

**FILTRAÇÃO EM SEDIMENTO DO MAR COMO PRÉ-  
TRAMENTO A OSMOSE INVERSA**

TIAGO BURGARDT



Tiago Burgardt

**FILTRAÇÃO EM SEDIMENTO DO MAR COMO PRÉ-  
TRATAMENTO A OSMOSE INVERSA**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do Grau em Mestre em Engenharia Ambiental.  
Orientador: Prof. Dr. Maurício Luíz Sens

Florianópolis  
2017

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,  
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Burgardt, Tiago

Filtração em sedimento do mar como pré-tratamento  
a osmose inversa / Tiago Burgardt ; orientador,  
Maurício Luiz Sens, 2017.  
126 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de  
Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós  
Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis,  
2017.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. Tratamento para  
potabilização de água. 3. Dessalinização e osmose  
inversa. 4. Pré-tratamento. 5. Filtração em  
sedimento do mar. I. Sens, Maurício Luiz. II.  
Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de  
Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. III. Título.



**“Filtração em Sedimento do Mar como Pré-tratamento a Osmose Inversa”**

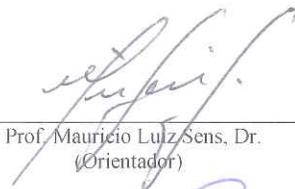
**TIAGO BURGARDT**

Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de

**MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

na Área de Engenharia Ambiental.

Aprovado por:



---

Prof. Maurício Luiz Sens, Dr.  
(Orientador)



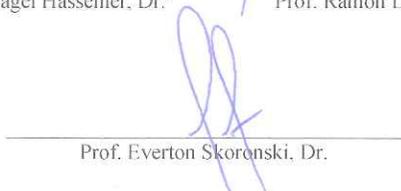
---

Prof.ª Maria Eliza Nagel Hassemer, Dr.ª



---

Prof. Ramon Lucas Dalsasso, Dr.



---

Prof. Everton Skoronski, Dr.



---

Prof.ª Maria Eliza Nagel Hassemer, Dr.ª  
(Coordenadora)

FLORIANÓPOLIS, SC – BRASIL  
MARÇO/2017



“Dedico esta conquista a minha  
companheira e esposa, minha amada  
família e meus bons e velhos amigos”.



## AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus por me guiar ao longo destes dois anos.

Em segundo lugar, gostaria de agradecer a diversas pessoas que foram fundamentais para a conclusão desta etapa. A estas, seguem meus mais sinceros agradecimentos:

Minha esposa, amiga e companheira que me ensinou a olhar a vida de outra maneira mesmo com as turbulências do dia-a-dia. Muito obrigado meu amor.

Agradeço à minha família pelos exemplos transmitidos ao longo de toda a minha vida. Ao meu pai Olavo Jr. por me mostrar que nunca é tarde para se realizar um sonho. A minha mãe Sueli, por todo carinho, amor e cuidados dedicados à nossa família ao longo de nossas vidas, serei sempre teu caçula. Ao meu irmão Diego (Péricles), pela amizade, pelas boas conversas, sonhos compartilhados e as futuras viagens que iremos realizar.

A minha sogra Martha e meu sogro Milton, por todo o apoio prestado nessa etapa. Pelos ótimos momentos, conversas e risadas, além dos bons churrascos de quarta feira. Muito obrigado por me acolherem neste ano.

Meu imenso agradecimento ao meu orientador Professor Maurício Luíz Sens, que não mediu esforços para que este trabalho pudesse ser realizado. Com seu modo ímpar de agir, mostrou-se muito mais do que apenas um orientador.

Também gostaria de agradecer aos bons companheiros(as) LAPOÁ, Juliana, Thyara, Alcione, Carol, Fernando, Tiago, Bruno e Marcelo. Muito obrigado pelas orientações, pelos conselhos, pelas boas conversas e risadas. Serei eternamente grato a vocês por todo o conhecimento transmitindo e pela amizade desenvolvida ao longo destes dois anos. Desejo a todos muita boa sorte em suas respectivas caminhadas. Aos Bolsistas, meu muito obrigado por toda a ajuda prestada. Vocês foram fundamentais para a realização deste trabalho, Karol, Duda, Giselle, Willian e Arthur.

Aos professores Walter, Felipe e Carlos do Laboratório de Camarões Marinhos (LCM/UFS), que não mediram esforços no apoio prestado e no conhecimento passado ao longo deste período.

Meus bons e velhos amigos lagueanos por tornarem a vida sempre mais leve e divertida. Espero que mesmo com o tempo e com as distâncias

impostas pela vida, nossa amizade prevaleça e se torne cada vez mais forte.

Aos companheiros de tatame AS TEAM e ao Mestre Alexandre Souza, pelas boas conversas ao final dos treinos, pelos ensinamentos transmitidos e pela amizade desenvolvida. Ainda irei retomar a caminhada ao lado dos irmãos, OSS.

Gostaria também de agradecer aos meus queridos sócios Clarrisa e Tonon. Com vocês sigo a caminhada adiante, espero que esta seja gratificante assim como vossas amizades. Vida longa e próspera à ARTIUM.

Não poderia deixar de agradecer ao pessoal do LIMA, Elaine, Renato, Igor que em nenhum momento mediram esforços em me auxiliar e transmitir conhecimento ao longo de todo o mestrado. Serei sempre grato a vocês.

Por fim, gostaria de agradecer ao CNPQ pelo auxílio financeiro, a todos os professores e servidores do PPGEA/UFSC pela oportunidade de realização deste mestrado, assim como todas as pessoas que contribuíram de alguma forma para a conclusão desta etapa, meu muito obrigado.

“Tudo o que temos que decidir é o que fazer com o tempo que nos é dado”. (J, R, R TOLKIEN)



## RESUMO

É crescente a preocupação mundial com relação à carência dos recursos hídricos em função da poluição por processos antrópicos e do crescimento populacional desenfreado. A água doce em sua forma potável é um recurso encontrado em situação de escassez em algumas regiões. Dessa forma, fontes alternativas como a água dos oceanos (salinidade superior a 30‰) são opções à falta de água doce (salinidade inferior a 0,5‰). Para tornar-se própria ao consumo humano, a água dos oceanos necessita sofrer o processo de dessalinização. Esse processo pode ser realizado por meio de técnicas de separação térmica ou técnicas de separação por membrana, ambas são classificadas como não convencionais. Dentre as técnicas de separação por membranas destaca-se a Osmose Inversa (OI). Um fator preponderante na utilização correta deste tipo de membranas é a adequação da água utilizada a níveis de qualidade satisfatórios às membranas de OI. Dentro deste contexto, a presente dissertação tem por objetivo avaliar a técnica de filtração em areia de praia, como um pré-tratamento à OI na produção de água potável. A técnica tem o intuito de preparar a água para as membranas de OI, utilizando a areia do mar como meio filtrante. Dessa forma, foram analisados dois sistemas de captação de água salina: um poço de captação vertical e um sistema de captação angular, ambos situados na Barra da Lagoa, Município de Florianópolis, SC. Foram realizadas análises da água bruta e da água após a filtração nos bancos de areia pelos dois sistemas. A caracterização da água foi feita por meio da análise de parâmetros físico-químicos, SDI (*silt density index*) e óleos e graxas. O sistema de captação vertical não apresentou resultados satisfatórios às membranas de OI, uma vez que a mistura da água salina com o lençol de água doce provocou um aumento nos parâmetros que relacionam a quantidade de matéria orgânica na água produzida. Este fato que pode ser verificado pela cor verdadeira que apresentou valores entre 100 e 550 uH e o carbono orgânico dissolvido que apresentou valores entre 5 e 16 mg.L<sup>-1</sup>. Por sua vez, o sistema de captação angular apresentou remoção maior de sólidos suspensos com média de 0,15 uT e 5,3 uH para turbidez e cor aparente, respectivamente. O sistema de filtração angular também apresentou remoção de 16,25% para o carbono orgânico dissolvido e nesta pesquisa apresentou resultados de qualidade mais satisfatórios quando comparado ao sistema vertical.

**Palavras-chave:** Dessalinização. Filtração em sedimento de Praia. Osmose Inversa. Pré-tratamento.



## ABSTRACT

Considering the global concern about the scarcity of fresh water due to pollution by human activity and unbridled population growth, fresh water proper to human consumption is a natural resource found in shortage. Thus, others sources such as ocean water (salinity above 30‰) shows as alternative to lack of fresh water (salinity less than 0,5‰). To become proper for human consumption oceans water need to be treated by desalination process. This process can be carried out by thermal separation techniques or membrane separation techniques, both processes uses non-conventional processes for water treatment. Among the desalination techniques, the Reverse Osmosis (RO) shows as one of the main ways in obtaining fresh water. A preponderant factor in the correct use of this type of technology, is the adequacy of the raw water to required quality levels of RO membranes. In this context, the present dissertation aims to evaluate the technique of sand beach filtration, as a pretreatment to RO membranes in the production of drinking water. The technique of sand beach filtration is used to produce water for RO membranes, using the sea sand as filter media. In this way, two systems of saline water abstraction will be analyzed: a vertical abstraction well and a horizontal abstraction system, both located in Barra da Lagoa, Florianópolis, SC. Raw water and water analysis will be carried out after filtration in the sandbanks by the two systems. The characterization of the water will be done through the analysis of physical-chemical parameters, SDI (silt density index) and oils and greases. The vertical intake system did not present satisfactory results to the OI membranes, while the blending saline water with the under groundwater caused an increase in the parameters that relate the amount of organic matter in the water produced by the well. This fact can be verified by the true color that presented values between 100 and 550 uH and the dissolved organic carbon that presented values between 5 and 16 mg.L<sup>-1</sup>. In turn, the angular intake system showed efficient removal of suspended solids and also more stable results over time. This fact can be verified by turbidity and apparent color, which presented a mean of 0.15 uT and 5.3 uH, respectively. The angular filtration system also presented removal of 16,25% for dissolved organic carbon and in this research presented more satisfactory quality results when compared to the vertical system.

**Keywords:** Desalination. Beach sand filtration. Reverse osmosis. Pre-treatment



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Destilação em múltiplos estágios (MSF) .....	28
Figura 2 - Camada polimérica única .....	31
Figura 3 - Camadas poliméricas compostas .....	31
Figura 4 - Capacidade de rejeição por técnica de separação por membrana.....	34
Figura 5 - Membrana em módulo espiral e suas camadas.....	35
Figura 6 - Membrana com composição Thin-film .....	36
Figura 7 - Sentido dos fluxos de operação frontal e tangencial.....	37
Figura 8 - Formas de bloqueio dos poros causados pelo fouling .....	38
Figura 9 - Formação da camada biológica sobre a superfície da membrana.....	39
Figura 10 - Cunha Salina.....	43
Figura 11 - Equilíbrio hidrostático entre a água doce e salina demonstrado por um tubo em U .....	44
Figura 12 - Praia de areia fina com formação de ondas, Barra da Lagoa Florianópolis, SC/Brasil .....	46
Figura 13 - Poço de captação vertical. ....	48
Figura 14 - Poços coletores com tubulação horizontal.....	50
Figura 15 - Poço inclinado ou angular .....	51
Figura 16 - Poço de perfuração horizontal .....	52
Figura 17 – Barra da Lagoa, Florianópolis, SC.....	56
Figura 18 - Canal da Barra da Lagoa que conecta a Lagoa do Conceição ao Oceano Atlântico.....	57
Figura 19 - Estação de captação de água salina .....	58
Figura 20 - Estação de captação de água marinha (sistema de captação angular). ....	59
Figura 21 - Vista superficial da estação de captação de água salina e suas conexões. ....	60
Figura 22 - Vista perfil da estação de captação de água salina e o oceano .....	61
Figura 23 - Casa de bombas e quadro elétrico da estação de captação. ....	62
Figura 24 - Construção do poço vertical utilizando a técnica de hidro jateamento .....	63
Figura 25 - Bomba Schneider auto escorvante e ponteira revestida com tela nylon com 20 micras de abertura de malha. ....	64
Figura 26 - Esquema do Piloto de captação de água salina – sistema vertical.....	65
Figura 27 - Aparelho utilizado nos testes de SDI.....	71

Figura 28 – Vala de drenagem localizada dentro do Parque Estadual do Rio Vermelho com desague na Lagoa da Conceição.....	72
Figura 29 - Pontos de amostragem localizados no Parque Estadual do Rio Vermelho.....	73
Figura 30 - Análise Granulométrica superficial da areia da Barra da Lagoa .....	76
Figura 31 - Análise Granulométrica na profundidade de 1m da areia da Barra da Lagoa.....	76
Figura 32 - Análise Granulométrica na profundidade de 3m da areia da Barra da Lagoa.....	76
Figura 33 - Análise Granulométrica na profundidade de 4m da areia da Barra da Lagoa.....	77
Figura 34 - Análise Granulométrica na profundidade de 6m da areia da Barra da Lagoa.....	77
Figura 35 - Ondulações incidentes na região da Barra da Lagoa.....	80
Figura 36 - Valores de turbidez e direção da ondulação .....	80
Figura 37 - Valores de cor aparente e direção da ondulação .....	81
Figura 38 - Correlação turbidez e cor aparente.....	82
Figura 39 - Temperatura da água bruta do mar nos dias da coleta de análise .....	83
Figura 40 - Correlação entre CE e temperatura.....	84
Figura 41 - Correlação entre a salinidade e CE.....	85
Figura 42 - OD da água bruta do mar nos dias da coleta de análise .....	86
Figura 43 - Correlação entre OD e temperatura.....	86
Figura 44 - Correlação entre pH e CE.....	87
Figura 45 - Correlação entre CE e STD.....	88
Figura 46 - Salinidade da água bruta e água produzida pelo sistema vertical .....	91
Figura 47 - CE da água bruta e água produzida pelo sistema vertical ..	92
Figura 48 - STD da água bruta e água produzida pelo sistema vertical	92
Figura 49 - Turbidez da água bruta e água filtrada pelo sistema vertical .....	93
Figura 50 - Cor aparente e Cor verdadeira da água bruta e água filtrada pelo sistema vertical.....	94
Figura 51 - Absorbância 254nm da água bruta e água filtrada pelo sistema vertical.....	95
Figura 52 - COD da água bruta e água filtrada pelo sistema de captação vertical .....	96
Figura 53 - Mapa de uso e ocupação do solo – Cobertura vegetal.....	97
Figura 54 - Correlação entre Cor verdadeira e absorbância 254nm.....	99
Figura 55 - Correlação entre Absorbância 254nm e COD.....	100

Figura 56 - Salinidade da água bruta e água produzida pelo sistema angular.....	102
Figura 57 - CE água bruta e água produzida pelo sistema angular .....	102
Figura 58 - Correlação entre CE e temperatura.....	103
Figura 59 - Turbidez da água bruta e da água produzida pelo sistema de filtração angular .....	104
Figura 60 - Cor aparente da água bruta e água produzida pelo sistema de filtração angular. ....	105
Figura 61 – OD da água bruta e água produzida pelo sistema de filtração angular.....	106
Figura 62 - Absorbância 254nm da água bruta e água produzida pelo sistema de filtração angular.....	107
Figura 63 - COD da água bruta e água produzida pelo sistema de filtração angular .....	108
Figura 64 - Ferro total da água bruta e da água produzida pelo sistema de filtração angular.....	110
Figura 65 - SDI entre a água bruta e a água filtrada pelo sistema de filtração angular. ....	112
Figura 66 - Membranas água filtrada e água bruta após o teste SDI...	113



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Caracterização da qualidade da água bruta do mar para o pré-tratamento.....	41
Tabela 2 - Parâmetro, frequência de análise e equipamentos utilizados durante o período de aclimação.....	66
Tabela 3 - Parâmetros, frequência de monitoramento e aparelhos.....	68
Tabela 4 - Parâmetros inorgânicos, frequência e equipamento utilizado.....	71
Tabela 5 - Parâmetros e equipamento utilizado.....	72
Tabela 6 - Características granulométricas da areia local.....	77
Tabela 7 - Valores de salinidade e condutividade do lençol.....	79
Tabela 8 - Correlação entre cor verdadeira e outros parâmetros.....	89
Tabela 9 – Resultados obtidos durante o período de monitoramento....	90
Tabela 10- Correlação entre cor verdadeira e outros parâmetros avaliados.....	100
Tabela 11 - Resultados gerais da água bruta e água produzida pelo sistema angular.....	109



## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>21</b>
1.1. OBJETIVOS .....	25
1.1.1. Objetivo geral.....	25
1.1.2. Objetivos específicos .....	25
<b>2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>27</b>
2.1. DESSALINIZAÇÃO .....	27
2.2. OSMOSE INVERSA.....	30
2.3. FOULING.....	37
2.4. PRÉ-TRATAMENTO PARA MEMBRANAS DE OI .....	40
2.5. CUNHA SALINA .....	42
2.6. EQUAÇÃO DE GHYBEN-HERZBERG .....	44
2.7. ESCOLHA DO LOCAL DE IMPLANTAÇÃO DO SISTEMA DE PRÉ-TRATAMENTO.....	45
2.8. FILTRAÇÃO EM AREIA DE PRAIA.....	47
<b>3. MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>55</b>
3.1 CARACTERIZAÇÕES DA ÁREA DE ESTUDO.....	55
4.2 ESTAÇÃO DE CAPTAÇÃO DE ÁGUA MARINHA – SISTEMA ANGULAR.....	59
3.3 ESTAÇÃO DE CAPTAÇÃO DE ÁGUA SALINA – SISTEMA VERTICAL.....	62
3.4. ENSAIOS PRELIMINARES.....	66
3.4.1. Análises Granulométricas .....	67
3.4.2. Análise da salinidade em função da distância da água do mar .....	67
3.5. PARÂMETROS GERAIS DE MONITORAMENTO DO SISTEMA DE FILTRAÇÃO.....	68
3.6. PARÂMETROS ESPECÍFICOS DE MONITORAMENTO DO SISTEMA DE FILTRAÇÃO.....	69
3.6.1. Óleos e graxas .....	69

3.6.2. Teste SDI (Silt Density Index).....	70
3.6.3. Parâmetros inorgânicos.....	71
3.6.4. Avaliação do lençol de água doce.....	71
<b>4. RESULTADOS E DISCUSSÕES .....</b>	<b>75</b>
4.1 <i>RESULTADOS PRELIMINARES</i> .....	75
4.1.1 Análises Granulométricas .....	75
4.1.2 Avaliação da salinidade em função da distância do mar .....	78
4.2. <i>CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA BRUTA DO MAR</i> .....	79
4.3. <i>EFICIÊNCIA DO SISTEMA VERTICAL DE FILTRAÇÃO EM SEDIMENTO DO MAR</i> .....	90
4.4. <i>AVALIAÇÃO E INTERFERÊNCIA DO LENÇOL DE ÁGUA DOCE NA QUALIDADE DA ÁGUA PRODUZIDA PELO SISTEMA DE FILTRAÇÃO VERTICAL</i> .....	96
4.5. <i>EFICIÊNCIA DO SISTEMA ANGULAR DE FILTRAÇÃO EM SEDIMENTO DO MAR</i> .....	101
4.6. <i>AVALIAÇÃO DOS PARÂMETROS ESPECÍFICOS PARA O SISTEMA DE FILTRAÇÃO ANGULAR</i> .....	109
4.6.1 SDI e óleos e graxas.....	111
<b>5. CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES .....</b>	<b>115</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>117</b>

## 1. INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural indispensável para a presença de vida no planeta terra, além de ser componente essencial na maioria dos processos de produção de alimentos, energia e manufaturados. Segundo dados da Organização das Nações Unidas - ONU, o volume total de água sobre a terra é de aproximadamente 1,4 bilhões de km<sup>3</sup>. Entretanto, apenas 2,5% desse valor (cerca de 35 milhões de km<sup>3</sup>) representa o volume de água doce existente.

Dentro deste contexto, o Brasil encontra-se em situação privilegiada, uma vez que grande parte das reservas de água doce do mundo situa-se em território nacional (12%) (ANA, 2015). Entretanto, problemas relacionados à escassez de água potável são recorrentes em virtude da utilização desenfreada dos recursos hídricos. Entre os principais processos antrópicos que utilizam de recursos hídricos destacam-se o despejo de resíduos industriais, o assoreamento de cursos hídricos devido ao uso intensivo do solo, o uso excessivo de defensivos agrícolas, o crescimento populacional desordenado (aglomerados urbanos) e o aumento do setor industrial na produção de bens de consumo, os quais acabam por alterar a qualidade natural dos mananciais de água doce diminuindo a quantidade de água em sua forma potável (ONU, 2015).

Segundo relatório mundial da ONU sobre desenvolvimento de recursos hídricos de 2015, em 2050, há uma previsão de aumento da demanda hídrica mundial de 55%, principalmente devido ao aumento do setor industrial, dos sistemas de geração de energia termoeletrica e do crescimento populacional desenfreado. Dessa forma, a não ser que o equilíbrio entre consumo e oferta seja restaurado o mundo deverá enfrentar um déficit global de água cada vez mais grave, aumentando assim o risco de conflitos localizados e as desigualdades no acesso aos serviços, com impactos significativos nas economias locais e no bem-estar da população (ONU, 2015).

Uma vez que as fontes tradicionais de água doce (salinidade igual ou inferior a 0,5‰) utilizadas para dessedentação humana e de animais, tais como rios, lagos e águas subterrâneas são utilizados em excesso ou de maneira inadequada, tem-se como resultado a diminuição na disponibilidade desses recursos. Com a finalidade de restaurar o equilíbrio entre a demanda e a disponibilidade de oferta hídrica, fontes alternativas como a utilização de águas salinas (salinidade superior a 30‰) podem ser utilizadas como forma de suprir a falta de água doce e garantir a disponibilidade de água potável para as futuras gerações

(GREENLEE et al., 2009). No Brasil, a classificação da água em função da salinidade é definida pela Resolução n. 357, de 2005 do CONAMA (BRASIL, 2005).

Diversas são as tecnologias empregadas para tornar as águas salinas próprias ao consumo humano, processo o qual é denominado de dessalinização. A dessalinização consiste em um tratamento específico que remove sais e íons presentes na água, uma vez que essas partículas de pequenas dimensões não são removidas em etapas do tratamento convencional, como a filtração, a decantação, a floculação, entre outros. Entre as técnicas utilizadas na dessalinização da água, destacam-se as técnicas de separação térmica e de separação por membranas. (CRITTENDEN et al., 2012; KHAWAJI; KUTUBKHANAH; WIE, 2008; VAN DER BRUGGEN; VANDECASTEELE, 2002; WADE, 1993).

Para se utilizar da destilação térmica, é necessário o uso de grandes demandas energéticas. Por essa razão, em países cuja tarifa energética é elevada, caso de países da Europa e da América do Norte, a utilização da destilação térmica torna-se muito onerosa e conseqüentemente inviável. Assim, grandes investimentos foram realizados na área de filtração por membranas nos últimos anos, como forma de reduzir os custos para dessalinização da água do mar, tornando-a atualmente uma das técnicas mais utilizadas nos processos de remoção de sais (SHANNON et al., 2008; WADE, 1993).

Dentre as técnicas de separação por membranas destaca-se a osmose inversa (OI), principal processo de separação por membranas utilizada na dessalinização da água do mar (GREENLEE et al., 2009; MISDAN; LAU; ISMAIL, 2012). Esta técnica consiste na passagem da água através de membranas com permeabilidade seletiva (CRITTENDEN et al., 2012; VAN DER BRUGGEN; VANDECASTEELE, 2002). Cabe ressaltar que esse tipo de tecnologia já é amplamente utilizado em diversos países do mundo como Austrália, Espanha e Israel sendo inclusive em algumas cidades, a principal forma de obtenção de água própria ao consumo humano (GHAFFOR; MISSIMER; AMY, 2013; PEÑATE; GARCÍA-RODRÍGUEZ, 2012).

Durante a dessalinização pela técnica de OI, a passagem da água do mar através da membrana ocorre devido à pressão externa ser maior do que a pressão osmótica existente, fazendo a água fluir do lado com maior concentração de sais para o com menor concentração de sais, revertendo o processo natural de osmose. A membrana utilizada no sistema de osmose inversa é feita de material sintético semipermeável, com uma espessura total inferior a 1mm. Dessa maneira, as impurezas

existentes na água salina bombeada com alta pressão ficam retidas na superfície da membrana, ocorrendo a separação dos contaminantes presentes (ALKHUDHIRI; DARWISH; HILAL, 2012; CRITTENDEN et al., 2012; FRITZMANN et al., 2007).

