEM			
Fluor=	0,61 mg/L	CO_3^{2-} =	0,64 mg/L
Ca^{++} =	21,13 mg/L	SO_4^{--} =	11,50 mg/L
Mg^{++} =	3,00 mg/L	Cl^- =	224,00 mg/L
Na^+ =	140,24 mg/L	CO_3H^- =	57,69 mg/L
K^+ =	6,00 mg/L	TDS =	466,42 mg/L
Sr^{++} =	0,01 mg/L	CO_2 =	0,74 mg/L
Alcalinidade	48,38	Condu(25°C)=	877,78 $\mu\text{mhos/cm}$.
pH(Inicial)=	8,35	pH(final)=	8,03
Dureza como carbonato de cálcio			65,12 mg/L
Índice de Langelier =			-0,47

4.- PÓS TRATAMENTO E BOMBEAMENTO DO PRODUTO

CÁLCULO DAS DOSAGENS

DOSAGEM HIPOCLORITO DE SÓDIO

ClONa	+	H_2O	-----	ClOH	+	NaOH
74,4		18		52,5		40
10,33				Y2		X3

A quantidade do produto a dosar dependerá a quantidade de matéria orgânica a eliminar, portanto é um dado que deverá ser ajustado na operação. Não obstante a experiência nos diz que uma dose do produto de mg/L como cloro livre, é suficiente em geral

$$Y2 = 4,92 \text{ mg/L}$$

$$X3 = 3,19 \text{ mg/L}$$

COMPOSIÇÃO IÔNICA ATRAVES DA DOSAGEM			
Fluor=	0,61 mg/L	CO_3^{2-} =	2,40 mg/L
Ca^{++} =	21,13 mg/L	SO_4^{--} =	11,50 mg/L
Mg^{++} =	3,00 mg/L	Cl^- =	227,33 mg/L
Na^+ =	143,44 mg/L	CO_3H^- =	56,66 mg/L
K^+ =	6,00 mg/L	TDS =	473,67 mg/L
Sr^{++} =	0,01 mg/L	CO_2 =	0,19 mg/L
Alcalinidade	50,48	Condu(25°C)=	893,39 $\mu\text{mhos/cm}$.
pH(Inicial)=	8,03	pH(final)=	8,61
Dureza como carbonato de cálcio			65,12 mg/L
Índice de Langelier =			0,11

Fonte: Relatório CAGECE