Entretanto, como resultado da retenção de impurezas na superfície da membrana ocorre um fenômeno denominado de *fouling*, o qual é o responsável pela colmatção dos poros da membrana por onde a água bruta é bombeada. Este mecanismo é o principal responsável pela deterioração das membranas de OI, e conseqüentemente há uma redução de sua vida útil e de seu desempenho. Os contaminantes presentes na água de alimentação responsáveis pelo *fouling* são: materiais particulados, sais inorgânicos precipitados, metais oxidados e matéria orgânica dissolvida. Cabe ressaltar que a formação desses depósitos é facilitada pela geometria dos elementos da membranas, onde a água de alimentação deve passar por estreitos canais formados pelos espaçadores de alimentação que agem como uma espécie de filtro (AL-AHMAD et al., 2000; AMY, 2008; BAKER; DUDLEY, 1998; DUDLEY; DARTON, 1996; POTTS; AHLERT; WANG, 1981).

Dessa forma, para se utilizar a tecnologia de OI de maneira adequada, deve ser realizado um pré-tratamento da água bruta, o qual tem por finalidade preparar essa água para a sua passagem através das membranas (BREHANT; BONNELYE; PEREZ, 2002; CHUA; HAWLADER; MALEK, 2003; PRIHASTO; LIU; KIM, 2009). Uma das técnicas empregadas no pré-tratamento a OI é a técnica de filtração, a qual consiste na passagem da água através de um meio poroso no qual ocorre a retenção de materiais particulados, matéria orgânica, algas e bactérias (FRITZMANN et al., 2007; KANG; CAO, 2012; REDONDO; LOMAX, 1997).

O pré-tratamento da água pela técnica de filtração é comumente realizado em Estações de Tratamento de Água (ETA), em conjunto com outras etapas como a floculação, a decantação, além da adição de produtos químicos nas outras etapas do tratamento. Entretanto, existem tecnologias capazes de produzir água com boa qualidade sem o emprego de produtos químicos. Dentro deste contexto destaca-se a filtração em sedimento de praia, técnica com princípios semelhantes à filtração em margem, a qual consiste na passagem da água pelo meio filtrante ou sedimento existente no próprio solo do local (BARTAK et al., 2012a; BONNELYE et al., 2004; MISSIMER et al., 2013; MÚÑOZ ELGUERA; PÉREZ BÁEZ, 2005).

A concepção do sistema de pré-tratamento em sedimento de praia pode ser realizada por meio de poços ou galerias de infiltração que estão

localizados na praia ou em suas proximidades. Entre os pré-tratamentos que utilizam poços na captação de água existem os poços verticais, os poços com tubulações horizontais, os poços inclinados e poços de perfuração horizontal. Por sua vez, as galerias de infiltração podem ser classificadas como galerias subterrâneas construídas ao longo da costa ou dentro do mar. Dentre os sistemas de captação de água do mar subterrâneos, os poços coletores verticais, angulares ou horizontais, tema desta dissertação, são utilizados em estações de dessalinização de pequeno a médio porte e apresentam bons resultados referentes à remoção de sólidos suspensos, de matéria orgânica e de outros contaminantes presentes na água do mar. A passagem da água do mar através da areia até os poços é induzida devido a um bombeamento contínuo entre o oceano e o ponto de captação de água. A capacidade e a qualidade da filtração dependem das condições hidrogeológicas do local (BARTAK et al., 2012a; MISSIMER et al., 2013; RACHMAN; LI; MISSIMER, 2014).

A utilização dos poços coletores apresenta como vantagem a filtração contínua sem a ocorrência de colmatagem do meio filtrante, uma vez que a movimentação constante das massas de água (ondas) no local impede que essa situação venha a ocorrer, além de proporcionar a dissipação dos colóides retidos no oceano. As principais formas de remoção dos contaminantes ocorrem por meio de processos naturais, tais como: filtração (coagem), dispersão, adsorção, biodegradação, precipitação química, diluição, entre outras (BARTAK et al., 2012a; DEHWAH et al., 2015a; FRITZMANN et al., 2007).

A passagem da água salgada através do sedimento da praia pode reduzir consideravelmente os contaminantes responsáveis pelo *fouling* orgânico das membranas e também, o número de etapas de pré-tratamento da água bruta antes da utilização em membranas de OI, tornando assim, a tecnologia de OI com custo acessível e com boa qualidade quando comparada a sua utilização em conjunto com pré-tratamentos convencionais (RACHMAN; LI; MISSIMER, 2014).

Dessa forma, a filtração em sedimento de praia mostra-se uma alternativa capaz de produzir água com boa qualidade para as membranas com um custo de operação e manutenção mais baixo que os tratamentos convencionais, além de minimizar a geração de resíduos, a utilização de produtos químicos e o impacto ambiental causado por técnicas de tratamento convencionais (ABDEL-JAWAD; EBRAHIM, 1994; MISSIMER et al., 2013).

O presente trabalho foi realizado nas dependências do Laboratório de Potabilização das Águas – LAPOÁ na Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC. O grupo de pesquisa possui diversos trabalhos na área

de tratamento de água para o consumo humano. Entre os temas pesquisados pelo grupo destacam-se a filtração com microesferas de poliestireno, filtração lenta ascendente, eletroflotação, filtração com madeira e a filtração em margem, técnica semelhante à utilizada nesta dissertação.

## 1.1. OBJETIVOS

### 1.1.1. Objetivo geral

O objetivo geral do presente trabalho é avaliar a eficiência da técnica de filtração em sedimento de praia como pré-tratamento a OI para dessalinização da água do mar.

### 1.1.2. Objetivos específicos

Este trabalho tem como objetivos específicos:

- Escolher um local para implantação do sistema e caracterizar o sedimento de praia utilizado na filtração;
- Avaliar a eficiência do sistema de filtração vertical em sedimento de praia por meio de parâmetros físicos e químicos;
- Avaliar a eficiência do sistema de filtração angular em sedimento de praia por meio de parâmetros físicos e químicos;



## 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1. DESSALINIZAÇÃO

Os oceanos representam a maior fonte de água no planeta (97,5%), e por esse motivo podem ser utilizados como fonte alternativa à falta de água doce. A escassez de água doce, pode ser considerada como problema da atualidade, fenômeno que ocupa uma das preocupações mundiais. Para utilização da água dos oceanos para fins potáveis, é necessária a remoção dos sais presentes na água, processo denominado de dessalinização (CRITTENDEN et al., 2012; RHEINLÄNDER; GEYER, 2009).

Atualmente, muitos países já utilizam a dessalinização como a principal forma de tratamento na obtenção de água potável. Entre os países que utilizam da técnica destacam-se a Arábia Saudita (17,4%), Estados Unidos (16,2%), Emirados Árabes (14,7%), Espanha (6,4%), e o Kuwait (5,8%). Tais países são considerados os maiores produtores mundiais de água potável por meio do processo de dessalinização (KHAWAJI; KUTUBKHANAH; WIE, 2008).

Os processos empregados na dessalinização da água do mar são realizados por meio das seguintes técnicas: processos de separação térmica e processos de separação por membranas. Dentre esses processos de dessalinização pode-se citar a OI, a destilação térmica, a eletrodialise e o congelamento (VAN DER BRUGGEN, 2003; VAN DER BRUGGEN; VANDECASTEELE, 2002; WADE, 1993).

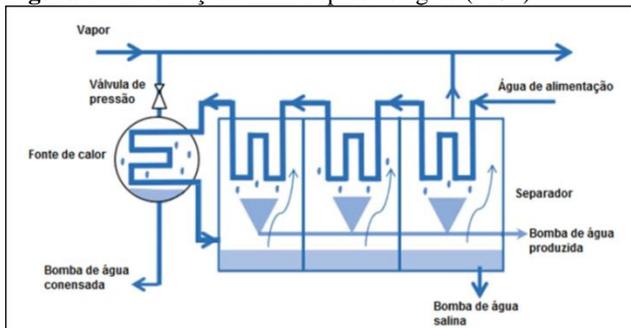
As técnicas de dessalinização por processos térmicos representam 50% dos processos de dessalinização utilizados no mundo (RHEINLÄNDER; GEYER, 2009; CIPOLLINA et al., 2012). De acordo com Bruggen (2003), dentre as técnicas por processos térmicos destacam-se as plantas de destilação MSF (*multi-stage flash destilation*), a destilação por MED (*multiple effects destilation*) e a destilação por VC (*vapour compression*). Estes três processos de destilação térmica mais utilizados são descritos brevemente a seguir:

- A planta de destilação em múltiplos estágios (MSF) é baseada no princípio da destilação térmica. Nessa técnica a água do mar é evaporada por meio da redução da pressão em oposição ao aumento da temperatura. O aquecimento da água salgada resulta na produção de água na forma de vapor. Após essa etapa, o vapor da água sofre a condensação, resultando na obtenção de água com baixa concentração de sais (KHAWAJI; KUTUBKHANAH; WIE, 2008).

- O processo de destilação por MED (*multiple effects distillation*) ocorre quando a água salgada passa por uma série de câmaras de evaporação interconectadas, operadas progressivamente com redução da pressão. No sistema MED, o fluxo de vapor de uma câmara é utilizado para evaporar a água da câmara seguinte na obtenção de condensado (água) sem a presença de sais (EL-NASHAR, 2008).
- A destilação por VC consiste na compressão do vapor por meio de um compressor mecânico. Nessa técnica, o vapor é comprimido com o intuito de aumentar a temperatura até o ponto suficiente para a evaporação da água pulverizada sobre um feixe de tubos por onde o vapor é transportado. À medida que ocorre a transferência de calor entre o vapor comprimido e a água que está a ser evaporada, ocorre a formação de um condensado sem a presença de sais (EL-NASHAR, 2008).

As técnicas de destilação térmica é a forma de dessalinização mais empregada no Oriente Médio. Devido ao fato dos processos térmicos utilizarem grandes demandas energéticas o emprego dessas técnicas é indicado aos países cuja tarifa energética é mais acessível. Este é o caso dos países do Oriente Médio. A dessalinização por processos térmicos é geralmente combinada com a geração de energia elétrica, o que possibilita uma redução de custo neste processo. A técnica de dessalinização térmica mais empregada mundialmente é a MSF, a qual pode ser observada na figura 1 (KHAWAJI; KUTUBKHANAH; WIE, 2008; VAN DER BRUGGEN, 2003; VAN DER BRUGGEN; VANDECASTEELE, 2002; WADE, 2001).

**Figura 1** – Destilação em múltiplos estágios (MSF)



**Fonte:** Adaptado de El-Nashar, (2008).

Por sua vez, as técnicas de separação por membranas empregadas na dessalinização são as técnicas de osmose inversa (OI), nanofiltração (NF) e eletrodialise (ED). Cabe ressaltar que apenas as membranas de ED e OI são utilizadas no tratamento de água salinas. Na área de tratamento de água as membranas de NF são empregadas na dessalinização de águas salobras. Os processos que utilizam membranas para obtenção de água potável são brevemente descritos a seguir.

- A ED é um processo de separação que utiliza membranas e aplicação de corrente elétrica. Nessa técnica as membranas são carregadas eletricamente com o objetivo de separar íons de uma solução aquosa que possuam diferentes cargas elétricas. A maior utilização da eletrodialise é na dessalinização de águas salobras, entretanto, também tem grande aplicação na indústria de alimentos, medicamentos e no tratamento de efluentes industriais (STRATHMANN, 1981).
- O processo de nanofiltração, assim como a OI, consiste na passagem de água através de membranas semipermeáveis devido à aplicação de uma pressão externa. A diferença entre essas técnicas se dá pela característica de remoção de contaminantes. As membranas de nanofiltração são geralmente utilizadas no tratamento de águas ricas em cálcio e magnésio, ou seja, na remoção de dureza e sais bivalentes. A nanofiltração é limitada quanto à remoção de sais monovalentes tendo eficiências constatadas entre 0 a 70%. Dessa forma, este processo é utilizado no tratamento de águas salobras. Entretanto, essas membranas têm alta capacidade na retenção de sais polivalentes, em torno de 99% e elevada rejeição de compostos orgânicos com massa molar superior a massa molar de corte da membrana (Li et al., 2008).
- O tratamento por OI consiste na passagem da água salgada através de membranas semipermeáveis. Assim, as impurezas contidas na água de alimentação ficam retidas na parte superficial da membrana. A passagem de água pela membrana resulta na obtenção de um fluxo de permeado, água que passa pelos poros, e um fluxo de concentrado, água que fica retida na superfície do material (GREENLEE et al., 2009; RHEINLÄNDER; GEYER, 2009).

Para a utilização da água salgada nas membranas é necessário à aplicação de pré-tratamentos com a finalidade de evitar a rápida colmatação da membrana e proporcionar um aumento da vida útil da mesma. O processo de dessalinização de água por OI e o pré-tratamento empregado, alvos de estudo deste trabalho, serão detalhados a seguir.

## 2.2. OSMOSE INVERSA

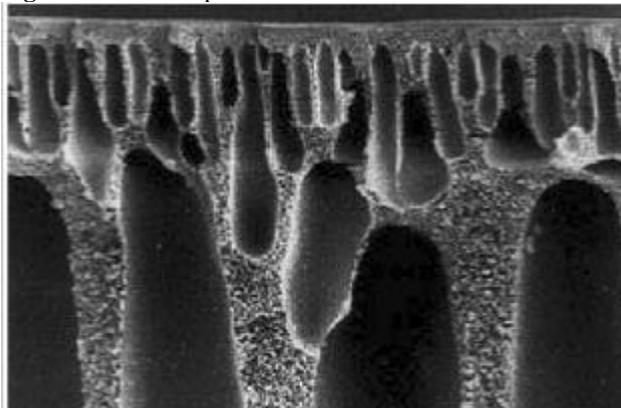
Entre as tecnologias que utilizam membranas na remoção de sais, a técnica de OI é a mais utilizada mundialmente (FRITZMANN et al., 2007). Essa técnica se baseia no princípio natural da osmose no qual o meio aquoso passa através de uma membrana semipermeável devido à pressão osmótica existente, fazendo o meio aquoso fluir de uma solução menos concentrada para uma solução mais concentrada, até que ocorra o equilíbrio entre os dois meios. Entretanto na OI ocorre o inverso: devido à aplicação de uma força externa ocorre um fluxo da solução mais concentrada para a mais diluída, revertendo o processo natural da osmose. Para que o processo de osmose inversa ocorra, é necessária a aplicação mecânica de uma pressão superior à pressão osmótica do lado da solução mais concentrada. A técnica de OI é geralmente empregada na remoção de sais monovalentes da água, uma vez que o material utilizado na confecção das membranas próprias à dessalinização é altamente permeável à água e pouco permeável a passagem dos sais (FRITZMANN et al., 2007; DURANCEAU; TAYLOR; ALEXANDER, 2011).

Crittenden et al., (2005) caracterizam o sistema de osmose inversa como um processo de tratamento que utiliza membranas para separar solutos dissolvidos na água. O processo consiste na passagem de água que ocorre devido à uma pressão externa ser maior que a pressão osmótica existente, fazendo a água fluir do lado com menor concentração de sais para o lado com maior concentração de sais, revertendo o processo natural de osmose. A utilização de membranas para o tratamento de água consiste em uma técnica de separação física que utiliza a diferença de permeabilidade dos elementos da água de alimentação como mecanismo de separação.

O fluxo de água através da membrana depende do material da membrana, do volume ocupado pela membrana e seus espaços vazios e da espessura total dos componentes. Cabe ressaltar que a membrana de OI não possui poros, sendo que estes têm a função de conectar uma extremidade à outra, como as outras técnicas de filtração por membranas.

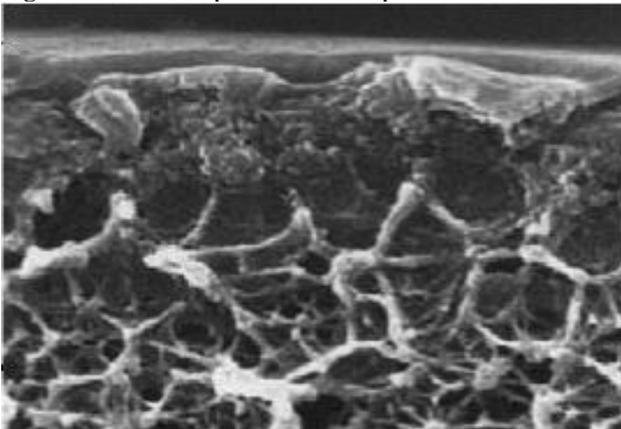
A filtração pelas membranas de OI ocorre, uma vez que o polímero utilizado como material na sua confecção forma uma camada semelhante à estrutura de uma teia. Dessa forma, a água deve seguir por esse caminho tortuoso entre as camadas da membrana para atingir o lado permeado, conforme pode ser observado nas figuras 2 e 3 (FRITZMANN et al., 2007; GREENLEE et al., 2009).

**Figura 2** - Camada polimérica única



**Fonte:** FRITZMANN et al., (2007).

**Figura 3** - Camadas poliméricas compostas



**Fonte:** FRITZMANN et al., (2007).

A relação geral que explica o fluxo da água através da membrana pelo mecanismo de difusão e transporte pode ser explicado pela equação

1 (BIRD; STEWART; LIGHTFOOT, 2002).

$$N_{AX} = \frac{\rho_A K}{\mu} \frac{dp}{dx} - D_{AB} \frac{d\rho_A}{dx} \quad (1)$$

Onde:

$N_{AX}$  - Fluxo de massa de A na direção x;

$\rho_A$  - Densidade da massa de A

$K$  - Permeabilidade

$\mu$  - Viscosidade

$dp/dx$  - Gradiente de pressão na direção x

$D_{AB}$  - Coeficiente de difusão binária para a difusão de A em B.

Geralmente as operações envolvendo a dessalinização do mar pela técnica de OI requerem pressões entre 800-1200PSI (55-85BAR) (CRITTENDEN et al., 2012). A diferença entre a pressão hidrostática e a pressão osmótica cria uma diferença de potencial química através da membrana, a qual por sua vez impulsiona o líquido através da membrana contra a direção natural da osmose, enquanto os sais são retidos e concentrados em sua superfície afluenta. Cabe ressaltar, que apesar da ampla remoção dos sais pelas membranas (99-99,8%), partes dos sais conseguem atravessar as camadas da membrana e atingir o lado permeado. A passagem dos sais se intensifica conforme ocorre o aumento da sua concentração na camada externa da membrana e o aumento da temperatura (BARTELS et al., 2005; GREENLEE et al., 2009). O transporte de massa através da membrana pode ser descrito pela equação 2.

$$N_A = L(\Delta p - \Delta \pi) \quad (2)$$

Onde:

$N_A$  – fluxo de água através da membrana;

$L$  – coeficiente de permeabilidade;

$\Delta p$  – diferença de pressão transmembranar

$\Delta \pi$  – diferença da pressão osmótica entre a solução e o permeado

Por sua vez, a pressão osmótica  $\pi$  depende da concentração e da temperatura da solução. Para uma solução termodinamicamente ideal a pressão osmótica é dada de acordo com a equação 3.

$$\pi = CRT \quad (3)$$

Onde:

$C$  – Concentração de íons (unidades molar);

$R$  – Constante universal dos gases perfeitos;

$T$  – Temperatura de operação;

O coeficiente de permeabilidade  $L$  depende das características da membrana e é descrito segundo a equação 4 (WIJMANS; BAKER, 1995).

$$L = \frac{DSV}{RTl} \quad (4)$$

Onde:

$D$  – Difusividade da água;

$S$  – Solubilidade da água;

$V$  – Volume parcial molar da água;

$R$  – Constante universal dos gases perfeitos;

$T$  – Temperatura de operação;

$l$  – Espessura da membrana;

O desempenho de uma membrana de OI também pode ser avaliado pela passagem ou rejeição dos sais pela membrana. O fluxo de sais através da membrana ocorre em função da concentração de sais e do transporte de sais que ocorre de uma região com alta concentração de sais para uma região com baixa concentração de sais. O fluxo de sais pode ser descrito de acordo com a equação 5 (BAKER, 2004).

$$N_s = B(C_{alimentação} - C_{permeado}) \quad (5)$$

Onde:

$N_s$  – Fluxo de sal através da membrana;

$B$  – Constante que depende das características da membrana;

$C_{alimentação}$  – Concentração de íons na água de alimentação;

$C_{permeado}$  – Concentração de íons no permeado;

Como mencionado anteriormente, o desempenho das membranas também pode ser avaliado pela rejeição de sais. A rejeição de sais em membranas espirais que operam com fluxo perpendicular pode ser expressa por meio da equação 6:

$$R_s = \left(1 - \frac{C_{permeado}}{C_{alimentação}}\right) \times 100\% \quad (6)$$

Onde:

$R_S$  – Rejeição de sais no permeado;

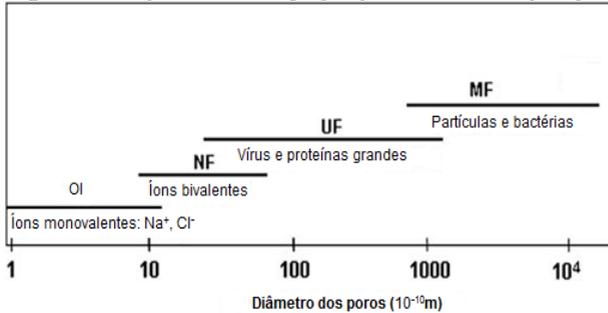
$C_{\text{alimentação}}$  – Concentração de íons na água de alimentação;

$C_{\text{permeado}}$  – Concentração de íons no permeado;

$C_{\text{concentrado}}$  – Concentração de íons no rejeito;

Comparada a outras técnicas de filtração a OI é caracterizada por rejeitar contaminantes muito pequenos, ao contrário das técnicas de microfiltração, de nanofiltração e de ultrafiltração, as quais são indicadas para contaminantes de maior tamanho (GREENLEE et al., 2009). A diferença entre estes processos não está apenas relacionada ao tamanho dos componentes rejeitados pela membrana, mas também com relação à pressão transmembranar requerida para os processos. Cabe ressaltar que essa pressão corresponde à diferença de pressão entre os dois lados de uma membrana, ou seja, a pressão necessária para fazer a água passar através da membrana. A progressão, nessa ordem, corresponde à diminuição do tamanho dos componentes rejeitados e também ao aumento da pressão requerida para o tratamento (DURANCEAU; TAYLOR; ALEXANDER, 2011; GREENLEE et al., 2009). A capacidade de rejeição de cada técnica pode ser observada na figura 4.

**Figura 4** - Capacidade de rejeição por técnica de separação por membrana

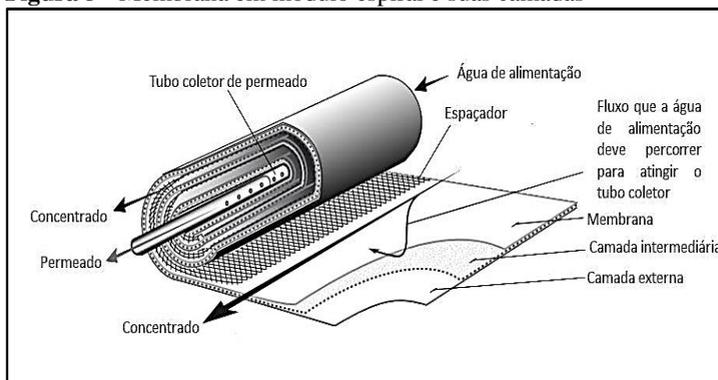


**Fonte:** Adaptado de PERRY et al., (1997).

Geralmente as membranas de OI são compostas de várias camadas em formato espiral. A composição das camadas consiste em: uma camada de polyester com espessura de 120-150  $\mu\text{m}$  que tem a função de sustentar e separar as demais camadas; uma camada intermediária microporosa com espessura de 40  $\mu\text{m}$  e uma camada ativa superficial com espessura de 0,2  $\mu\text{m}$ . Esta camada recebe a denominação de camada ativa, pois deve permitir a passagem da água e rejeitar íons que por ventura tenham

dimensões semelhantes às moléculas de água. A disposição das camadas e a estrutura de uma membrana de OI pode ser visualizada na figura 5 (LEE; ARNOT; MATTIA, 2011).

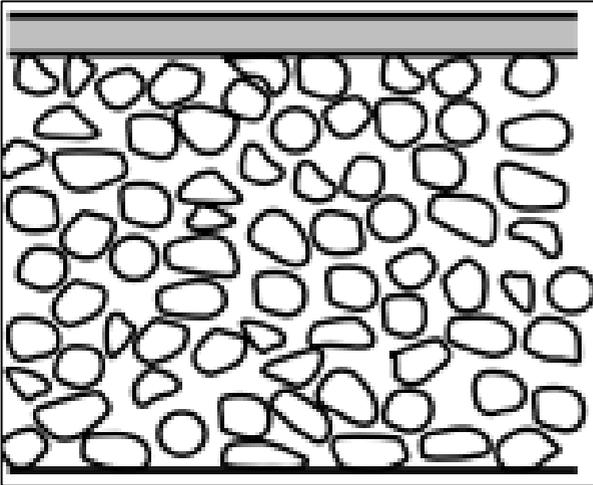
**Figura 5** - Membrana em módulo espiral e suas camadas



**Fonte:** Adaptado de CRITTENDEN et al., (2012).

Com relação ao material utilizado na confecção das membranas, este deve apresentar as seguintes características: boa capacidade de produção (alto fluxo de passagem), resistência física, estabilidade e resistência química, não biodegradável e apresentar custo acessível (CRITTENDEN et al., 2012). Dentro desse contexto, destacam-se as membranas de acetato de celulose e as membranas de poliamida. As primeiras membranas foram confeccionadas com acetato de celulose, entretanto devido às limitações técnicas apresentadas pelo material como, propriedades estruturais não adequadas, não tolerância a temperaturas acima de 30°C, tendência a sofrer hidrólise com pH acima de 8 ou abaixo de 3, as mesmas foram substituídas pelas membranas de poliamida, apesar de ainda serem encontradas comercialmente disponíveis no mercado. Por sua vez as membranas de poliamida apresentam maior estabilidade química e física quando comparadas às membranas de acetato de celulose, pois apresentam uma maior capacidade de rejeição de sais e não sofrem hidrólise quando submetidas a pH menores que 3 e maiores que 8. Entretanto, um das principais preocupações relativas a esse tipo de material se deve a sua vulnerabilidade para a formação de *fouling* (CRITTENDEN et al., 2012; LEE; ARNOT; MATTIA, 2011). Atualmente, as membranas de poliamida mais utilizadas recebem a denominação de *Thin-film* devido à estrutura e ao material utilizado em sua confecção, conforme pode ser visualizado na figura 6.

**Figura 6** - Membrana com composição Thin-film

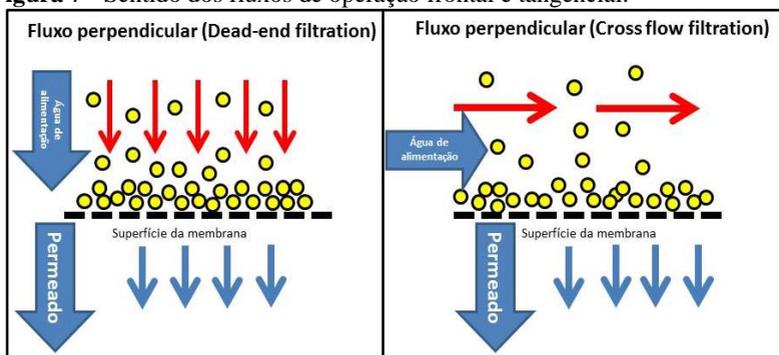


**Fonte:** Baker, (2004).

Em relação ao fluxo de operação, as membranas de OI podem operar de duas maneiras: com fluxo tangencial ou com fluxo frontal. No fluxo frontal, a água de alimentação passa através da membrana de maneira perpendicular. Nesse processo os solutos ficam retidos na superfície da membrana, proporcionando a formação de um depósito sobre a superfície do material. Essa resistência ocasionada pela obstrução dos poros aumenta a pressão transmembranar requerida para a passagem da água e conseqüentemente provoca um aumento de energia necessária à operação (BAKER, 2004).

Por sua vez, no processo que utiliza o fluxo tangencial a água de alimentação escoia paralelamente à superfície da membrana reduzindo a polarização por concentração e a formação de depósitos sobre a superfície da membrana, aumentando assim a efetividade do processo. Por essa razão, o fluxo tangencial é mais utilizado que o fluxo perpendicular em processos de OI (WINZELER; BELFORT, 1993). A diferença entre os dois tipos de processo pode ser observada na figura 7.

**Figura 7** - Sentido dos fluxos de operação frontal e tangencial.



**Fonte:** Do autor, (2016).

Nos últimos 30 anos, avanços foram realizados na área de dessalinização pela técnica de OI. Entre os progressos mais contundentes destacam-se o aumento da eficiência no desempenho das membranas e a redução do consumo de energia devido à utilização de sistemas de recuperação mais eficientes. A evolução dos materiais, módulos e vazos de pressões mais resistentes utilizados nas membranas possibilitaram: aumento na rejeição dos sais, aumento da área superficial por unidade de volume, aumento do fluxo de operação, maior capacidade de operar com pressões mais elevadas e redução do custo das membranas. Outros pontos significativos estão relacionados à redução da utilização de produtos químicos, da energia necessária ao bombeamento para as membranas e a utilização de pré-tratamentos mais adequados para o correto funcionamento das membranas, tópico que será discutido posteriormente (GHAFFOUR; MISSIMER; AMY, 2013; KHAWAJI; KUTUBKHANAH; WIE, 2008).

Entretanto, mesmo com o avanço alcançado nos sistemas de OI e redução dos custos referentes à dessalinização, um dos fatores que continuam a limitar a utilização da técnica de OI é o *fouling*. O *fouling* é um fenômeno que pode ser caracterizado como um processo no qual o soluto ou o particulado presente na água de alimentação fica encrustado na superfície da membrana causando diminuição do fluxo de passagem e comprometendo o bom funcionamento das membranas (CREBER et al., 2010).

### 2.3. FOULING

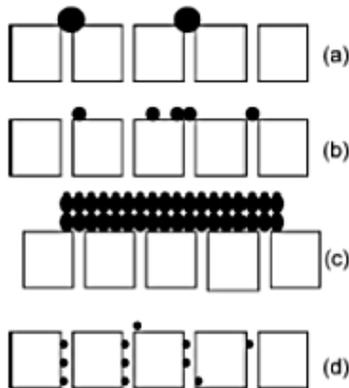
A formação de *fouling* na superfície das membranas é influenciada

pela qualidade da água de alimentação utilizada no processo de dessalinização. Além disso, a formação do *Fouling* é facilitada pela geometria dos elementos de membranas, onde a água de alimentação deve passar por estreitos canais formados pelos espaçadores de alimentação que agem como uma espécie de filtro (CREBER et al., 2010; VRIJENHOEK; HONG; ELIMELECH, 2001; VROUWENVELDER et al., 1998).

*Fouling* é o principal fator limitante ao uso da tecnologia de OI no tratamento de água, por isso faz-se necessário a utilização de um pré-tratamento antes do direcionamento da água bruta através das membranas de OI. Os principais agentes responsáveis pela formação de *fouling* na superfície das membranas de OI são materiais particulados, sais inorgânicos precipitados, metais oxidados, matéria orgânica e microrganismos. Esses agentes podem atuar individualmente ou simultaneamente sobre a membrana, dependendo das características físicas e químicas da água de alimentação (MATIN et al., 2011; VROUWENVELDER et al., 1998).

Os elementos causadores do *fouling* possuem a característica de causarem incrustações nos canais de passagem da membrana e dessa maneira reduzir a sua vida útil e, conseqüentemente aumentar o custo do processo de utilização da tecnologia (FLEMMING, 1997). Por meio da figura 8 pode-se observar as principais formas de bloqueio da superfície da membrana em decorrência do *fouling*.

**Figura 8** - Formas de bloqueio dos poros causados pelo fouling

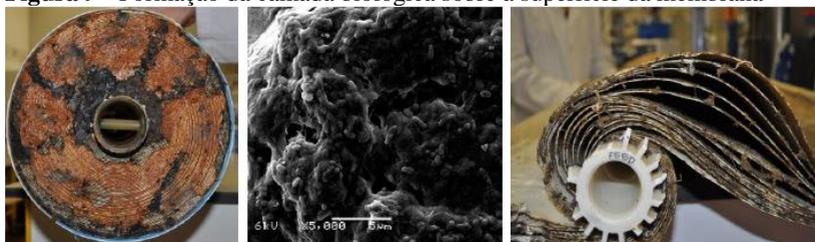


**Nota:** (a) bloqueio completo do poro; (b) bloqueio parcial do poro; (c) formação de torta; (d) bloqueio interno de poro.

**Fonte:** NISHI, (2011).

Dentre os materiais particulados atuantes nos depósitos sobre a superfície da membrana são encontrados principalmente coloides como sílica, sólidos suspensos e alguns hidróxidos de metal que podem se acumular na membrana cristalizando sua parte superficial ao longo do tempo. Por sua vez, os microrganismos como algas, fungos e bactérias podem produzir polímeros os quais ficam retidos na superfície da membrana, promovendo o crescimento da camada biológica conforme pode ser visualizado na figura 9. A formação do biofilme pode acelerar a decomposição química da membrana, sendo um dos principais problemas relacionado à técnica de OI (CHUA; HAWLADER; MALEK, 2003).

**Figura 9** - Formação da camada biológica sobre a superfície da membrana



Fonte: BEYER, (2015).

Os compostos orgânicos, grupo no qual estão contidos os compostos húmicos e fúlvicos, proteínas, polissacarídeos e compostos aromáticos podem causar a incrustação ao ficarem adsorvidos sobre a superfície do material da membrana. Além da adsorção, outro problema referente aos compostos orgânicos é que esses podem servir de fonte de energia aos microrganismos formadores da camada biológica (PONTIÉ et al., 2005).

Dessa forma, o tempo de vida útil de uma membrana é relacionado às características da água de alimentação, condições hidráulicas de operação, ciclo de limpeza das membranas e as incrustações na sua superfície. Assim, é necessário minimizar a formação de *fouling* uma vez que o declínio do fluxo é negativo tanto de forma econômica quanto de forma operacional (PONTIÉ et al., 2005).

Como forma de evitar a formação de *fouling* na parte superficial da membrana, é necessária a elaboração de estratégias. Um dos métodos utilizados é a inserção de um pré-tratamento na água de alimentação. Esta etapa é fundamental na utilização da OI, uma vez que o pré-tratamento tem a finalidade de adequar a água de alimentação à passagem nas membranas.

## 2.4. PRÉ-TRATAMENTO PARA MEMBRANAS DE OI

Para se escolher um pré-tratamento de maneira adequada deve-se avaliar a qualidade da água bruta e a qualidade necessária ao processo que se deseja utilizar. Sabe-se que qualidade da água dos oceanos encontra-se em constante mudança devido à ação dos ventos, marés, chuvas, dentre outros fatores climáticos. Assim, a escolha da tecnologia a se empregar deve ser feita cuidadosamente para que ela apresente resultados satisfatórios para a produção de água com qualidade, mesmo com a ação dos fatores externos que possam vir a ocorrer.

No contexto da dessalinização, o pré-tratamento da água do mar é uma componente chave no sucesso de operação nas plantas de OI. A principal função desta etapa é remover os particulados, coloides, componentes orgânicos, minerais e microbiológicos contidos na água do mar prevenindo a formação de *fouling* na parte superficial das membranas (VOUTCHKOV, 2010a).

Os pré-tratamentos existentes são divididos em convencionais e não convencionais. Entre os tratamentos convencionais podem ser citados as técnicas de filtração, coagulação/floculação, flotação entre outras. Por sua vez, entre os tratamentos não convencionais destacam-se as técnicas de microfiltração, ultrafiltração e filtração em sedimento de praia (BONNELYE et al., 2004; BREHANT; BONNELYE; PEREZ, 2002; DEHWAH et al., 2015a; PRIHASTO; LIU; KIM, 2009).

Pré-tratamentos convencionais já foram amplamente utilizados com o intuito de adequar a água de alimentação à passagem nas membranas de OI, entretanto, devido ao alto custo de manutenção, a grande demanda de área necessária para as instalações e a variação da qualidade da água tratada, os processos convencionais foram substituídos por processos não convencionais (ABDEL-JAWAD; EBRAHIM, 1994). Além dos fatores citados anteriormente, a deterioração da qualidade dos oceanos contribuiu para que os tratamentos convencionais perdessem espaço quando comparados aos tratamentos não convencionais, uma vez que o pré-tratamento deve ser adaptado às características da água bruta dos oceanos, além de ser capaz de suportar as oscilações da qualidade da água de entrada (BONNELYE et al., 2004). Dessa forma, por serem mais resistentes às oscilações externas os processos não convencionais cada vez mais vêm sendo empregados na obtenção de água condizente com os padrões exigidos para as membranas de OI (WOLF; SIVERNS; MONTI, 2005).

Os principais parâmetros a serem levados em conta na escolha de

um pré-tratamento adequado são identificados na tabela 1.

**Tabela 1** - Caracterização da qualidade da água bruta do mar para o pré-tratamento.

<b>Parâmetros</b>	<b>Considerações</b>
<b>Turbidez (uT)</b>	Turbidez aceitável para as membranas de OI deve estar abaixo de 1uT. Altos níveis de turbidez (50uT) necessitam de sedimentação ou outra técnica de tratamento.
<b>COT (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	Abaixo de 0,5mg.L <sup>-1</sup> a formação de <i>fouling</i> é improvável. Acima de 2mg.L <sup>-1</sup> a formação de <i>fouling</i> é provável.
<b>SDI</b>	Se o índice SDI<2 não há necessidade de pré-tratamento adicional. Se 2<SDI<4, talvez haja necessidade de pré-tratamento. Se SDI>4 deve ser necessário pré-tratamento. O monitoramento desse índice deve ser feito de forma anual compreendendo as variações ao longo do ano.
<b>Ferro (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	O ferro em sua forma reduzida pode ser tolerado pelas membranas na concentração de até 2mg.L <sup>-1</sup> . Por sua vez o ferro na forma oxidada com concentração maior que 0,05mg.L <sup>-1</sup> pode acelerar o <i>fouling</i> das membranas.
<b>Mangânes (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	O manganês pode ser tolerada pelas membranas na forma reduzida em até 0,1mg.L <sup>-1</sup> . Por sua vez o manganês na forma oxidada não deve ultrapassar valores acima de 0,02mg.L <sup>-1</sup> , caso isso ocorra, pode acelerar o <i>fouling</i> .
<b>Temperatura (°C)</b>	Temperaturas abaixo de 12°C podem causar aumento da demanda de energia. Temperaturas acima de 35°C aumentam os processos de <i>fouling</i> nas membranas. Temperaturas acima de 45°C causam danos irreversíveis a membrana.
<b>Óleos e graxas (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	Concentrações acima de 0,02 mg.L <sup>-1</sup> podem acelerar o processo de <i>fouling</i> .

Parâmetros	Considerações
pH	O pH deve estar entre 7,6 a 8,3. Longo tempo de exposição a pH abaixo de 4 e acima de 11 podem causar danos irreversíveis a membrana.

**Fonte:** Adaptado de Voutchkov, (2010).

Dentre as técnicas não convencionais de pré-tratamento, a filtração em areia de praia vem sendo utilizada e adaptada em função da estrutura geológica do local e da qualidade da água a ser filtrada. Geralmente, a água proveniente de captações subterrâneas (poços e galerias de infiltração) possui qualidade superior às captações de água em mar aberto. Isso ocorre, porque a água do mar encontrada é naturalmente filtrada pelos próprios sedimentos presentes no fundo do oceano, propiciando uma melhora na sua qualidade (GHAFFOUR; MISSIMER; AMY, 2013; MISSIMER et al., 2013).

A escolha do local para se realizar a captação deve ser feita criteriosamente. O potencial de *fouling* da água de alimentação coletada por captações de água em mar aberto dependem do local e da estrutura do sistema de captação. O local de instalação deve ser distante de zonas industriais, zonas de descarga de efluentes, portos e zonas de estuário (VOUTCHKOV, 2010a).

Assim, como forma de melhorar a qualidade da água de captação, pode-se realizar a passagem desta pelos sedimentos existentes no oceano, na grande maioria dos casos, a areia. Essa técnica recebe a denominação de filtração em areia do mar. Geralmente emprega-se essa tecnologia como pré-tratamento precedendo a OI e em alguns casos, quando a água produzida apresentar SDI menor que 2, pode ser a única etapa de tratamento na obtenção de água com qualidade condizente ao estabelecido para a passagem através das membranas. A água proveniente desse tipo de sistema geralmente é captada na cunha salina, zona que separa a água doce vinda do continente da água salina proveniente do mar.

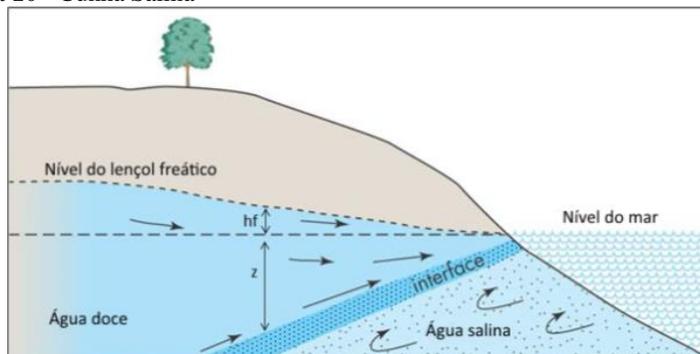
## 2.5. CUNHA SALINA

A cunha salina ou intrusão salina é um processo natural no qual a água salgada do mar se mistura ao aquífero de água doce. Essa mistura pode ocorrer devido a três fatores. O primeiro se deve ao fato da redução ou a reversão dos gradientes de água subterrânea, que permite que a água salina mais densa desloque a água doce. O segundo fator ocorre devido à

destruição de barreiras naturais que separam a água salina da água doce. Já o terceiro mecanismo ocorre onde há disposição de resíduos de água salina no subsolo (ALMEIDA; SILVA, 2007; TODD; MAYS, 2005)

Devido à diferença de densidades entre a água doce e a água salgada, ocorre uma estratificação entre elas, ficando a água doce por cima e a salgada por baixo. Essas águas se mantêm separadas, pois ambas se encontram em um meio poroso, onde a difusão dos solutos é muito lenta. Entretanto, existe uma zona de transição entre esses dois meios denominada zona de mescla ou interface entre a água doce e salgada. Por meio da figura 10 é possível observar o comportamento da cunha salina e a interface entre os meios (TODD; MAYS, 2005)

**Figura 10 - Cunha Salina**



**Fonte:** Adaptado de Pearson, (2005).

A interface água doce - salgada, apresentada na Figura 10 é, na verdade, uma zona com vários graus de mistura entre as duas águas. A coluna de água doce capaz de ser sustentada pela água salgada pode ser dada, em valores aproximados, pela equação 7.

$$z = \frac{hf}{(\rho_s - \rho_f)} \quad (7)$$

Em que:

$z$  – distância entre o nível do mar e a interface água doce-salgada;

$hf$  – distância entre o nível freático e o nível do mar;

$\rho_s$  – densidade da água salina;

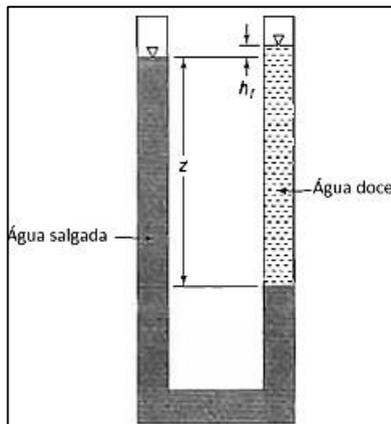
$\rho_f$  – densidade da água doce.

Admitindo-se que a densidade média da água dos mares para situações normais é de  $1,025 \text{ g.cm}^{-3}$  e a de água doce  $1,000 \text{ g.cm}^{-3}$  pode-se calcular a profundidade da coluna de água doce em função da elevação do nível freático acima do nível do mar. Em linhas gerais, pode-se dizer que para cada metro que o nível freático esteja acima do nível do mar temos 40 metros de coluna de água doce fluando sobre a água salgada. Em condições de campo, o limite entre as águas doce e salgada de forma bem definida, na verdade, não ocorre. Ao invés disto, uma zona de transição salobra de espessura finita separa os dois fluidos (TODD; MAYS, 2005).

## 2.6. EQUAÇÃO DE GHYBEN-HERZBERG

Segundo Todd e Mays (2005), a equação de Ghyben-Herzberg descreve o comportamento da cunha salina de maneira mais eficaz. A interface água doce-salgada é atribuída devido ao equilíbrio hidrostático existente entre esses dois fluidos com densidade diferentes. A equação utilizada para explicar este fenômeno é conhecida como relação de GHYBEN-HERZBERG. O equilíbrio hidrostático entre a água doce e a água salina está ilustrado por meio de um tubo em “U” na figura 11.

**Figura 11** - Equilíbrio hidrostático entre a água doce e salina demonstrado por um tubo em U



**Fonte:** Adaptado de TODD & MAYS, (2006).

Uma vez que as pressões em ambos os lados do tubo devem ser iguais, as equações 8 e 9 descrevem a relação matemática.

$$\rho_s g z = \rho_f g (z + h_f) \quad (8)$$

ou

$$z = \frac{\rho_f}{\rho_s - \rho_f} h_f \quad (9)$$

Em que:

$\rho_s$  - densidade da água salina;

$\rho_f$  - densidade da água doce;

$g$  - aceleração da gravidade

$z$  - distância entre o nível do mar e a interface água doce-salgada;

$h_f$  - distância entre o nível freático e o nível do mar;

Admitindo-se que a densidade média da água dos mares para situações normais é de  $1,025 \text{ g. cm}^{-3}$  e a de água doce  $1,000 \text{ g. cm}^{-3}$ , tem-se a equação 10.

$$z = 40h_f \quad (10)$$

Uma vez que essa situação ocorra em uma região costeira, admite-se  $h_f$  como a elevação do lençol freático acima do nível do mar e  $z$  como a profundidade até a interface de água salina-doce abaixo do nível do mar. Essa relação é um balanço hidrodinâmico, uma vez que a água doce está fluindo para o mar. Se apenas as densidades forem levadas em conta, sem o fluxo de água salgada, uma interface horizontal seria desenvolvida com água doce flutuando acima da água salina. Isto demonstra que quanto mais horizontal for a direção do fluxo mais satisfatórios serão os resultados proporcionados pela equação de Ghyben-Herzberg (TODD 2006). Após a análise sobre o comportamento hidrogeológico do local, a determinação da cunha salina e outros parâmetros físico-químicos já citados anteriormente no quadro 1, inicia-se a escolha da área para a implantação dos sistemas de captação.

## 2.7. ESCOLHA DO LOCAL DE IMPLANTAÇÃO DO SISTEMA DE PRÉ-TRATAMENTO

Para a construção de estações de captação de água salina, devem ser observadas as condições hidrogeológicas do local assim como a

capacidade de produção desejada para a planta de OI. Essas variáveis são necessárias para definição do sistema de pré-tratamento a se utilizar (MISSIMER, 2009).

Dessa forma, deve-se começar o estudo de implantação realizando um levantamento sobre as condições hidrogeológicas do local, estudo denominado de fase preliminar. Essa fase tem a finalidade de encontrar possíveis "falhas fatais" que comprometeriam a escolha do local de captação de água salina. Realizada a investigação preliminar, é necessária uma investigação primária que permita fornecer dados sobre o local, os quais serão utilizados para definir o sistema de captação adequado (MISSIMER et. al., 2013).

Geralmente, as regiões que se mostram mais favoráveis à implantação de sistema de captações de água salina são: regiões com ocorrência de rochas permeáveis ao lado da linha da costa; regiões costeiras com espessos depósitos de areia, cascalho, ou a combinação desses dois sedimentos; praias de areia que apresentem formação de áreas de fundo sem vegetação e com baixa percentagem de lama (MISSIMER, 2009).

Por sua vez, áreas com superfície rochosa impermeável e baías costeiras com grande quantidade de lama e sedimentos não são indicadas para sistemas de captação de água salina, uma vez que esse tipo de formação litológica deteriora a qualidade da água bruta durante a passagem pelo meio filtrante. Cabe ressaltar que o sistema de captação utilizado neste trabalho, corresponde às praias de areia com formação de ondas, formação típica do litoral brasileiro, conforme pode ser visualizado na figura 12 (MISSIMER et. al., 2013).

**Figura 12** - Praia de areia fina com formação de ondas, Barra da Lagoa Florianópolis, SC/Brasil.



**Fonte:** Do autor, (2016).

## 2.8. FILTRAÇÃO EM AREIA DE PRAIA

A filtração em areia de praia consiste na captação da água do mar por meio de poços ou galerias de infiltração, os quais são construídos juntos ou próximos à faixa de areia. O direcionamento da água do oceano para o ponto de captação é realizado com a criação de um bombeamento contínuo entre o oceano e o local de captação. A capacidade de filtração do poço ou da galeria depende das condições hidrogeológicas do local, tais como condutividade hidráulica, espessura do aquífero costeiro, direção e velocidade do fluxo de águas subterrâneas, bem como a possível interação com aquíferos de água doce presentes nas proximidades (BARTAK et al., 2012).

O movimento constante das ondas impede a colmatação do sedimento no qual é realizada a filtração, além de possibilitar a dissipação de colóides presentes na água do oceano (MISSIMER; JONES; MALIVA, 2015). No percurso em que a água é filtrada do oceano até o sistema de captação ocorrem processos de remoção de impurezas naturais, tais como: exclusão por tamanho, adsorção, degradação, precipitação química, inativação e diluição. Dessa forma, a filtração por areia de praia pode proporcionar uma melhora na qualidade da água de alimentação, em termos de turbidez, carbono orgânico total e remoção de microrganismos presentes na água do mar (VOUTCHKOV, 2005).

A captação de água por tomadas subterrâneas como poços ou galerias de infiltração proporciona uma melhora significativa na qualidade da água quando comparada a sistemas de captação em mar aberto. Estes sistemas de captação, em boa parte dos casos, possibilitam a remoção de praticamente toda a turbidez, materiais suspensos, algas e bactérias, permitindo assim, a utilização de um pré-tratamento mais simples e com menor custo, reduzindo os custos da dessalinização pela técnica de OI (DEHWAH et al., 2015a; MISSIMER et al., 2013; RACHMAN; LI; MISSIMER, 2014).

Para implantação de sistemas de captação subterrânea, a hidrogeologia do local deve proporcionar a vazão máxima possível para cada poço de captação, ou seja, possibilitar um maior rendimento de cada unidade. Dessa forma, o número de unidades de captação será menor e conseqüentemente o custo total de implantação do sistema será mais baixo. Os sistemas de captação também devem ser construídos com reservatórios de emergência devido a falhas que possam vir a ocorrer nas bombas ou em possíveis manutenções agendadas no sistema (MISSIMER et al., 2013).

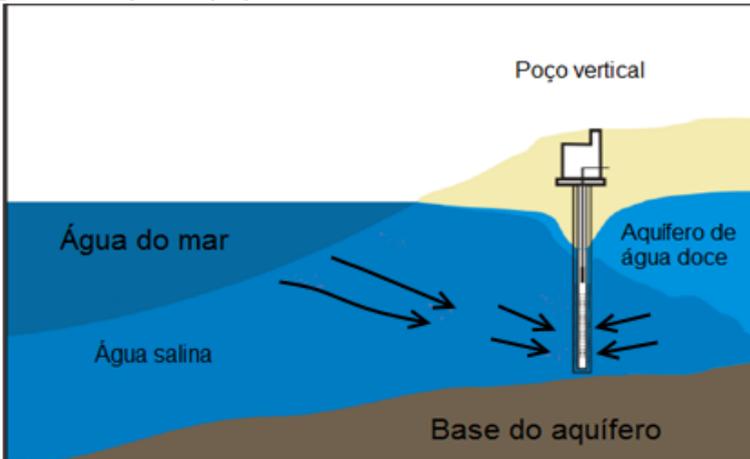
Assim, os sistemas de captação em sedimento de praia podem ter

diferentes concepções. O que determina a definição dos parâmetros construtivos é a quantidade de vazão requerida e as condições geológicas do local de implantação (BARTAK et al., 2012).

Entre os sistemas de filtração em areia de praia, as estruturas que utilizam poços na produção de água para as membranas consistem na forma mais empregada da tecnologia e podem ser construídos de maneiras distintas dependendo das características do local (MISSIMER; JONES; MALIVA, 2015). Os principais sistemas de filtração que utilizam poços em areia de praia podem ser visualizados nas Figuras 13, 14, 15 e 16 os quais serão discutidos a seguir.

O termo "poço de praia" é comumente usado para descrever o tipo mais comum de captação de água subterrânea, entretanto este termo não se aplica a todos os métodos que utilizam poços na captação de água subterrânea, mas apenas àqueles que são recarregados diretamente pela água do mar perto da área da praia, conforme pode ser visualizado na Figura 13. A localização dos poços de praia é importante porque eles devem ser carregados diretamente pela água do mar, caso contrário a mistura com o lençol de água doce pode ocorrer, ocasionando assim, a deterioração da qualidade da água produzida (MISSIMER, 2009).

**Figura 13** - Poço de captação vertical.



**Fonte:** Adaptado de Bartak et al., (2012).

Muitas instalações de pré-tratamento que utilizam poços para produzir água para as estações de dessalinização por membranas de OI localizam-se no interior das praias ou mesmo em áreas dentro de cidades.

Estas são erroneamente denominadas de “poços de praia” (MISSIMER et al., 2013).

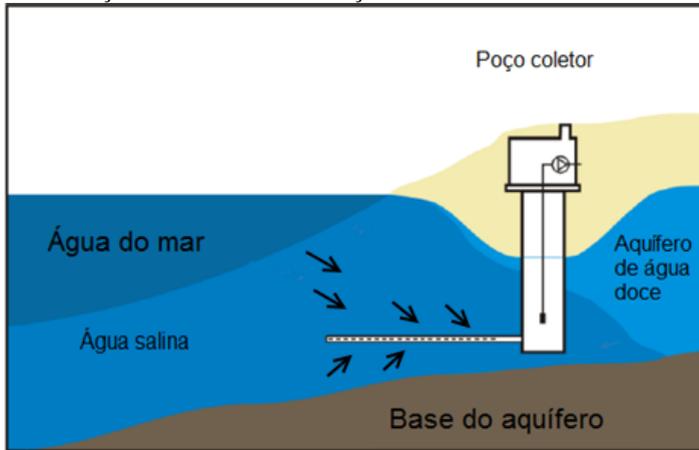
Geralmente, a captação da água salina em locais afastados da área de praia, ocorre em locais cuja cunha salina avançou até a área continental, fenômeno que recebe a denominação de intrusão salina. A intrusão salina pode ocorrer devido ao bombeamento excessivo perto de regiões costeiras ou devido ao comportamento hidrogeológico que permita o avanço da cunha salina em áreas continentais ou a formação de aquíferos salinos (TODD; MAYS, 2005).

Os poços de captação vertical são geralmente utilizados quando as condições hidrogeológicas são favoráveis à sua construção, ou seja, quando a geologia do local não é um empecilho para a construção do poço. Essa técnica é utilizada na exploração de aquíferos com grandes profundidades (VOUTCHKOV; SEMIAT, 2008). Quando comparado a outros sistemas de captação de água do mar, os poços verticais são mais baratos e utilizados em plantas de OI que necessitem de vazões pequenas. Os poços de captação são amplamente utilizados em plantas de dessalinização por OI com capacidade de produção em até 160.000 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup> (MISSIMER et al., 2013).

Um dos aspectos construtivos a ser levado em conta quanto à utilização da técnica, diz respeito à utilização do material de escolha na confecção dos poços e tubulações. Uma vez que a água do mar possui características altamente corrosivas, deve-se evitar o emprego de materiais metálicos ou outros materiais susceptíveis a corrosão (DRISCOLL, 1986).

Com relação aos poços verticais, estes são utilizados em plantas de OI que operem com pequenas vazões. Entretanto, existe uma limitação quanto ao uso desta técnica em plantas que demandem grandes vazões. Outro fator relevante ao seu utilizar a técnica de extração por meio de poços é em relação à sua manutenção. Desinfecções periódicas devem ser realizadas dentro do poço para evitar o crescimento bacteriano e conseqüentemente a deterioração da qualidade da água produzida. A construção dos poços também é inviável quando o número de unidades de operação é muito grande ou quando a infraestrutura associada à construção destes é economicamente inviável. Dessa forma, caso os poços verticais não satisfaçam as necessidades das plantas de dessalinização, se faz necessária a escolha de outro sistema de admissão como os poços coletores de tubulação horizontal, conforme pode ser visualizado na Figura 14 (MISSIMER et al., 2013; MISSIMER et al, 2009).

**Figura 14** - Poços coletores com tubulação horizontal

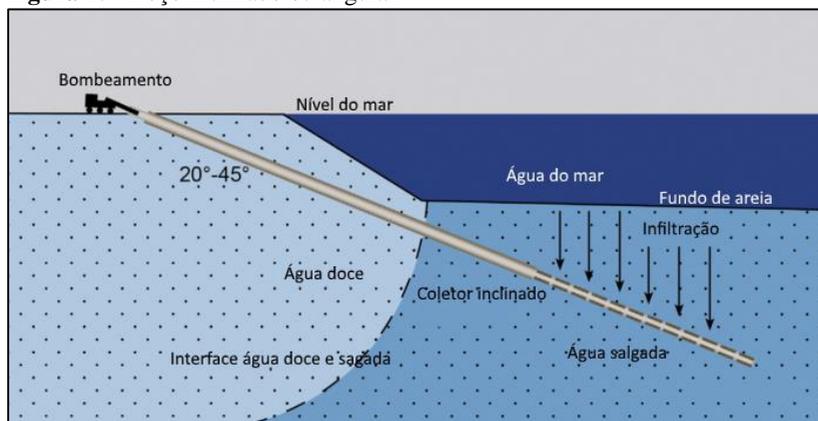


**Fonte:** Adaptado de Bartak et al., (2012).

Assim como os poços verticais, os poços coletores com tubulação horizontal também são construídos no sentido vertical. Entretanto, a captação da água acontece por meio de um tubo localizado no final do poço e inserido horizontalmente como pode ser visualizado na figura 14. A construção do poço é feita com tubos de concreto que ficam inseridos no sistema de sucção. O tubo localizado horizontalmente é o responsável pela coleta de água por meio de orifícios feitos ao longo da tubulação e o revestimento é feito com telas para impedir a colmatação do sistema. Os poços coletores são capazes de captar maiores vazões que os poços verticais, entretanto a quantidade de água que o sistema produz depende do comprimento e do revestimento da tubulação horizontal. As tubulações horizontais podem ter comprimento entre 40 a 110 metros, dependendo do método construtivo utilizado (FARIÑAS; LÓPEZ, 2007).

Segundo Missimer et al., (2013), outra concepção de “poço de praia” que utiliza o fundo do mar como meio filtrante, são os poços inclinados ou angulares. Esse método construtivo permite que uma tubulação inclinada ( $20^\circ$  a  $45^\circ$ ) seja inserida próxima ao leito do fundo do mar, conforme pode ser visualizado na Figura 15. Os poços angulares também são utilizados para estações de dessalinização que operem com demandas de pequenas a médias vazões.

**Figura 15** - Poço inclinado ou angular

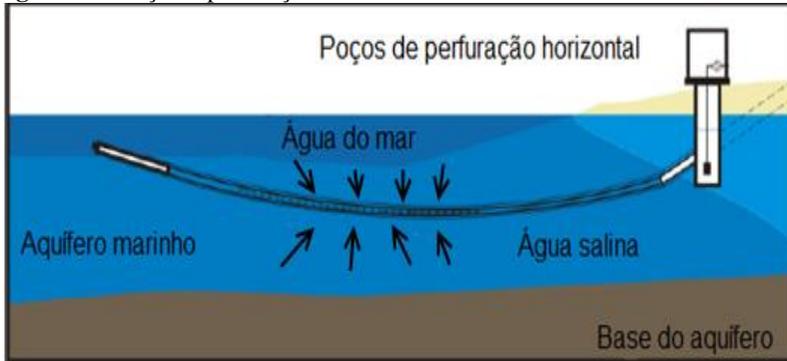


**Fonte:** Adaptado de Missimer et al., (2013).

Uma das vantagens de se utilizar o método construtivo de poços inclinados, se deve ao fato de que os poços podem estar mais afastados da costa quando comparados aos poços verticais. Dessa forma, a recarga ocorre verticalmente através do leito do mar, produzindo água com qualidade mais estável e diminuindo as chances de sofrer interferências do lençol de água doce. Além disso, uma das vantagens construtivas se deve ao fato de que vários poços podem ser perfurados em um único local, reduzindo assim a área necessária para a construção e desenvolvimento da infraestrutura (WILLIAMS, 2008). Uma das limitações referente à utilização da técnica de poços inclinados é que dependendo da litologia do local, a perfuração do poço de maneira inclinada nem sempre é possível ou economicamente viável, tornando por vezes a técnica não indicada (RACHMAN; LI; MISSIMER, 2014; VOUTCHKOV, 2005).

Dentre as técnicas apresentadas, quase todas são utilizadas em estações de dessalinização que necessitem de vazões médias e que operam com até  $200.000 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ . Por sua vez, a técnica que possui a característica de produzir água em grande demanda é denominada de poços com drenos de perfuração horizontal, conforme pode ser visualizado na Figura 16.

**Figura 16** - Poço de perfuração horizontal



**Fonte:** Adaptado de Bartak et al., (2012).

Os poços com drenos de perfuração horizontal foram criados com a finalidade de aumentar a quantidade de água produzida pelos poços coletores. Esse tipo de sistema corresponde à técnica com a maior capacidade de produção de água. Geralmente, os drenos horizontais são utilizados em locais em que o aquífero costeiro está hidraulicamente desconectado do mar devido a falhas geológicas. Esse sistema apresenta como vantagem a adaptação a maiores vazões caso haja a necessidade de maiores demandas. Esse procedimento pode ser realizado ao remover o *cap* encontrado no final da tubulação e coletar a água salgada diretamente do mar. Outra vantagem na utilização desse sistema é que ao contrário dos outros poços, os drenos verticais possibilitam explorar o aquífero marinho quando a fonte de água utilizada se encontrar com a qualidade comprometida (BARTAK et al., 2012; FARINAS; LOPEZ, 2007).

Diversos autores citam que a captação de água por meio de tomada de água subterrânea como os poços de praia, produz água com concentrações significativamente menores de partículas suspensas, algas, bactérias e compostos orgânicos que promovem a bioincrustação das membranas de OI, tornando esta técnica mais atrativa e viável economicamente (BARTAK et al., 2012a; DEHWAH et al., 2015b; MISSIMER; JONES; MALIVA, 2015; VOUTCHKOV, 2010b).

Cabe ressaltar que durante esta revisão bibliográfica, foram encontradas diversas pesquisas realizadas por pesquisadores nacionais sobre filtração em margem (SENS et al., 2006; PAIVA et al., 2010). Entretanto, não foi encontrada nenhuma pesquisa sobre a técnica de filtração em poços de praia como o pré-tratamento à OI em território brasileiro.

Apesar da dessalinização ser uma técnica de obtenção de água potável pouco utilizada dentro do Brasil, diversas localidades, inclusive Florianópolis, local onde foi realizada esta pesquisa, sofrem com a falta de água em alguns períodos do ano, tornando a dessalinização por membranas de OI uma das opções de resolução do problema de escassez de água potável.



### 3. MATERIAIS E MÉTODOS

#### 3.1 CARACTERIZAÇÕES DA ÁREA DE ESTUDO

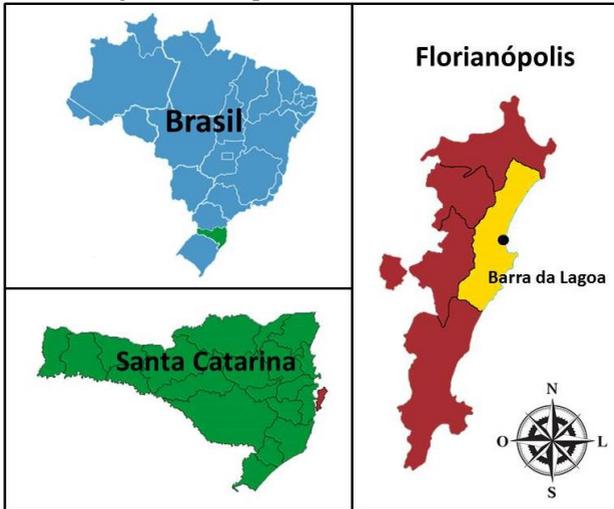
O estudo foi realizado no município de Florianópolis, o qual ocupa uma área de 438,5 km<sup>2</sup>, entre as coordenadas geográficas 27°10' e 27°50' latitude sul, e entre 48°25' e 48°35' de longitude oeste. Florianópolis possui limites geográficos configurados na parte insular e continental (FLORIANÓPOLIS, 2008).

Florianópolis, que é classificado como ilha, possui uma forma alongada no sentido norte/sul com 54 km; e com largura máxima de 18 km no sentido leste/oeste. A ilha é separada do continente pela Baía de Florianópolis, denominadas baías Sul e Norte, sendo que ocorre um estreitamento de canal com largura aproximada de 500 m de largura e uma profundidade máxima de 28 m, sobre o qual foram construídas três pontes que ligam a ilha ao continente (FLORIANÓPOLIS, 2008).

Florianópolis localiza-se ao Sul do território brasileiro. O clima do município é condicionado pelo domínio da massa de ar quente e úmida, a Massa Tropical Atlântica (MTA) e pela influência das Massas de Ar Intertropical (quente) e da Massa Polar Atlântica (MPA), que dão caráter mesotérmico à região. Destaca-se a Frente Polar Atlântica, responsável pelo ritmo de chuvas da Ilha (em geral frontais, pré-frontais e pós-frontais), e que resulta do encontro das massas MPA, responsável pelos ventos Sul e Sudeste, e MTA, responsável pelos ventos Norte e Nordeste (FREYESLEBEN, 1979).

Os ventos predominantes sopram do quadrante norte, com velocidade média de 3,5 m.s<sup>-1</sup>. No entanto os mais velozes e sopram do quadrante sul, com velocidade média de 10 m.s<sup>-1</sup>, associados à Tropical Marítima e à Polar Marítima do Atlântico. Os ventos sul antecedem a entrada de frentes frias e da Polar Marítima do Atlântico com rajadas chegando até 80 km.h<sup>-1</sup> (MENDONÇA, 2002). Esses dados são de extrema importância, uma vez que a direção do vento em conjunto com a intensidade das ondulações às quais a localidade está vulnerável, influencia na qualidade da água bruta de toda região costeira do município. A localização do município de Florianópolis e da Barra da Lagoa, local onde foram implantados os sistemas de filtração, podem ser visualizados na figura 17.

**Figura 17** – Barra da Lagoa, Florianópolis, SC.



**Fonte:** Do autor, (2017).

A localidade da Barra da Lagoa foi escolhida para instalação dos pilotos, pois além de apresentar requisitos básicos como segurança e facilidade na obtenção de energia elétrica, apresenta um relevo que tende a possuir um lençol de água salina a uma menor profundidade, de acordo com a equação de Ghyben-Herzberg. Isso se deve ao fato do local possuir um relevo plano e encontrar-se ao nível do mar, além de encontrar-se dentro da própria praia a aproximadamente 40 metros do mar, requisitos necessários para a construção de unidades de filtração em poços de praia.

A dinâmica dos ecossistemas hídricos da região é influenciada pelo Canal da Barra da Lagoa, o qual possui a função de conectar o oceano à Lagoa da Conceição. Dependendo das condições da maré a água pode fluir do mar em direção à Lagoa da Conceição ou da Lagoa da Conceição em direção ao mar, conforme pode ser visualizado na figura 18.

**Figura 18** - Canal da Barra da Lagoa que conecta a Lagoa do Conceição ao Oceano Atlântico



**Fonte:** Adaptado de Google Earth, (2016).

Outra característica marcante da região da Barra da Lagoa é que ela se encontra dentro do território do Parque Estadual do Rio Vermelho. O Parque visa conservar amostras de floresta ombrófila densa (Floresta atlântica), das formações pioneiras (vegetação de restinga) e da fauna associada ao domínio do Bioma Mata Atlântica, além de preservar o equilíbrio do complexo hídrico da região. A história da criação do Parque se inicia em 1962, quando a área foi utilizada como estação florestal para experimentar a aclimação de diversas espécies de *Pinus* e identificar quais espécies obtinha um melhor desenvolvimento (FERREIRA, 2010). Para que isso fosse realizado, parte da vegetação nativa, composta por vegetação de restinga foi suprimida intencionalmente, dando lugar ao cultivo dessas espécies. Atualmente, a vegetação de *Pinus* dentro da área do parque, ocupa 35% da composição florística do local. Fora o avanço das espécies de *Pinus* sobre a vegetação nativa, uma enorme quantidade de biomassa foi gerada ao longo dos 54 anos de existência das espécies dentro da área delimitada pelo parque (FERREIRA, 2010).

Sobre a geologia do local, no Município de Florianópolis há basicamente dois tipos de aquíferos, o Sistema Aquífero Cristalino Fraturado e o Sistema Aquífero Sedimentos Inconsolidados. O solo da

região da Barra da Lagoa corresponde a um aquífero sedimentar, esse é composto por elementos que variam de areia grossa à fina, podendo apresentar quantidades pequenas de silte e argila (GUEDES JR, 2005).

O local possui as coordenadas  $27^{\circ}34'01,75''\text{S}$  e  $48^{\circ}25'44,54''\text{O}$ . A estação de captação de água salina encontra-se a aproximadamente 50m de distância do mar e 550m de distância da SC-406, principal via de acesso à localidade, conforme pode ser visualizado na figura 19.

**Figura 19** - Estação de captação de água salina



**Fonte:** Adaptado de Google Earth, (2016).

Cabe ressaltar que nesta dissertação foram avaliados dois sistemas de captação de água salina distintos, um sistema de captação vertical, construído exclusivamente para esta pesquisa e outro sistema de captação angular. O sistema de captação angular é utilizado pelo Departamento de Aquicultura – AQI que pertence a Universidade Federal de Santa Catarina. Essa estação de captação tem por finalidade a captação de água salina para abastecer o Laboratório de Camarões Marinhos (LCM/UFSC), Estação de Maricultura da Barra da Lagoa (UFSC) e o Projeto TAMAR, este reconhecido internacionalmente como uma das mais bem sucedidas experiências de conservação marinha e serve de modelo para outros países, sobretudo porque envolve as comunidades costeiras diretamente no seu trabalho socioambiental. A estação de captação existe desde 1985, e a sua forma de operação e características principais serão apresentadas a seguir. Uma imagem da Estação de captação de água pode ser visualizada na figura 20.

**Figura 20** - Estação de captação de água marinha (sistema de captação angular).

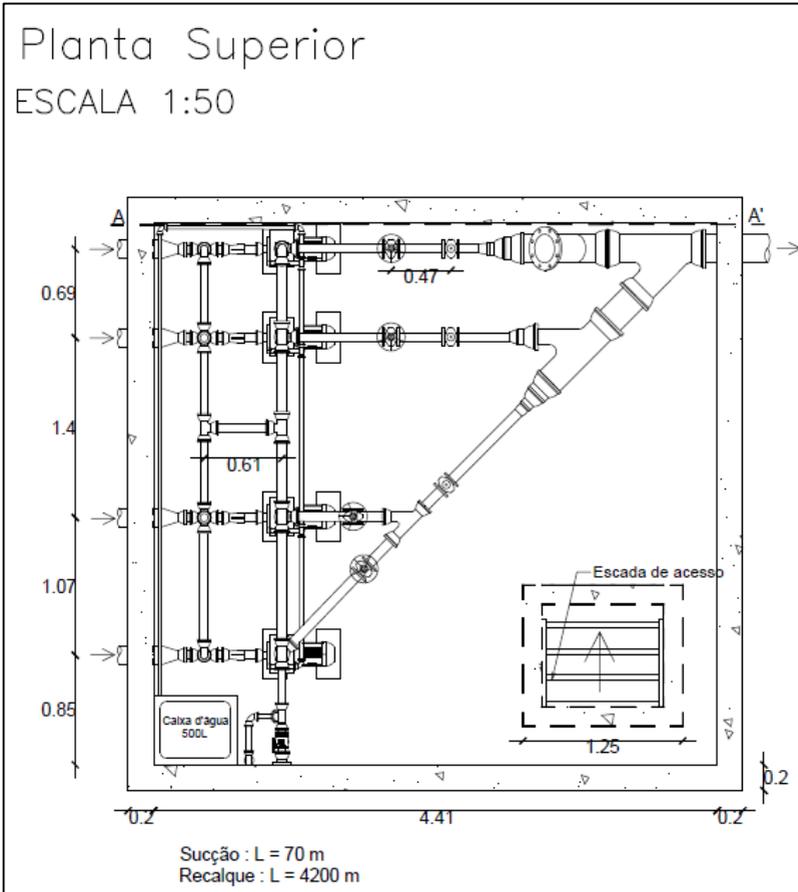


**Fonte:** Do autor, (2016).

### 3.2 ESTAÇÃO DE CAPTAÇÃO DE ÁGUA MARINHA – SISTEMA ANGULAR

Como já mencionado anteriormente, a estação de captação de água marinha existente no local é utilizada desde 1985 com a finalidade de recalcar água para as estações de Maricultura da Barra da Lagoa e para o Projeto TAMAR. O sistema de captação funciona com quatro ponteiras de captação enterradas a 4m de profundidade dentro do mar. Entretanto, a altura de areia acima das ponteiras pode sofrer modificações, uma vez que os bancos de areia estão em constante movimentação. Dessa forma, como constatado pelo operador responsável pela manutenção, a altura de areia acima das ponteiras de captação pode variar entre 0,5 e 1,0 m ao longo do ano, deixando as ponteiras de captação com profundidades entre 3 e 5 m. Uma vista superficial e uma vista de perfil do sistema de captação de água salina podem ser observadas nas figuras 21 e 22.

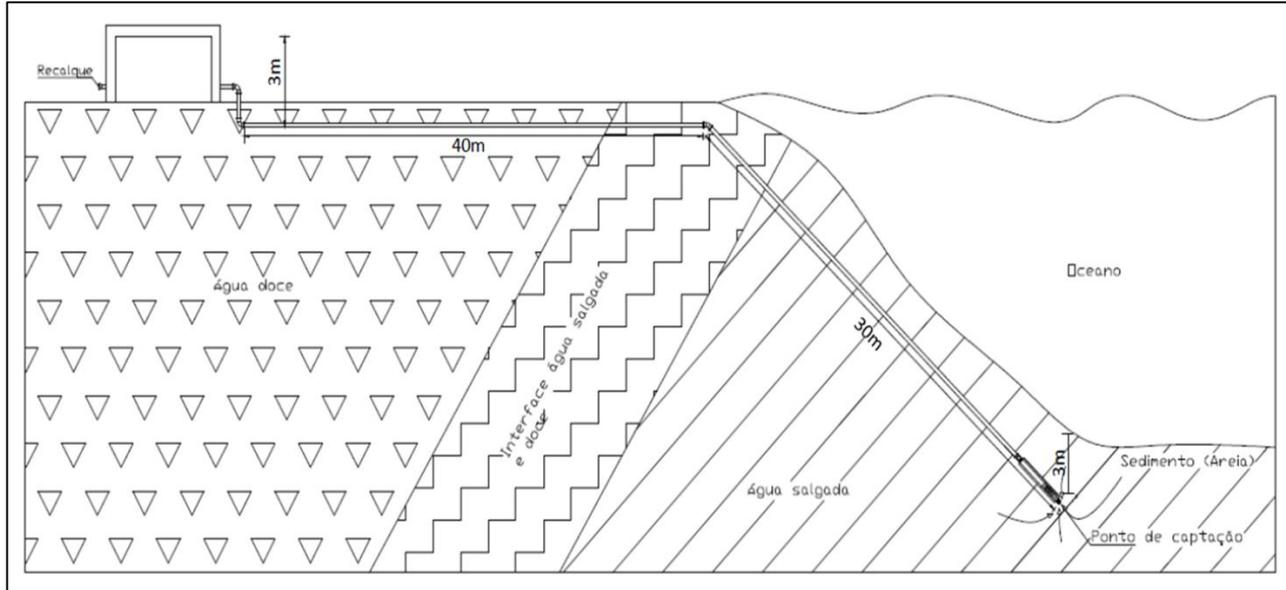
**Figura 21** - Vista superficial da estação de captação de água salina e suas conexões.



**Fonte:** Do autor, (2016).

O sistema de captação angular conta com uma tubulação de sucção com 70 m de comprimento, sendo que 30 m desta tubulação encontra-se dentro do mar. Possui uma casa de bombas e uma tubulação de recalque com 4.200m de extensão. O sistema foi construído com tubulação de Policloreto de vinil (PVC) com diâmetro nominal (DN) de 160mm para sucção e DN 200mm para recalque. A sucção da água através das ponteiros é feita com auxílio de 4 bombas da marca Schneider com 4 cavalos (CV) de potência cada e revestimento em bronze, que operam recalcando em média 1000 m<sup>3</sup>/d.

**Figura 22 - Vista perfil da estação de captação de água salina e o oceano**

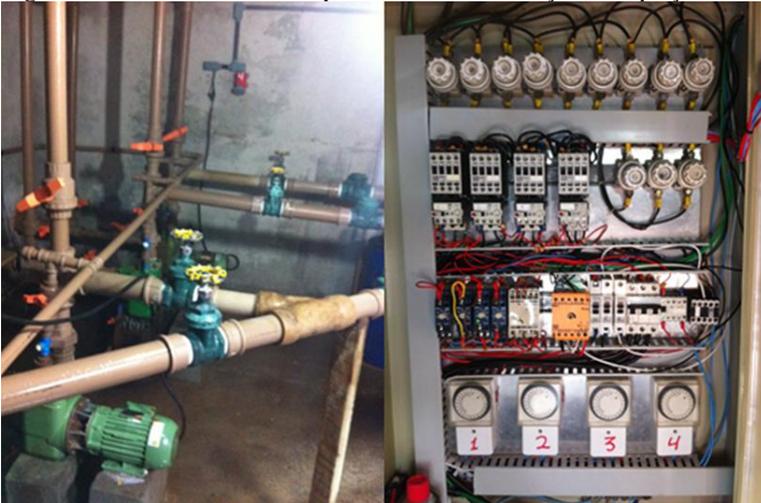


**Fonte:** Do autor, (2016).

O sistema de filtração angular opera de maneira contínua e a quantidade de água a ser enviada para os laboratórios é definida conforme a necessidade de uso. O horário de acionamento das bombas foi definido por meio de temporizadores localizados no quadro central de energia (figura 23). No quadro central de energia também foram utilizados disjuntores com a finalidade de desligar a energia caso a corrente do sistema ultrapasse o seu valor nominal e venha a comprometer o motor das bombas.

Para impedir a passagem de areia ou sólidos de espessura pequena pelo sistema, as ponteiras foram revestidas com uma tela de nylon com 20 micras a abertura da malha. Além da proteção contra a obstrução das ponteiras, caso exista a necessidade também pode ser realizado o procedimento de retrolavagem, realizado na ocorrência de diminuição do fluxo ou da qualidade da água filtrada.

**Figura 23** - Casa de bombas e quadro elétrico da estação de captação.



Fonte: Do autor, (2016).

### 3.3 ESTACÃO DE CAPTAÇÃO DE ÁGUA SALINA – SISTEMA VERTICAL

O piloto de captação vertical foi construído em conjunto com a infraestrutura da estação de filtração angular de água salina já existente. Para a concepção deste piloto, foi avaliado o comportamento da cunha

salina, do relevo e da hidrogeologia da região. Dentre as alternativas levantadas, a Barra da Lagoa, foi a que melhor atendeu aos requisitos de segurança, proximidade com o mar e facilidade na obtenção de energia, além de contar com um sistema de captação já em operação.

O sistema de captação vertical foi construído com a técnica de hidro jateamento, a qual consiste na aplicação de um jato de água no local onde se deseja perfurar o poço com auxílio de uma tubulação guia. Assim, a tubulação é enterrada no sedimento na medida em que o jato de água incide sobre a superfície. Essa técnica é largamente utilizada no município de Florianópolis para a construção de poços verticais de água doce que demandam pequenas vazões, conforme pode ser visualizada na figura 24.

**Figura 24** - Construção do poço vertical utilizando a técnica de hidro jateamento



**Fonte:** Do autor, (2016).

O sistema de captação vertical foi construído com uma tubulação de sucção com 6 metros de profundidade, uma bomba, uma ponteira revestida com tela de 20 micras de abertura de malha, conforme pode ser

observado na figura 25.

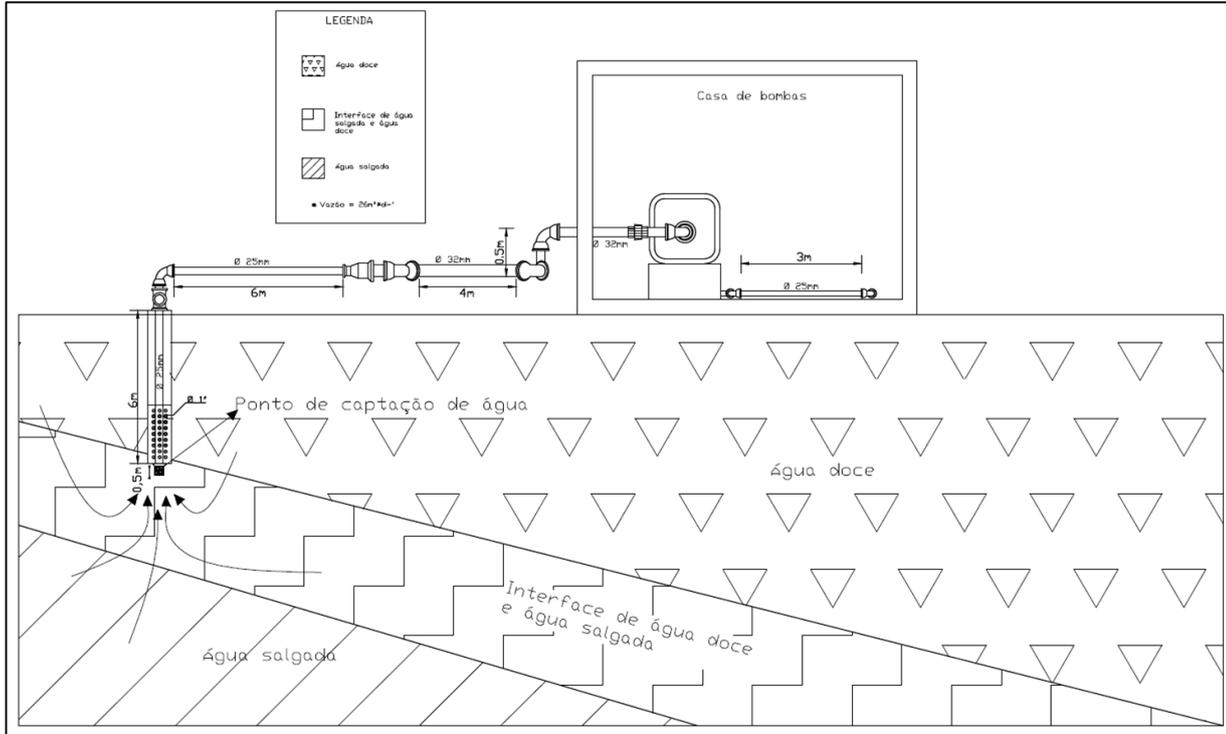
**Figura 25** - Bomba Schneider auto escorvante e ponteira revestida com tela nylon com 20 micras de abertura de malha.



**Fonte:** Do autor, (2016).

A sucção da água através da ponteira foi feita com auxílio de 1 uma bomba 0,5 CV de potência autoescorvante, própria para o bombeamento em poços, revestida em bronze, da marca Schneider, que foi operada com uma vazão média  $25\text{m}^3/\text{d}$ , valor obtido com auxílio de um hidrômetro na saída do recalque. O material das tubulações é de Policloreto de Vinila - PVC, sendo que a tubulação de sucção possui um DN 32mm enquanto a de recalque tem DN 25mm. O sistema foi operado de maneira contínua. Um esquema ilustrativo do sistema piloto e suas conexões podem ser observados na figura 26.

**Figura 26 -** Esquema do Piloto de captação de água salina – sistema vertical.



Fonte: Do autor, (2016).

### 3.4. ENSAIOS PRELIMINARES

Após a construção do poço vertical de captação de água salina, foram realizados alguns ensaios preliminares. Esta etapa teve por finalidade obter resultados preliminares de qualidade da água produzida pelo poço de captação vertical e também da água bruta do mar. Dessa forma, foi realizado o monitoramento físico-químico do sistema durante 30 dias com frequência de coleta diária. Os detalhes sobre os parâmetros avaliados nesse período são apresentados na Tabela 2. Cabe ressaltar que apenas o poço de captação vertical foi submetido a este processo, uma vez que o sistema de captação horizontal já se encontra em funcionamento desde 1985 e possui estabilidade de operação e qualidade.

**Tabela 2** - Parâmetros, frequência de análise e equipamentos utilizados durante o período de aclimação.

<b>Parâmetro</b>	<b>Método analítico</b>	<b>Equipamento</b>
Absorbância UV	5910 (APHA, 1999)	$\lambda = 254 \text{ nm}$ / Espectrofotômetro UV-VIS Modelo SPECTRO 3000 W
Carbono orgânico dissolvido - COD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	5310b (APHA, 1999)	Combustão a alta temperatura/ analisador Shimadzu Toc 5000 A
Condutividade ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )	2510 (APHA, 1999)	Condutímetro HACH
Cor Aparente (uH)	2120c (APHA, 1999)	$\lambda = 455 \text{ nm}$ / Espectrofotômetro DR 2800 HACH
Cor verdadeira (uH)	2120c (APHA, 1999)	$\lambda = 455 \text{ nm}$ / Espectrofotômetro DR 2800 HACH
Oxigênio dissolvido ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	4500-O (APHA, 1999)	Oxímetro HACH
pH	4500-H + (APHA, 1999)	pHmetro HACH
Salinidade ( $\text{g.Kg}^{-1}$ )	2520b (APHA, 1999)	Condutímetro HACH

<b>Parâmetro</b>	<b>Método analítico</b>	<b>Equipamento</b>
Sólidos Totais Dissolvidos (mg.L <sup>-1</sup> )	2540c (APHA, 1999)	Método gravimétrico
Temperatura (°C)	2550b (APHA, 1999)	Condutivímetro HACH
Turbidez (uT)	2130b (APHA, 1999)	Turbidímetro portátil HACH 2100P

### **3.4.1. Análises Granulométricas**

Para avaliar as características do meio filtrante, foi avaliado o diâmetro efetivo e o coeficiente de uniformidade. Os ensaios granulométricos foram efetuados por meio do roteiro estipulado pela norma NBR 7181 (ABNT, 1984), a qual tem por objetivo o método para análise granulométrica do solo.

As amostras de solo foram coletadas ao longo das profundidades de 1m, 3m, 4m e 6m. Além destas profundidades, também foi coletada a areia contida na superfície com a finalidade de comparar a parte superficial, exposta aos fatores climáticos, com as outras amostras provenientes do subsolo. Após a coleta foi realizada a lavagem da areia com a finalidade de remover impurezas que por ventura possam estar presentes na amostra. Após a lavagem, a amostra foi encaminhada para estufa onde foi seca à temperatura de 105°C–110°C até constância de massa. Após as etapas preliminares a amostra passou por um sistema de peneiras, anotando-se as massas retidas acumuladas em cada peneira com diâmetro de passagem distinto. Com os dados obtidos foi possível realizar os cálculos e obter os resultados referentes ao diâmetro efetivo e o coeficiente de uniformidade que serão apresentados posteriormente.

### **3.4.2. Análise da salinidade em função da distância da água do mar**

Para este fim, foram realizadas 4 sondagens de monitoramento com auxílio de tubos de PVC com DN de 50mm distantes 10 metros entre si a partir do mar. Os tubos de PVC foram inseridos até atingirem o lençol de água e a profundidade foi mensurada com auxílio de uma régua de nível. O monitoramento foi realizado em um único dia durante o período de 6 horas, devido ao intenso tráfego de pessoas e por se tratar de uma

área pública. Após esse período as perfurações foram fechadas e os tubos retirados do local. Essa sondagem teve como intuito verificar a altura do lençol freático em relação ao nível do mar, a salinidade e a condutividade da água encontrada nos pontos de monitoramento.

### 3.5. PARÂMETROS GERAIS DE MONITORAMENTO DO SISTEMA DE FILTRAÇÃO

Para verificar a eficiência do sistema, foram verificados os parâmetros gerais descritos na tabela 3, assim como sua frequência de análise e equipamentos. Esses parâmetros foram avaliados ao longo de todo o trabalho, ao contrário dos parâmetros específicos, os quais foram analisados em determinadas etapas do experimento, conforme será explicado no item 3.6. Assim, o sistema foi monitorado com análises semanais por meio de parâmetros físicos e químicos, definidos a partir da revisão bibliográfica realizada sobre o tema, conforme pode ser observado na tabela 3.

**Tabela 3** - Parâmetros, frequência de monitoramento e aparelhos.

Parâmetro	Método analítico	Equipamento
Absorbância UV	5910 (APHA, 1999)	$\lambda = 254 \text{ nm}$ / Espectrofotômetro UV-VIS Modelo SPECTRO 3000 W
Carbono orgânico dissolvido - COD (mg.L <sup>-1</sup> )	5310b (APHA, 1999)	Combustão a alta temperatura/ analisador <i>Shimadzu</i> Toc 5000 A
Condutividade (μS.cm <sup>-1</sup> )	2510 (APHA, 1999)	Condutímetro HACH
Cor Aparente (uH)	2120c (APHA, 1999)	$\lambda = 455 \text{ nm}$ / Espectrofotômetro DR 2800 HACH
Cor Verdadeira (uH)	2120c (APHA, 1999)	$\lambda = 455 \text{ nm}$ / Espectrofotômetro DR 2800 HACH
Direção do vento	-	Modelo de previsão WW3
Ondulação	-	Modelo de previsão WW3
Oxigênio dissolvido (mg.L <sup>-1</sup> )	4500-O (APHA, 1999)	Oxímetro HACH

Parâmetro	Método analítico	Equipamento
	1999)	
pH	4500-H + (APHA, 1999)	pHmetro HACH
Salinidade (g.Kg <sup>-1</sup> )	2520b (APHA, 1999)	Condutivímetro HACH
Sólidos totais dissolvidos (mg.L <sup>-1</sup> )	2540c (APHA, 1999)	Método gravimétrico
Temperatura (°C)	2550b (APHA, 1999)	Condutivímetro HACH
Turbidez (uT)	2130b (APHA, 1999)	Turbidímetro portátil HACH 2100P

Os dados de vento, ondulação e tabua de marés, foram obtidos por meio do sistema de modelagem WW3.

### 3.6. PARÂMETROS ESPECÍFICOS DE MONITORAMENTO DO SISTEMA DE FILTRAÇÃO

#### 3.6.1. Óleos e graxas

Uma vez que o local de implantação do sistema possui tráfego de embarcações, por ser uma região onde se predomina atividades pesqueiras, foi analisada a presença de óleos e graxas na água estudada, visto que a presença deste elemento pode acelerar a formação de *fouling* e consequentemente diminuir a vida útil da membrana de OI. Assim, para realizar a análise, foi utilizado o método analítico 5520b (APHA, 1999). O método consiste na extração de óleos e graxas da amostra por meio da adição do solvente hexano em um balão volumétrico. Após a adição, o solvente é agitado com a amostra de água para que ocorra o contato do solvente com a amostra. Depois de um período de tempo ocorre a separação das fases e pode-se realizar o restante do procedimento pelo método gravimétrico, uma vez que o solvente é altamente volátil. Este parâmetro foi monitorado nas primeiras 10 amostras coletadas no local

com o intuito de identificar qualquer forma de contaminação por óleos e graxas provenientes das embarcações.

### 3.6.2. Teste SDI (Silt Density Index)

O SDI (*Silt Density Index*), o qual é um teste que identifica o índice de sedimentos presentes em uma amostra de água. O teste tem por objetivo verificar a tendência da formação de *fouling* em membranas de OI. O teste consiste na passagem da água através de uma membrana de nitrocelulose com diâmetro de 47mm e tamanho do poro 0,45µm. Por meio dos resultados deste teste pode ser verificada a necessidade de tratamento da água antes de ser direcionada as membranas de OI.

O teste de SDI foi realizado de acordo com ASTM (2001), a duração do teste SDI leva 15 minutos, mas pode ser realizado em 10 ou 5 minutos, dependendo da qualidade da água utilizada no teste. Dessa forma, o resultado do teste consiste na determinação do intervalo de tempo no início da filtração para preencher 100 mL, e o intervalo de tempo ao final da filtração para preencher novamente 100 mL. O SDI é calculado de acordo com a equação 11 e o aparelho utilizado no teste pode ser observado na figura 20.

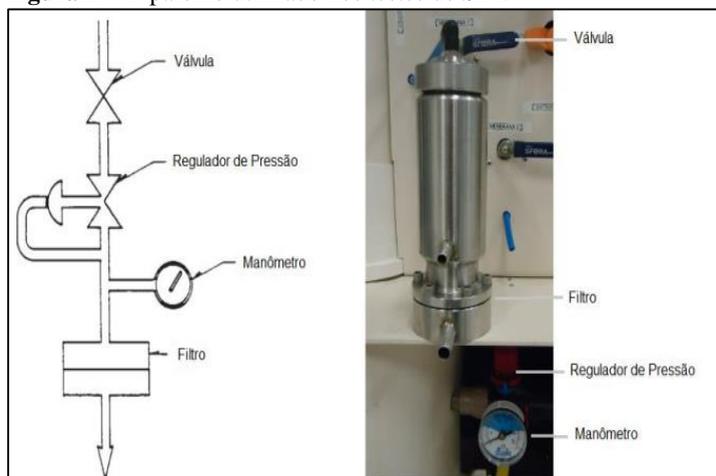
$$\text{SDI} = \frac{100 \left[ 1 - \left( \frac{T_i}{T_f} \right) \right]}{T} \quad (11)$$

Aonde:

T<sub>i</sub> (min) - tempo de coletainicial da amostra de 100 mL;

T<sub>f</sub> (min) - tempo da coleta final da amostra de 100 mL;

T (min) - tempo de duração do teste (5, 10 ou 15 minutos);

**Figura 27** - Aparelho utilizado nos testes de SDI.

**Fonte:** Adaptado de Tateoka, (2014).

### 3.6.3. Parâmetros inorgânicos

Além dos parâmetros citados anteriormente, também foram avaliados alguns parâmetros inorgânicos, uma vez que estes componentes também podem danificar e prejudicar o desempenho das membranas de OI. Entre os componentes analisados estão o ferro total, o manganês e a dureza total. As análises foram realizadas semanalmente e os equipamentos e métodos podem ser visualizados na tabela 4.

**Tabela 4** - Parâmetros inorgânicos, frequência e equipamento utilizado.

Parâmetro	Frequência	Equipamento
Dureza (mg.L <sup>-1</sup> )	2340c (APHA, 1999).	Titulação com EDTA
Ferro total (mg.L <sup>-1</sup> )	3500b Fe (APHA, 1999)	Espectrofotômetro HACH DR 2800
Manganês (mg.L <sup>-1</sup> )	3500b Mn (APHA, 1999)	Espectrofotômetro HACH DR 2800

### 3.6.4. Avaliação do lençol de água doce

Para avaliar a qualidade da água dentro da área do Parque Estadual do Rio Vermelho, foram selecionados 24 pontos de amostragens localizados em diferentes regiões dentro dos seus limites. As coletas

foram realizadas em valas de drenagem presentes em toda a área do parque, uma vez que se trata de uma região alagadiça em virtude da composição do solo. Como forma de melhorar a drenagem, cinquenta quilômetros de valas de drenagem foram construídos no Parque Estadual do Rio Vermelho na década de 70 (FERREIRA, 2010). Assim, os locais de coleta incluíram as valas de drenagem, as áreas alagadiças e o ponto onde os canais desaguam, conforme pode ser visualizado na figura 28. Cabe ressaltar que para cada ponto de amostragem foi realizada uma única análise dos parâmetros descritos na tabela 5.

**Figura 28** – Vala de drenagem localizada dentro do Parque Estadual do Rio Vermelho com desague na Lagoa da Conceição.



**Fonte:** Do autor, (2016).

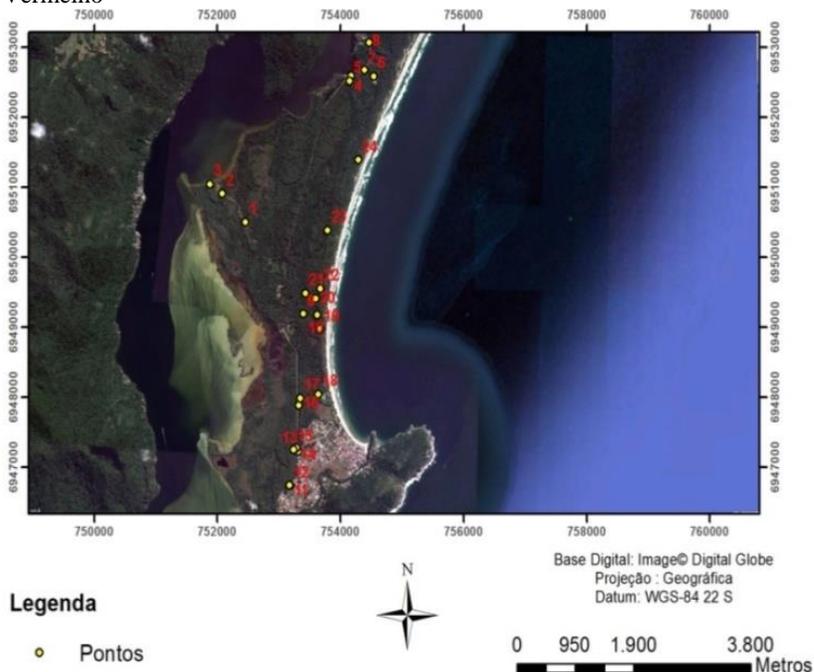
Os parâmetros utilizados na avaliação da qualidade da água e a localização dos pontos podem ser visualizados na figura 29 e na tabela 5.

**Tabela 5** - Parâmetros e equipamento utilizado

Parâmetro	Método analítico	Equipamento
Absorbância UV	5910 (APHA, 1999)	$\lambda = 254 \text{ nm}$ / Espectrofotômetro UV-VIS Modelo SPECTRO 3000 W
Carbono orgânico dissolvido - COD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	5310b (APHA, 1999)	Combustão a alta temperatura/ analisador <i>Shimadzu</i> Toc 5000 A

Parâmetro	Método analítico	Equipamento
Condutividade ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	2510 (APHA, 1999)	Condutímetro HACH
Cor Verdadeira (uH)	2120c (APHA, 1999)	$\lambda = 455 \text{ nm}$ / Espectrofotômetro DR 2800 HACH
Fenóis totais ( $\text{mg L}^{-1}$ )	9065 (APHA, 2005)	Espectrofotômetro PHARO 300
Ferro total ( $\text{mg L}^{-1}$ )	3500b Fe (APHA, 1999)	Espectrofotômetro HACH DR 2800
pH	4500-H + (APHA, 1999)	pHmetro HACH

**Figura 29** - Pontos de amostragem localizados no Parque Estadual do Rio Vermelho



**Fonte:** Do autor, (2016).



## **4. RESULTADOS E DISCUSSÕES**

Após todas as etapas desenvolvidas e descritas no capítulo 3, foram obtidos os resultados referentes à eficiência dos sistemas de filtração, a caracterização da água bruta, além do levantamento de características e comportamentos específicos da região da Barra da Lagoa. Os resultados de todas as análises realizadas ao longo do período de monitoramento serão descritos a seguir.

### **4.1 RESULTADOS PRELIMINARES**

Para realizar a escolha do local de implantação dos sistemas de filtração, foram avaliadas outras localidades dentro do município de Florianópolis. Em um primeiro momento, foi levantada a hipótese de construção do sistema de filtração no Bairro Campeche. Entretanto, no local existe uma grande diferença do nível do mar em relação ao nível do terreno, fato que impossibilitou a construção do poço devido à grande profundidade necessária para a captação da água salina.

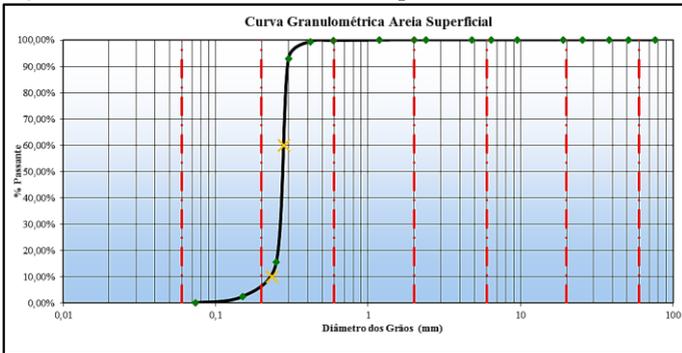
Também foi avaliada a localidade do Bairro Cacupé como um possível local para a implantação do piloto. Entretanto, o local apresentou características não propícias à implantação do sistema de filtração em areia do mar. Entre essas características pode-se citar a presença do fundo do mar com sedimento lodoso e também a baixa movimentação das massas de água da localidade, uma vez que essa é classificada como baía. Assim, essas características impossibilitaram utilizar este local como área de estudo.

Dessa forma, após a avaliação dos locais mencionados, optou-se pela localidade Barra da Lagoa, a qual apresentou características preliminares favoráveis à implantação do sistema de filtração em areia do mar.

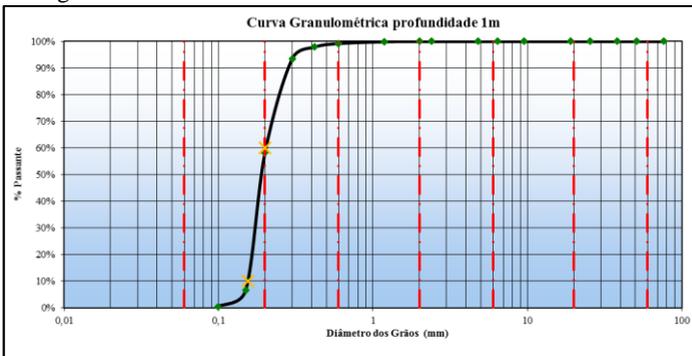
#### **4.1.1 Análises Granulométricas**

A primeira fase desta dissertação consistiu em avaliar e inspecionar as características preliminares do local, tais como a granulometria do sedimento, no caso Barra da Lagoa a areia. Os resultados das análises granulométricas podem ser observados das figuras 30 a 34.

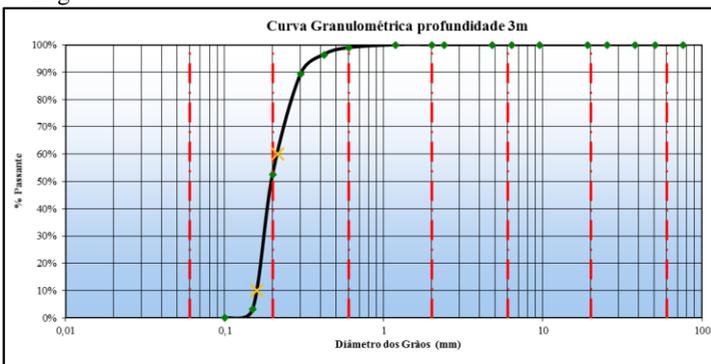
**Figura 30** - Análise Granulométrica superficial da areia da Barra da Lagoa



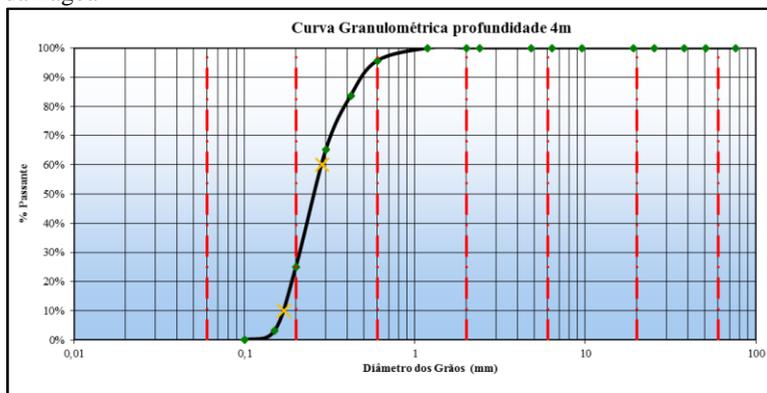
**Figura 31** - Análise Granulométrica na profundidade de 1m da areia da Barra da Lagoa



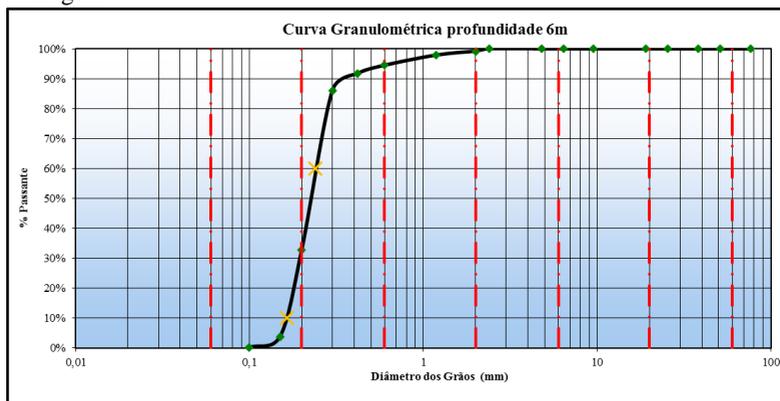
**Figura 32** - Análise Granulométrica na profundidade de 3m da areia da Barra da Lagoa



**Figura 33** - Análise Granulométrica na profundidade de 4m da areia da Barra da Lagoa



**Figura 34** - Análise Granulométrica na profundidade de 6m da areia da Barra da Lagoa



Analisando os gráficos pode-se determinar o diâmetro efetivo - D10, o diâmetro D60 e o coeficiente de uniformidade (CU) da areia local. Os resultados podem ser observados na tabela 6.

**Tabela 6** - Características granulométricas da areia local

Profundidade	Diâmetro efetivo – D10(mm)	D60(mm)	Coefficiente de uniformidade
Superficial	0,23	0,28	1,20
1m	0,16	0,20	1,29

<b>Profundidade</b>	<b>Diâmetro efetivo – D10(mm)</b>	<b>D60(mm)</b>	<b>Coefficiente de uniformidade</b>
3m	0,16	0,22	1,34
4m	0,17	0,29	1,68
6m	0,17	0,24	1,45
Média	0,17	0,24	1,39
Desvio Padrão	0,02	0,03	0,18

Com esses resultados pode-se concluir que ao longo dos seis metros de profundidade as características do meio filtrante sofrem poucas alterações. Outra característica que pode ser identificada é que o meio filtrante apresenta uniformidade ao longo das diferentes profundidades que foi avaliado. Estas evidências conferem ao meio filtrante presente na Barra da Lagoa uma boa capacidade de remoção de impurezas.

De acordo com as análises realizadas, a areia do local é classificada como areia fina (ASSAAD; LAMOREAUX; HUGHES, 2004) o que a caracteriza como um meio filtrante ideal para a remoção de sólidos suspensos ou outros contaminantes orgânicos de maior tamanho presentes na água do mar. Missimer et al., (2012) cita que as praias de areias finas que possuem boa movimentação de ondas, são indicadas como locais potenciais para a utilização da tecnologia de filtração em areia do mar.

#### **4.1.2 Avaliação da salinidade em função da distância do mar**

Além das características citadas anteriormente, outras condicionantes foram buscadas na determinação do local de implantação do sistema. Dentre estas, podem ser citadas a movimentação constante das massas de água do local, o terreno de implantação se encontrar ao nível do mar, além do local encontrar-se a aproximadamente 40 m do mar. Esses aspectos são de grande importância, uma vez que para caracterizar a técnica como um sistema de filtração em areia do mar, o sistema deve ser recarregado diretamente pela água do oceano. A diferença de altura entre o local de implantação e o nível do mar também é de extrema importância, uma vez que locais muito acima do nível do mar, impossibilitariam a extração de água salgada devido ao alto custo financeiro para a construção de poços com grandes profundidades.

Dentro deste contexto, foram realizadas sondagens com o intuito de verificar o comportamento da cunha salina localizada entre o sistema

de filtração e a distância aproximada do mar, de acordo com o item 3.4.2. Os resultados das sondagens podem ser observados na tabela 7.

**Tabela 7** - Valores de salinidade e condutividade da água subterrânea em pontos de amostragem próximos ao sistema piloto

Ponto	Salinidade (g.kg <sup>-1</sup> )	Condutividade (mS.cm <sup>-1</sup> )	Profundidade (m)
Mar	29,4	41,7	0
P1 – 10m	27,6	39,2	1,3
P2 – 20m	18,7	26,7	1,2
P3 – 30m	7,02	10,2	1,1

Por meio dos resultados pode-se observar que quanto mais afastado do mar o ponto se encontrava, menor era a salinidade da água presente no poço. Apesar dos pontos de monitoramento encontrarem-se ao nível do mar a cunha salina apresentou um comportamento diferente do esperado. Isso pode ocorrer em razão da densidade específica da água doce (1,000g.cm<sup>-3</sup>) e da água salgada (1,025g.cm<sup>-3</sup>) apresentada na fórmula corresponder a um valor aproximado da real densidade dos meios aquosos, assim, a mudança desses valores modificariam a estimativa da altura da cunha salina.

Além desta constatação, também foi encontrado nas proximidades do sistema de filtração, uma propriedade localizada ao nível do mar que utilizava ponteiros para extrair água do lençol freático. Apesar da ponteira de captação de água subterrânea encontrar-se próximo ao mar (80m) à uma profundidade de captação de 46m, a água captada do local apresentou salinidade de 1,64 g.kg<sup>-1</sup> e condutividade de 2,95 mS.cm<sup>-1</sup>, resultados também não condizentes com a estimativa da profundidade da cunha salina.

#### 4.2. CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA BRUTA DO MAR

Em um primeiro momento, pode-se observar que a qualidade da água bruta do mar variou consideravelmente dependendo das condições climáticas que incidem sobre a área de estudo, como ventos e ondulações. A região da Barra da Lagoa encontra-se na porção nordeste do município de Florianópolis e dessa forma está sujeita as ondulações com direções de leste, sul e sudeste, conforme pode ser observado na Figura 35. Durante o período avaliado, as ondulações de Sudeste predominaram com 51%, seguida pelas ondulações de leste 29% e sul 20%. Cabe ressaltar que esses resultados foram obtidos com auxílio do modelo de previsão WW3.

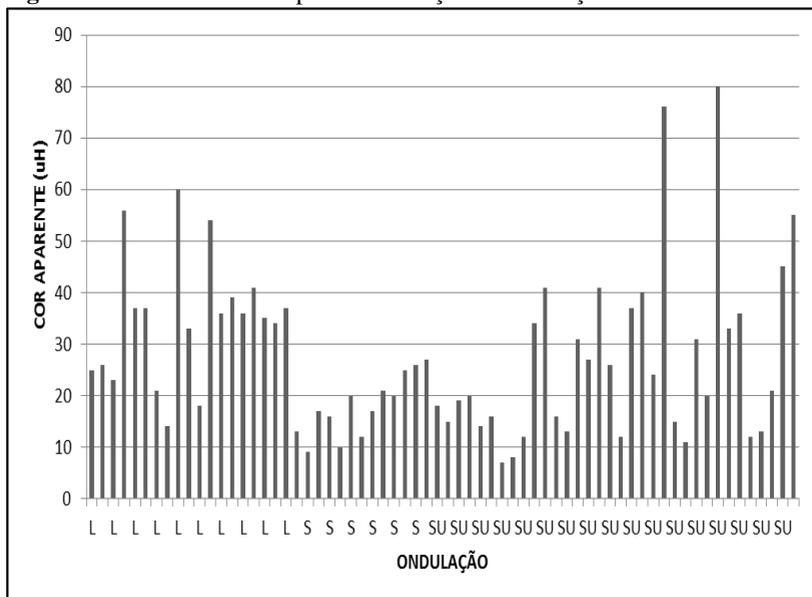


Os valores de turbidez encontrados durante o período de monitoramento, apresentaram uma média de 2,18uT, com valor máximo de 6,55uT e mínimo de 0,55uT.

Por meio da figura 36 pode-se observar que a ondulação de sul, que atua de maneira perpendicular à estação de captação, proporcionou resultados de turbidez sempre abaixo de 2,0 uT, o que ocasiona uma clarificação da água bruta do mar. Em contrapartida, as ondulações de leste e sudeste, que incidem diretamente sobre a região, causam uma maior movimentação do leito do mar e conseqüentemente aumentam a quantidade de sólidos suspensos, resultados que podem ser observados pelos valores de turbidez mais elevados em virtude dessas ondulações.

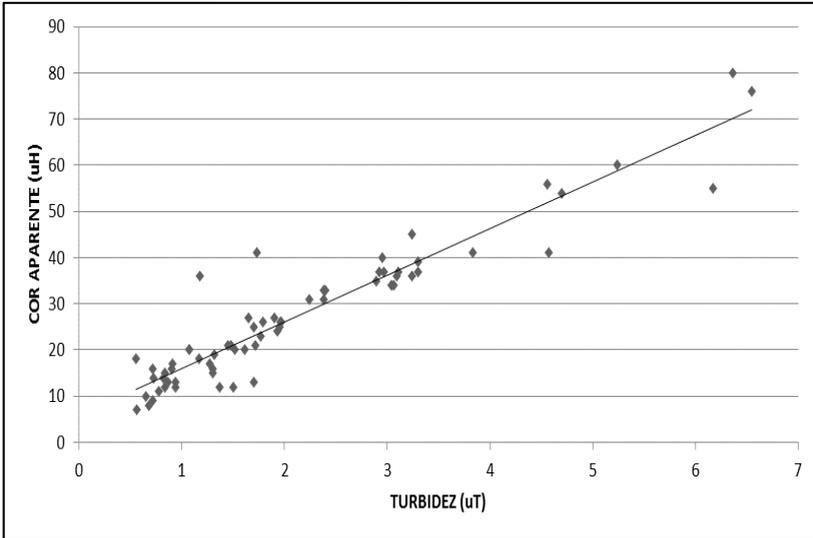
A cor aparente da água bruta, outro parâmetro avaliado, apresentou média de 27,62uH com valor máximo de 80uH e valor mínimo de 7uH. Também foi possível observar que assim como para a turbidez, o comportamento das ondulações de sudeste e leste também proporcionaram os valores mais elevados da água bruta. Por meio da figura 37 pode-se observar a alteração nos valores de cor aparente para as diferentes ondulações.

**Figura 37** - Valores de cor aparente e direção da ondulação



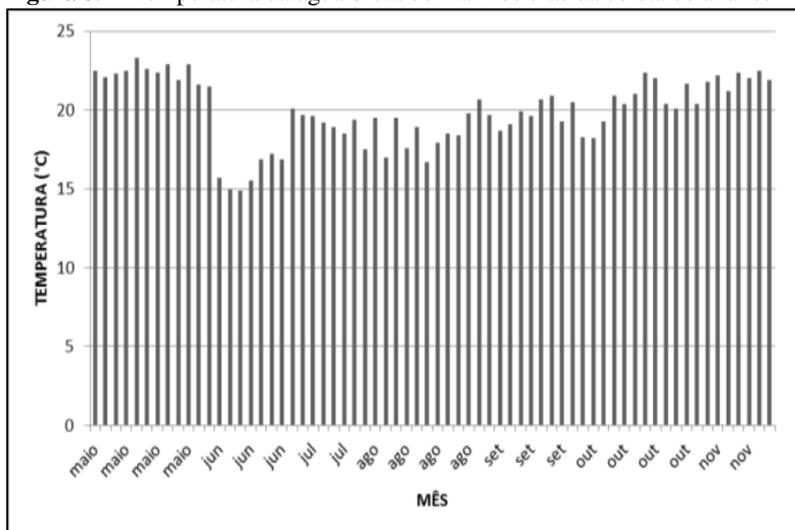
Uma vez que tanto a análise de turbidez quanto a análise de cor aparente relacionam a quantidade de sólidos suspensos em uma amostra de água, é possível observar por meio da figura 38 a existência de um comportamento próximo ao linear entre os dados. Assim, aplicando-se análise de correlação Pearson com  $p < 0,05$  obteve-se correlação de 0,93 o que demonstra que os valores possuem correlação entre si.

**Figura 38** - Correlação turbidez e cor aparente



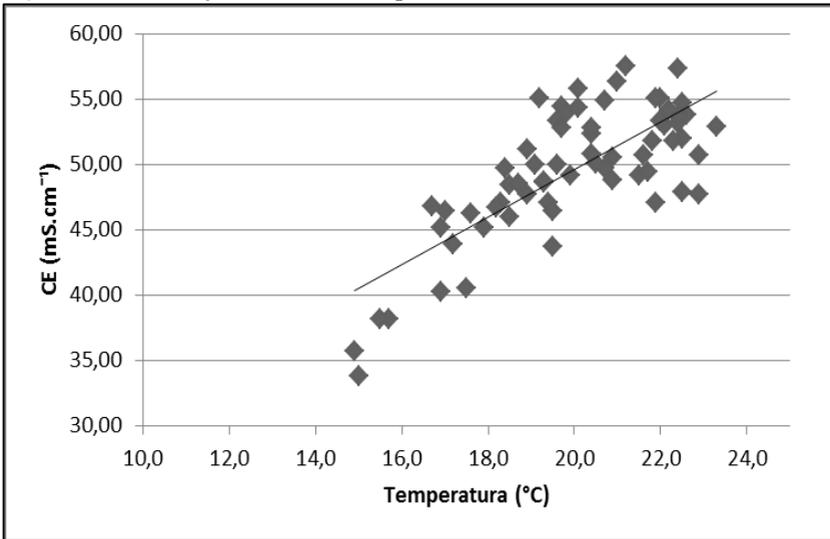
A temperatura foi outro parâmetro que variou ao longo do período de análises. De acordo com Talley et al., (2011), a temperatura dos oceanos pode variar de  $-1,7^{\circ}\text{C}$  nos polos até  $30^{\circ}\text{C}$  em locais de clima tropical. Durante o período de análises a temperatura variou de  $14,9^{\circ}\text{C}$  a  $23,3^{\circ}\text{C}$ , apresentando média de  $19,3^{\circ}\text{C}$ . Mesmo com o curto período de monitoramento, que compreendeu 230 dias, entre os meses de maio a novembro, foi possível perceber que a temperatura da água apresenta uma característica sazonal, ou seja, decai com a entrada do outono e inverno e volta a aumentar com a entrada da primavera e verão. Também foram realizadas análises verificando a correlação entre a temperatura e as ondulações, entretanto, não se identificou nenhuma relação entre esses parâmetros durante o período de monitoramento. Por meio da figura 39 é possível perceber a sazonalidade dos dados da temperatura em função dos meses do ano.

**Figura 39** - Temperatura da água bruta do mar nos dias da coleta de análise

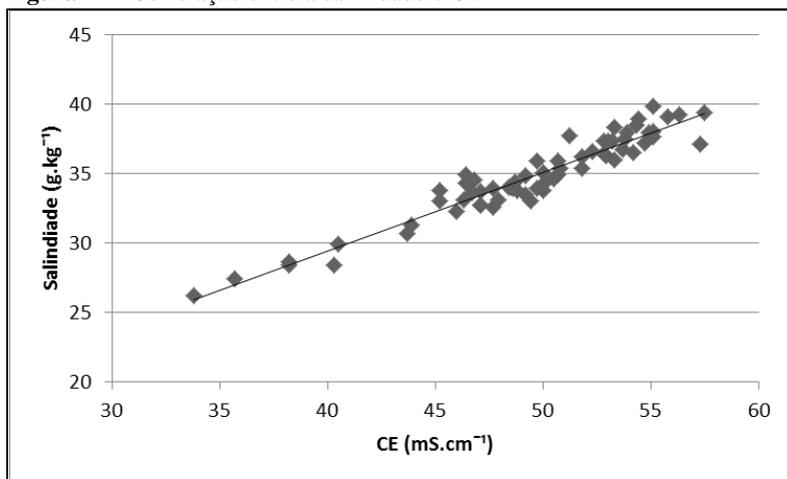


Além de apresentar um comportamento sazonal, também é possível perceber que a temperatura influencia nos resultados de condutividade elétrica (CE), salinidade, pH e oxigênio dissolvido (OD). A CE tem relação direta com a quantidade de íons dissolvidos presentes na água bruta dos oceanos. Os principais íons que constituem a água bruta dos oceanos são: cloretos, sódio, sulfatos, magnésio, cálcio, potássio e bicarbonato (PINET, 2011; TALLEY et al., 2011). Dessa forma, durante o período analisado, a CE apresentou média de  $49,51 \text{mS.cm}^{-1}$ , com valor máximo de  $57,5 \text{mS.cm}^{-1}$  e valor mínimo de  $33,8 \text{mS.cm}^{-1}$ . Os valores médios para a CE da água do mar encontram-se entre  $50 \text{mS.cm}^{-1}$  a  $55 \text{mS.cm}^{-1}$  (ASSIRY et al., 2010; DEHWAH et al., 2015b; HAYASHI, 2004).

Uma vez que a temperatura influencia a viscosidade da água e a alteração da viscosidade modifica a movimentação dos íons presentes na água do mar, o parâmetro CE sofreu alterações em seus valores em função da temperatura, fato já identificado por outros autores (CLAVIER; COATES; DUMANOIR, 1984; HAYASHI, 2004). Esse resultado pode ser confirmado pelo valor de correlação encontrado entre os dois parâmetros de 0,76, com  $p < 0,05$  conforme pode ser visualizado na figura 40.

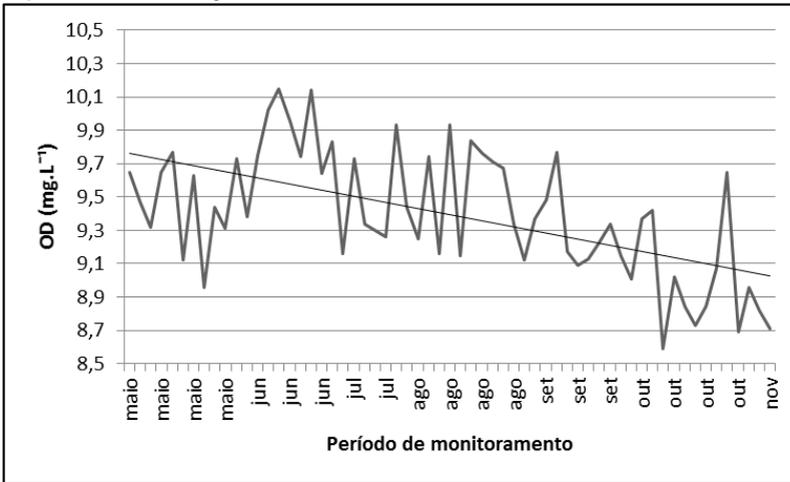
**Figura 40** - Correlação entre CE e temperatura

Além da CE, observou-se a influência da temperatura no parâmetro salinidade. O resultado do parâmetro salinidade apresentou média de  $34,7\text{g.kg}^{-1}$ , com valor máximo de  $39,8\text{g.kg}^{-1}$  e mínimo de  $28,2\text{g.kg}^{-1}$ . O valor médio de referência encontrado para a água do mar é de aproximadamente  $35\text{g.kg}^{-1}$  para o Oceano Atlântico. Cabe ressaltar que esse valor pode sofrer alterações devido a profundidade, a temperatura e a latitude do local, que influenciam os fenômenos de evaporação e precipitação (CANADIAN WATER QUALITY GUIDELINES, 1999; PINET, 2011; TALLEY et al., 2011). Uma vez que a salinidade representa a quantidade de sais presentes em uma amostra de água, esta possui relação direta com a CE, o que pode ser observado na figura 41. Os parâmetros apresentaram correlação de 0,84 utilizando  $p < 0,05$ .

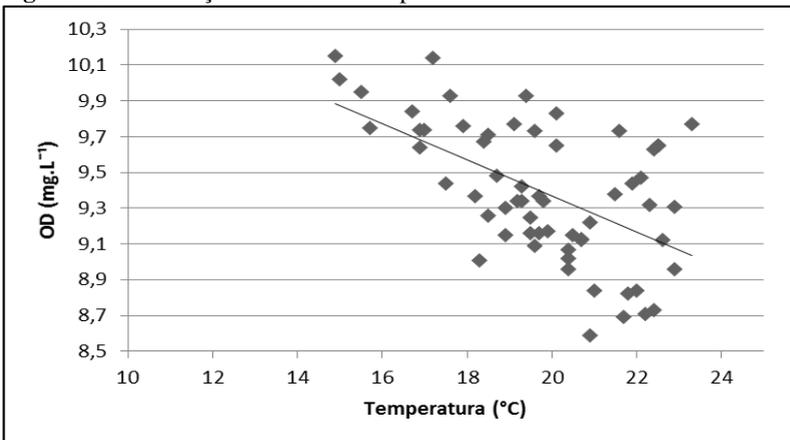
**Figura 41** - Correlação entre a salinidade e CE

Assim como ocorre na CE, a temperatura modifica a viscosidade da água do mar e consequentemente altera o comportamento desses sais. Dessa forma, pode-se verificar que os parâmetros possuem correlação entre si adotando-se  $p < 0.05$ . O valor de correlação foi de 0,49.

Outro parâmetro analisado foi o oxigênio dissolvido (OD), o qual também apresenta variações de comportamento relacionado à temperatura. Foi possível observar que no local ocorre intensa movimentação de ondas, o que confere às massas de água uma grande quantidade de OD. Uma vez que as amostras foram coletadas próximas à superfície do mar, que se encontra em constante movimentação e em contato com moléculas de oxigênio, pode-se perceber valores elevados para o parâmetro OD. Os valores de OD sofreram variações pequenas ao longo do tempo, com máxima de 10,15 mg.L<sup>-1</sup>, mínima de 8,69 mg.L<sup>-1</sup> e média de 9,42 mg.L<sup>-1</sup>. Esses valores encontram-se de acordo com valores padrões (8,5-9,5mg.L<sup>-1</sup>) relatados por outros pesquisadores que citam que a variação do OD na água ocorre em função da temperatura, da profundidade e da quantidade de sais (TALLEY et al., 2011; WEISS, 1970). A quantidade de OD ao longo do tempo pode ser observada na figura 42.

**Figura 42** - OD da água bruta do mar nos dias da coleta de análise

Uma vez que o parâmetro OD varia inversamente com a temperatura, foi realizada uma análise de correlação para verificar o comportamento entre os parâmetros adotando-se  $p < 0,05$ . O valor de correlação entre os parâmetros foi de 0,35, conforme pode ser observado na figura 43.

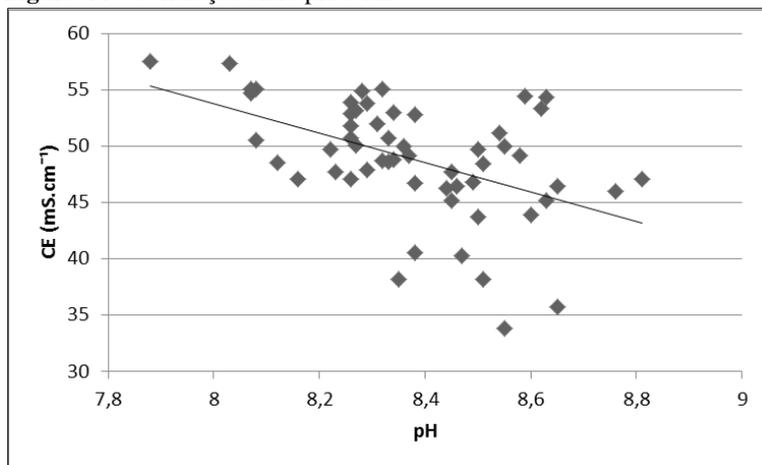
**Figura 43** - Correlação entre OD e temperatura

Além dos parâmetros já discutidos, também foi analisado o parâmetro pH. Nos oceanos, a concentração do íon H<sup>+</sup> é influenciada pelo

ciclo do gás carbônico. Quando o íon dissolvido interage com as moléculas de água, rapidamente é convertido em gás carbônico, o qual por sua vez dissocia-se para formar íons carbonatos e bicarbonatos liberando o íon  $H^+$  (PINET, 2011). Assim, em condições normais de conversão, o pH das águas do mar apresenta pH entre 7,8-8,3 (PINET, 2011; TALLEY et al., 2011). Em relação ao monitoramento do pH da água bruta, o mesmo apresentou média de 8,37 com valor máximo 8,81 e valor mínimo de 7,88.

Uma vez que a reação do gás carbônico com a água do mar também resulta na formação dos íons carbonato, bicarbonato e  $H^+$ , os quais por sua vez constituem uma fração dos íons quantificados pela CE, observa-se uma correlação entre os parâmetros (PINET, 2011). Essa relação pode ser confirmada por meio de uma análise de correlação utilizando-se  $p < 0,05$ , na qual se pode perceber que os parâmetros possuem correlação entre si, conforme pode ser observado na figura 44. O valor da correlação entre os parâmetros foi de 0,49.

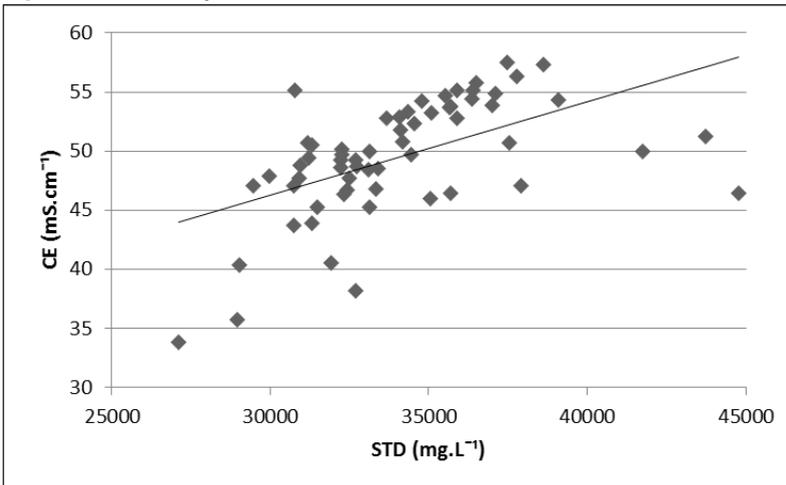
**Figura 44** - Correlação entre pH e CE



Outro parâmetro caracterizado foi sólidos totais dissolvidos (STD). Os sólidos totais dissolvidos (STD) são constituídos de partículas inorgânicas e orgânicas com diâmetro menor que  $2\mu m$  (BOYD, 2015). Os principais constituintes inorgânicos presentes na água do mar são cloretos de sódio, bicarbonatos, carbonatos, magnésio, potássio, entre outros. Por sua vez, os constituintes orgânicos dissolvidos, são representados por matéria orgânica de pequenas dimensões.

Dessa forma, os valores de STD ao longo do tempo apresentaram média de  $34.711,3\text{mg.L}^{-1}$ , com valor máximo de  $44.961,1\text{mg.L}^{-1}$  e mínimo de  $27109,4\text{mg.L}^{-1}$ . O valor médio de STD para água dos oceanos é de  $35.000\text{mg.L}^{-1}$  conforme relatado por alguns autores (TALLEY et al., 2011; BOYD 2015). Os valores de STD apresentaram correlação com outros parâmetros, uma vez que diversos constituintes são comuns entre si, como é o caso dos íons quantificados pelos parâmetros salinidade e condutividade e também a matéria orgânica dissolvida quantificada pelo parâmetro absorvância 254nm. Os valores de correlação dos STD com CE, salinidade e absorvância utilizando  $p < 0,05$  foram respectivamente 0,42, 036 e 0,32. Por meio da figura 45 pode-se observar a correlação entre a condutividade e o STD.

**Figura 45** - Correlação entre CE e STD



Além dos parâmetros já caracterizados ao longo deste capítulo, também foram avaliados os parâmetros carbono orgânico dissolvido (COD), absorvância 254nm e cor verdadeira durante o período de monitoramento.

Os parâmetros COD e absorvância 254nm relacionam a quantidade de matéria orgânica dissolvida presente em uma amostra de água e apresentaram correlação com o parâmetro cor verdadeira de respectivamente 0,33 e 0,30 utilizando  $p < 0,05$ .

O parâmetro COD, apresentou valor médio de  $4,63\text{mg.L}^{-1}$  com valor máximo de  $14,62\text{mg.L}^{-1}$  e valor mínimo de  $1,48\text{mg.L}^{-1}$ . O valor médio de COD nas águas dos oceanos é de  $0,5-1\text{mg.L}^{-1}$ , entretanto esse

valor pode sofrer alterações em virtude da profundidade, localização e características do local. Uma vez que as amostras foram coletadas na parte superficial do oceano e esta área corresponde à zona de maior produção de matéria orgânica em função da vida aquática localizada na zona eufótica, os resultados encontrados foram superiores aos relatados por outros pesquisadores (GUO; SANTSCHI; WARNKEN, 1995; PENRU et al., 2013).

Por sua vez a absorbância 254nm apresentou valor médio de 0,03 com valor máximo de 0,12 e valor mínimo de 0,01. O valor médio encontrado por outros pesquisadores para a água do mar foi de 0,08 (AMY, 2008; PENRU et al., 2013). A diferença entre os resultados pode ocorrer pois a absorbância 254nm mede componentes orgânicos que possuem em sua composição constituintes aromáticos. Uma vez que a matéria orgânica dissolvida no local pode apresentar diferentes composições químicas, fora do espectro de leitura do comprimento de onda UV-254nm, as substância não seriam identificadas pelo comprimento de onda utilizado (PENRU et al., 2013).

A última parte da caracterização da água bruta foi avaliar o parâmetro cor verdadeira. O parâmetro apresentou como valor médio 4,64uH, valor máximo de 29,3uH e valor mínimo de 0,1uH. A cor verdadeira corresponde a cor do meio aquoso sem a interferência dos sólidos suspensos, ou seja, apenas os sólidos dissolvidos. Neste contexto, as substâncias que afetam a cor verdadeira da água do mar são as substâncias orgânicas e inorgânicas dissolvidas. Por meio de uma análise de correlação utilizando  $p < 0,05$  foi possível perceber que o parâmetro foi influenciado pelos parâmetros condutividade, salinidade, absorbância 254nm e COD. Os valores das correlações podem ser visualizados na tabela 8.

**Tabela 8** – Valores de Correlação entre cor verdadeira e outros parâmetros da água bruta durante o período de monitoramento

<b>Parâmetro</b>	<b>Correlação <math>p &lt; 0,05</math></b>
<b>CE</b>	0,41
<b>Salinidade</b>	0,43
<b>Absorbância 254nm</b>	0,33
<b>COD</b>	0,29

Por meio da tabela 8, pode-se perceber que a correlação entre os parâmetros que relacionam os componentes inorgânicos foi mais significativa. Dessa forma presume-se que estes componentes interfiram

mais nos valores da cor verdadeira encontrados para água bruta que os componentes orgânicos.

Após o levantamento das características da água bruta do local, foram realizados os monitoramentos dos sistemas de filtração vertical e filtração angular, os quais serão discutidos a seguir. Por meio da tabela 9 pode-se verificar o resultado dos parâmetros avaliados para a água bruta do mar durante todo o período de monitoramento compreendido entre os meses de maio a novembro, totalizando 66 amostras coletadas.

**Tabela 9** – Resultados obtidos para a água bruta durante o período de monitoramento

<b>Parâmetro</b>	<b>Média</b>	<b>Máximo</b>	<b>Mínimo</b>
<b>Absorbância UV-254nm</b>	0,03	0,12	0,01
<b>COD (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	4,63	14,62	1,48
<b>CE (mS.cm<sup>-1</sup>)</b>	49,51	57,50	33,80
<b>Cor aparente (uH)</b>	27,62	80,00	7,00
<b>Cor verdadeira (uH)</b>	4,64	29,30	1,00
<b>OD (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	9,42	10,15	8,69
<b>pH</b>	8,37	8,81	7,88
<b>Salinidade (g.kg<sup>-1</sup>)</b>	34,70	39,80	28,20
<b>STD (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	34.711,3	44961,1	27109,4
<b>Temperatura (°C)</b>	19,93	23,30	14,90
<b>Turbidez (uT)</b>	2,18	6,55	0,55

#### 4.3. EFICIÊNCIA DO SISTEMA VERTICAL DE FILTRAÇÃO EM SEDIMENTO DO MAR

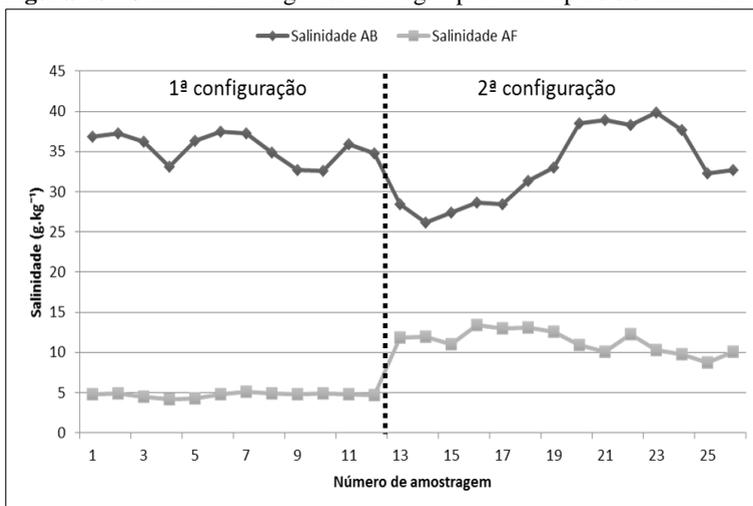
A avaliação do sistema de filtração vertical foi realizada em duas etapas. A primeira fase desta etapa consistiu em avaliar a eficiência da água produzida pelo sistema vertical a uma distância de aproximadamente 42m do mar e 6,5m de profundidade. Após verificar que a água produzida pelo sistema vertical sofria alterações na qualidade devido à interferência do lençol de água doce, foi realizada uma nova perfuração a 20m do mar e com 3m de profundidade, com a finalidade de reduzir a interferência do lençol de água doce na água produzida pelo sistema. O resultado da qualidade da água produzida por ambas as configurações dos sistemas verticais utilizados nesta dissertação serão apresentados a seguir. Cabe ressaltar que a primeira configuração utilizada foi avaliada de 02 a 13 de maio diariamente correspondendo aos números de amostragem 1 ao 12,

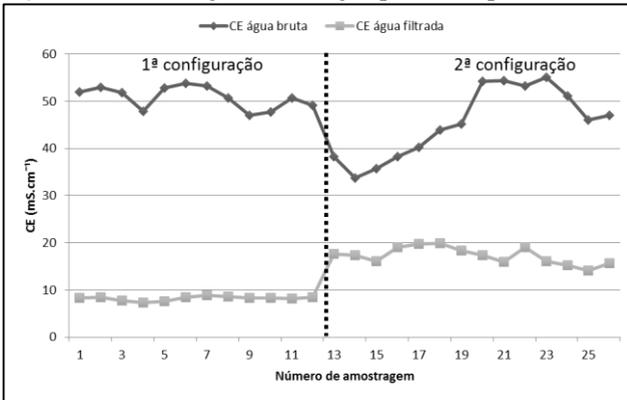
enquanto que a segunda configuração foi avaliada de 17 de junho a 17 de julho com frequência de três vezes por semana, correspondendo aos números de amostragem 13 ao 26. Ambos os sistemas foram operados com vazão de  $26\text{m}^3.\text{d}^{-1}$ , controlada por um hidrômetro na saída da tubulação de recalque.

Dessa forma, mesmo utilizando-se de configurações diferentes, o sistema vertical sofreu interferência do lençol de água doce. Essa interferência pode ser notada por meio dos parâmetros avaliados, que sofreram alterações da qualidade da água produzida quando comparados aos resultados obtidos na avaliação da água bruta do mar.

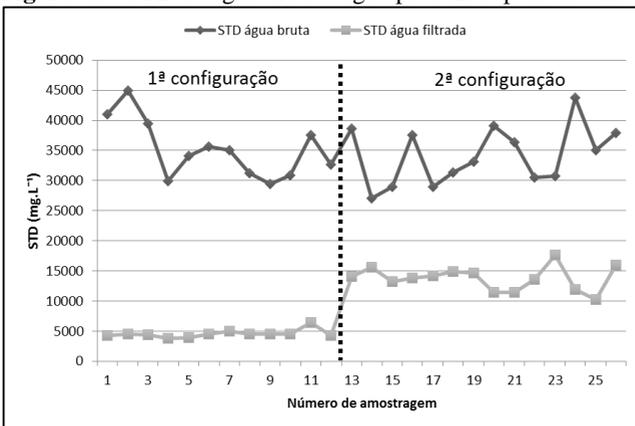
Assim, por meio dos parâmetros CE, salinidade e STD foi possível perceber que água produzida pelo sistema vertical consistia de uma mistura proveniente do lençol de água doce, enquanto a outra parcela proveniente da cunha salina. A configuração mais distante da praia (42m) apresentou maior contribuição do lençol de água doce, enquanto a mais próxima do mar (20m) apresentou uma contribuição menor. A média dos parâmetros CE e salinidade do sistema mais distante da praia foram respectivamente de  $8,20\text{mS}.\text{cm}^{-1}$  e  $4,70\text{g}.\text{kg}^{-1}$ . Por sua vez, a configuração mais próxima apresentou média de  $17,25\text{mS}.\text{cm}^{-1}$  para CE e salinidade de  $11,35\text{g}.\text{kg}^{-1}$ . Por meio da figura 46, 47 e 48 é possível perceber essa mistura entre as interfaces água doce e água salgada.

**Figura 46** - Salinidade da água bruta e água produzida pelo sistema vertical



**Figura 47 - CE da água bruta e água produzida pelo sistema vertical**

Também é possível verificar a interferência do lençol de água doce, por meio do parâmetro STD, que como já discutido anteriormente, representa a quantidade substância dissolvidas em uma amostra de água. Uma vez que água do mar apresentou valor médio de aproximadamente  $35.000\text{mg.L}^{-1}$ , a água produzida pelo sistema vertical apresentou média de  $5.543,75\text{mg.L}^{-1}$  para a configuração mais distante e de  $13.752,43\text{mg.L}^{-1}$  para a configuração mais próxima ao mar.

**Figura 48 - STD da água bruta e água produzida pelo sistema vertical**

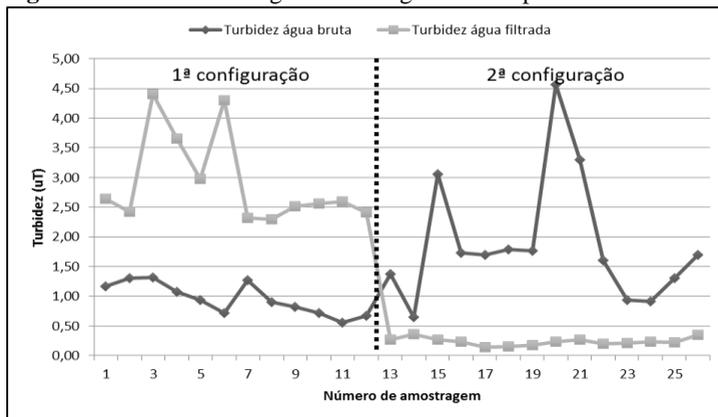
Analisando os gráficos pode-se perceber que em virtude da interferência do lençol de água doce, a qualidade da água produzida pelo sistema de filtração vertical foi alterada. Também é possível perceber que

essa alteração foi observada com maior ênfase na configuração utilizada pelo sistema mais afastado do mar (42m).

Além dos parâmetros relatados, a mudança também pôde ser observada nos parâmetros turbidez, cor aparente e cor verdadeira na água produzida pelo sistema vertical. Em relação à cor aparente e cor verdadeira, essas apresentaram resultados elevados e semelhantes. A média dos resultados encontrados para a cor aparente e cor verdadeira foram de 352,41uH e 335,66uH respectivamente. Já o sistema mais próximo do mar apresentou valores com média de 118,64uH para cor aparente e 114,38uH para cor verdadeira. A pequena diferença entre os dois parâmetros sugere que a cor não esteja sofrendo influência dos sólidos suspensos, uma vez que os valores de turbidez apresentaram média de 2,82uT para a configuração mais afastada do mar e média de 0,273uT para a configuração mais próxima. Quanto menor a presença de sólidos suspensos em uma amostra, menor será a diferença entre a cor aparente e a cor verdadeira da mesma, situação que pode ser observada entre as duas configurações utilizadas.

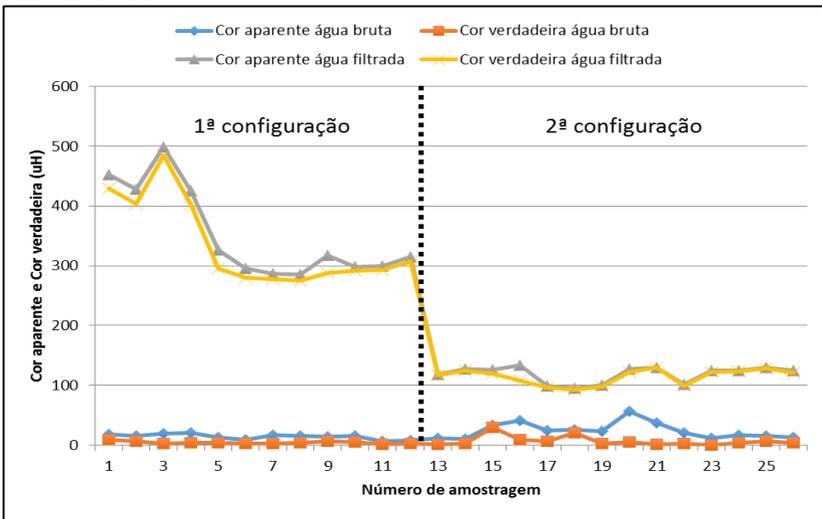
Analisando os resultados, pode-se perceber que os sólidos dissolvidos tiveram uma maior interferência para a cor da água produzida pelo poço do que os sólidos suspensos, uma vez que o resultado para o parâmetro cor aparente e cor verdadeira foram semelhantes e o parâmetro cor verdadeira é avaliado após filtração com membrana de fibra de vidro com poros de 0,45 $\mu$ m, indicada para a remoção de sólidos em suspensão (APHA, 2005). A diferença ente os parâmetros turbidez, cor aparente e cor verdadeira para a água bruta e a água produzida pelo poço vertical de filtração podem ser observados nas figuras 49 e 50.

**Figura 49** - Turbidez da água bruta e água filtrada pelo sistema vertical



Por meio da figura 49 pode-se perceber que a configuração mais afastada do mar (42m), apresentou valores de turbidez mais elevados do que a própria água bruta, enquanto que a configuração mais próxima do mar apresentou valores de turbidez abaixo aos valores da água bruta, indicando pequena concentração de sólidos em suspensão. Entretanto, mesmo a turbidez apresentando valores relativamente baixos em ambas as configurações, os sistemas apresentaram elevada cor aparente e verdadeira.

**Figura 50** - Cor aparente e Cor verdadeira da água bruta e água filtrada pelo sistema vertical



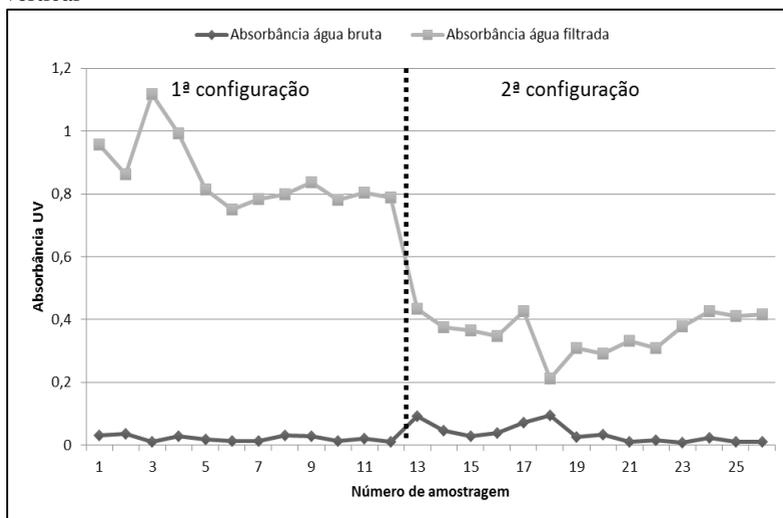
De acordo com a figura 50, pode-se perceber uma redução da cor aparente e verdadeira nos primeiros dias de bombeamento e uma estabilização dos parâmetros após o sétimo dia de bombeamento contínuo para o sistema mais afastado. Por sua vez, o sistema mais próximo do mar apresentou valores mais baixos de turbidez com pequenas variações. Presume-se assim que a interferência do lençol de água doce pode ser verificada também com maior ênfase para estes parâmetros no sistema mais afastado, relação também citada anteriormente nos outros parâmetros analisados.

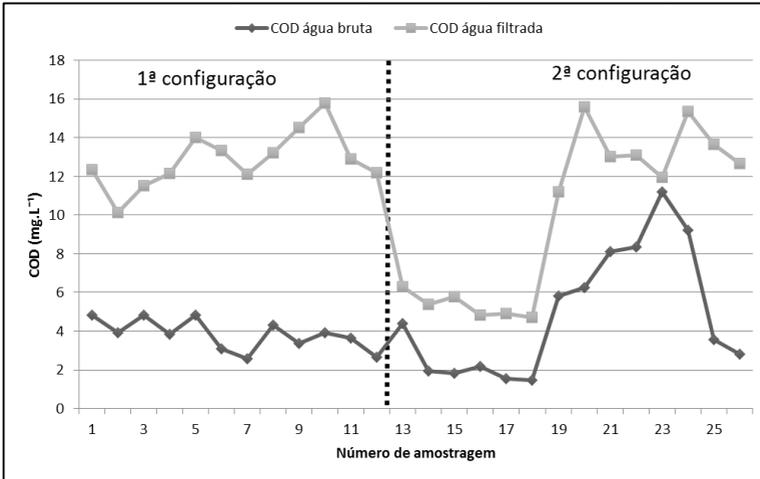
Com o intuito de verificar uma possível causa no aumento da cor verdadeira foram também avaliados os parâmetros COD e absorvância 254nm. Analisando os parâmetros, foi possível perceber que ambos

sofreram alterações quando comparado aos valores de água bruta, indicando um aumento da presença de matéria orgânica na água produzida pelo poço. O parâmetro absorvância 254nm apresentou valor médio de 0,85 para a configuração mais afastada do mar e 0,36 para a configuração mais próxima do mar. O mesmo aumento pode ser observado para o parâmetro COD que apresentou média de 12,86mg.L<sup>-1</sup> para a configuração mais afastada e 9,68mg.L<sup>-1</sup> para a configuração mais próxima ao mar. O comportamento dos parâmetros Absorvância 254nm e COD pode ser observado nas figuras 51 e 52.

A possível causa da deterioração da qualidade da água produzida pelo poço vertical se deve à mistura com o lençol de água doce presente na região, que apresenta valores elevados de matéria orgânica conforme pode ser observado nos resultados apresentados. Uma das possíveis causas da deterioração da qualidade do lençol de água doce será discutida a seguir.

**Figura 51** - Absorvância 254nm da água bruta e água filtrada pelo sistema vertical



**Figura 52 - COD da água bruta e água filtrada pelo sistema de captação vertical**

#### 4.4. AVALIAÇÃO E INTERFERÊNCIA DO LENÇOL DE ÁGUA DOCE NA QUALIDADE DA ÁGUA PRODUZIDA PELO SISTEMA DE FILTRAÇÃO VERTICAL

Após identificar que o lençol de água doce estava deteriorando a qualidade da água produzida pelo poço de captação vertical, foi realizada um levantamento de campo para identificar a possível causa. Dessa forma, ao avaliar a área de entorno onde o sistema havia sido construído, observou-se que a causa da contaminação poderia ser de origem natural.

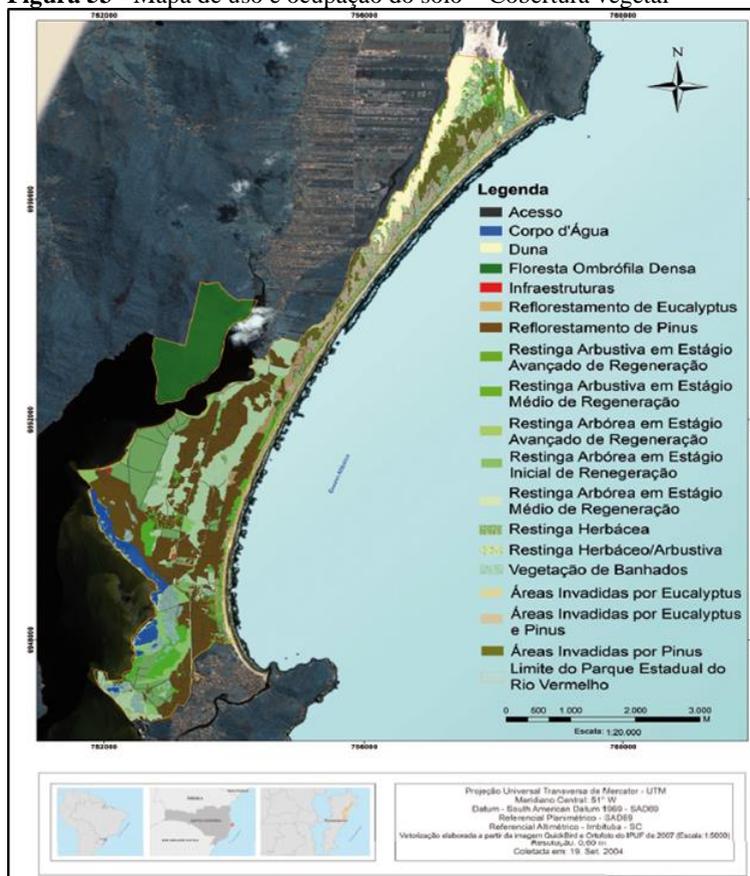
Apesar do poço de captação vertical ser construído na faixa de areia e encontrar-se muito próximo ao mar, em sua área de entorno existe o Parque Estadual do Rio Vermelho. O local recebe a denominação de parque por ser uma área de proteção integral, que tem como objetivo a preservação de ecossistemas naturais de grande relevância ecológica e notável beleza cênica, critério estabelecido pela legislação brasileira em Unidades de Conservação (BRASIL, 2005).

Neste caso, o parque visa conservar amostras de floresta ombrófila densa (Floresta Atlântica), das formações pioneiras (vegetação de restinga) e da fauna associada ao domínio do Bioma Mata Atlântica. Também visa preservar o equilíbrio do complexo hídrico da região, que compreende as bacias hidrográficas da Lagoa da Conceição e dos rios Capivari e Ingleses, incluindo o importante aquífero Ingleses-Rio

Vermelho que se estende ao longo da porção norte do parque e faz parte das duas bacias.

Entretanto, em 1963 parte da flora nativa foi suprimida para o cultivo experimental de espécies de *Pinus*. Essa ação ocorreu devido a incentivos fiscais do governo da época que criou facilidades ao plantio de espécies do gênero *Pinus*, suscitando um grande estímulo ao setor florestal brasileiro. A rápida adaptação da espécie ao local, somada às suas características invasoras, promoveram o avanço do *Pinus* sobre a vegetação nativa. Atualmente, tal espécie ocupa aproximadamente 35% da composição da flora local, conforme pode ser visualizado na figura 53 (FERREIRA, 2010).

**Figura 53** - Mapa de uso e ocupação do solo – Cobertura vegetal



Fonte: Adaptado de IPUF, (2008).

As espécies de *Pinus*, as quais recebem a denominação de espécies invasoras, apresentam características específicas em seus comportamentos, tais como, a fácil adaptação aos diferentes tipos de ambientes, a fácil dispersão de sementes em sua área de entorno, além de grande resistência às perturbações externas (REJMANEK; RICHARDSON, 2007; RICHARDSON; VAN WILGEN; NUÑEZ, 2008).

Outra característica da espécie é a capacidade de produção de grandes quantidades de biomassa, sendo que a maior fração dessa biomassa corresponde à matéria orgânica que fica sobre o solo. Entre os componentes dessa matéria orgânica podem ser citados as folhas, as acículas, os troncos, os ramos, os galhos e a casca das árvores (BROWN, 1997). Além disso, a biomassa produzida pelas espécies de *Pinus* possui alta concentração de lignina, o que dificulta a decomposição pelos microrganismos presentes no solo proporcionando o acúmulo de resíduos sobre o solo (BROWN, 1997).

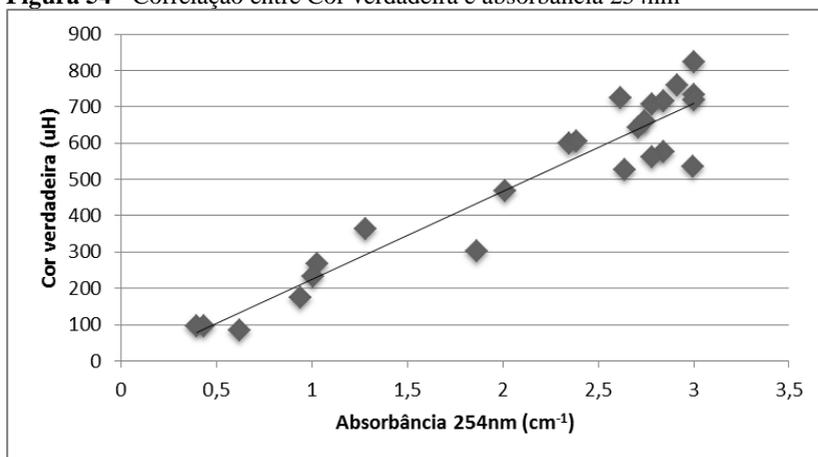
Além destes aspectos, o cultivo desta espécie também pode estar relacionado à alteração da qualidade da água precipitada sobre o local (KHORASANI; KESHAVARZ; ADELI, 2013; KUITERS; DENNEMAN, 1987; LILIENFEIN et al., 2000). Tal fenômeno ocorre porque, ao atingir o solo, a água da chuva interage com os elementos presentes no meio. Assim, se por ventura o solo apresentar algum elemento contaminante, esse elemento poderá contaminar a água durante a sua passagem pelo solo (TODD; MAYS, 2005). Quanto maior a idade das florestas, maior será a quantidade de biomassa produzida sobre o solo e conseqüentemente maior será o tempo de contato da água precipitada sobre essa biomassa superficial. Por se tratar de uma região alagadiça com presença de várias valas de drenagem, foi possível observar que após eventos de precipitação, a cor da água das valas de drenagem, era semelhante a cor da água produzida pelo sistema de filtração vertical.

Por meio dos parâmetros analisados pode-se perceber que existe a alteração na qualidade da água encontrada nas valas de drenagem. A mudança na qualidade pode ocorrer quando a água precipitada sobre a região infiltra e percola no solo, mudando suas características naturais (BEDIENT et al. 1999; TODD; MAYS, 2005). Dentre os parâmetros de qualidade de água analisados, os que apresentaram a maior alteração foram: cor verdadeira, COD, absorvância 254nm e ferro total. As análises de COD e a absorvância 254nm indicaram a presença de matéria orgânica nas amostras analisadas, assim como na água produzida pelo sistema de filtração vertical.

Por sua vez, o ferro total, também foi encontrado nas amostras de água coletadas, indicando a presença do mineral na composição do solo do local. Tanto a matéria orgânica quanto o ferro são parâmetros que podem influenciar na qualidade da água subterrânea, situação já identificada por outros pesquisadores (BIGHAM; NORDSTROM, 2001; SPARKS, 2003). Esses parâmetros influenciaram fortemente na elevação cor verdadeira encontrada nas análises, que apresentou média de 498,5uH nos pontos de monitoramento.

Por meio dos dados trabalhados, verificou-se que a cor verdadeira apresentou correlação de 0,9 utilizando-se  $p < 0,05$  com a absorvância 254nm. Dessa forma, identificou-se que a matéria orgânica presente nas amostras influenciou na composição da cor verdadeira da água encontrada nas valas de drenagem, conforme pode ser visualizado na Figura 54. Em relação ao ferro total, a cor verdadeira apresentou correlação significativa de 0,43 indicando dessa maneira que o parâmetro também contribuiu para alteração da cor verdadeira encontrada no local.

**Figura 54** - Correlação entre Cor verdadeira e absorvância 254nm

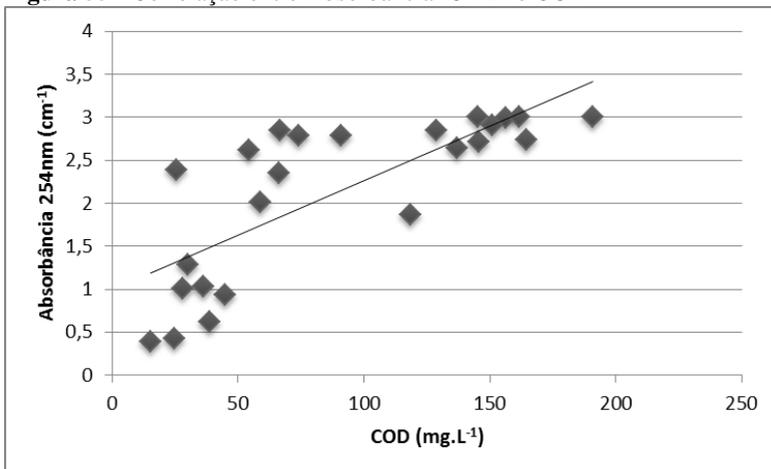


Outro parâmetro avaliado, o COD, apresentou correlação de 0,44 com a cor verdadeira. O parâmetro COD apresentou valor médio de 89,72mg.L<sup>-1</sup>. A correlação  $p < 0,05$  da cor verdadeira com os outros parâmetros analisados pode ser visualizado na tabela 10.

**Tabela 10-** Correlação entre cor verdadeira e outros parâmetros avaliados

Parâmetro	Correlação $p < 0,05$
pH	0,21
CE	0,01
Absorbância 254 nm	0,90
COD	0,436
Ferro	0,426

O alto valor de matéria orgânica encontrado nas amostras são indícios de que a degradação dos compostos orgânicos resulta na formação de substância que podem alterar a qualidade da água local. Alguns autores correlacionam a presença da coloração amarela ou marrom em águas naturais com concentrações significativas de ácidos orgânicos naturais, principalmente na forma de ácidos húmicos e fúlvicos em sua composição (GHASSEMI; CHRISTMAN, 1968; LAMAR; GOERLITZ, 1966; MANTOURA; RILEY, 1975; OLIVER; THURMAN; MALCOLM, 1983; WEBER; WILSON, 1975). Ademais, ambos os parâmetros avaliados para quantificar a matéria orgânica apresentaram valores elevados, além de correlação significativa com valor de 0,56 entre si, utilizando  $p < 0,05$ , conforme pode ser visualizado na figura 55.

**Figura 55 -** Correlação entre Absorbância 254nm e COD

Outro parâmetro avaliado, o pH das valas de drenagem apresentou variação entre 3,04 a 7,82. Apesar de algumas amostras de água apresentarem pH ácidos, não foi possível identificar um comportamento padrão da área estudada. Entretanto, 50% das amostras analisadas apresentaram pH abaixo de 5.

Uma vez que cultivos de *Pinus* tem a capacidade em acidificar o solo de sua área de cultivo como já identificado por outros pesquisadores (AUGUSTO; BONNAUD; RANGER, 1998; KHORASANI; KESHAVARZ; ADELI, 2013; LILIEFEIN et al., 2000, 2001), a acidificação do solo pode estar contribuindo para a característica ácida das águas coletadas nas valas de drenagem.

Por fim, foi avaliada a presença de fenol total nas amostras coletadas, uma vez que as folhas e resíduos das coníferas apresentam esse constituinte em sua composição (BLASCHKE, 1979; KUITERS, 1990; KUITERS; DENNEMAN, 1987; KUITERS; SARINK, 1986; WHITEHEAD; DIBB; HARTLEY, 1983). As análises foram realizadas com o intuito de identificar a substância nos pontos de coleta. Entretanto, nenhuma evidência desta substância foi encontrada nas amostras analisadas. Também foi avaliado o parâmetro CE nos pontos de monitoramento, entretanto, não se obteve nenhuma correlação com algum dos outros parâmetros avaliados e nenhuma tendência espacial que pode ser identificada.

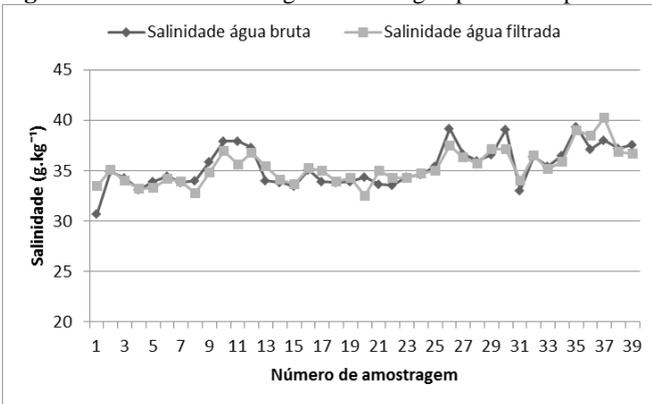
Uma vez que o contato com o lençol de água doce acabava por alterar a qualidade da água, optou-se por extrair a água por meio de um sistema de captação angular e conduzir o restante da pesquisa utilizando essa técnica. Como já descrito no item 2.8, esta técnica tem por característica o alongamento da tubulação em direção ao oceano com o intuito de evitar a captação da água doce e proporcionar a extração apenas da água do mar. Os resultados da eficiência do sistema de captação angular serão descritos a seguir.

#### 4.5. EFICIÊNCIA DO SISTEMA ANGULAR DE FILTRAÇÃO EM SEDIMENTO DO MAR

O período de monitoramento do sistema angular foi realizado durante o período de agosto a novembro de 2016, totalizando 39 coletas de água bruta do mar e água produzida pelo sistema angular conforme relatado anteriormente. Cabe ressaltar que os valores de comparação com a água bruta foram realizados dentro do mesmo período de tempo.

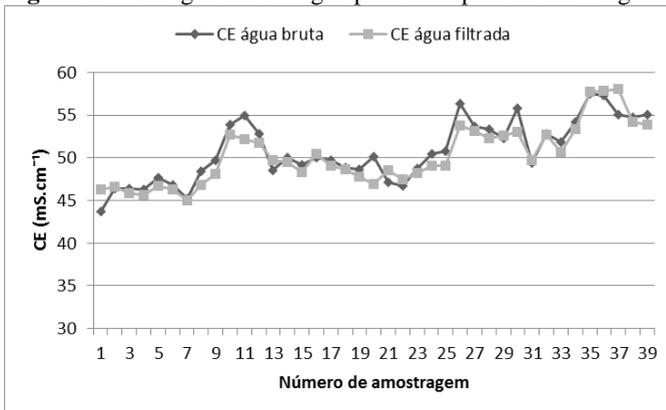
Em um primeiro momento, foi possível perceber que a água produzida pelo sistema de captação angular era proveniente do oceano sem a interferência do lençol de água doce. Essa premissa pode ser observada por meio dos parâmetros CE e salinidade, os quais apresentaram resultados semelhantes para a água bruta e a água produzida pelo sistema angular, conforme pode ser observado pela figura 56 e 57.

**Figura 56 - Salinidade da água bruta e água produzida pelo sistema angular**



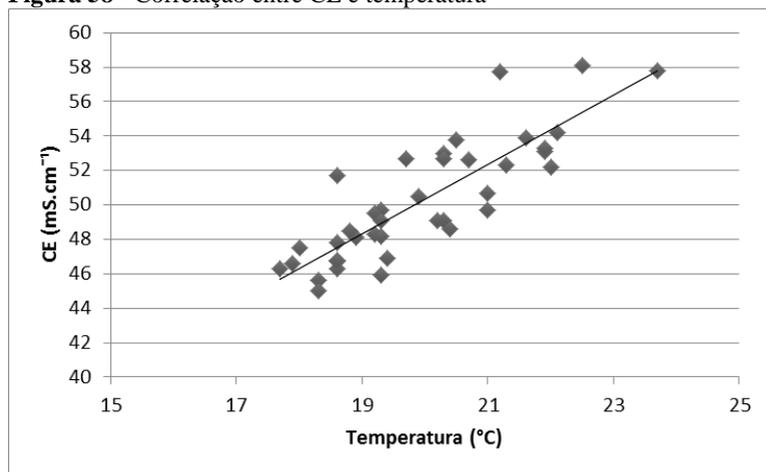
A salinidade da água produzida pelo sistema de filtração angular apresentou valor médio de  $35,34\text{g.kg}^{-1}$  e a CE de  $50,25\text{mS.cm}^{-1}$ , valores próximos aos encontrados para água bruta que foram de  $34,70\text{g.kg}^{-1}$  para salinidade e  $49,51\text{mS.cm}^{-1}$  para a CE.

**Figura 57 - CE água bruta e água produzida pelo sistema angular**



Por meio dos resultados, pode-se perceber que o valor médio da água produzida pelo sistema angular, apresenta resultados de CE e salinidade um pouco acima dos valores encontrados para a água bruta. Isso pode ocorrer, pois durante a passagem pelo meio filtrante a quantidade de sais e íons presentes no sedimento pode ser ligeiramente maior, o que ocasionaria um aumento destes parâmetros, fato também apresentado por outros pesquisadores (BARTAK et al., 2012a; MUÑOZ ELGUERA; PÉREZ BÁEZ, 2005). Ainda foi possível observar que tanto a salinidade quanto a CE apresentaram correlação com o parâmetro temperatura de 0,68 e 0,85 respectivamente, utilizando  $p < 0,05$ , conforme pode ser observado na figura 58. Como já mencionado anteriormente, a temperatura influencia diretamente a viscosidade da água alterando dessa forma a movimentação dos íons e sais presentes na água do mar (CLAVIER; COATES; DUMANOIR, 1984; HAYASHI, 2004).

**Figura 58** - Correlação entre CE e temperatura

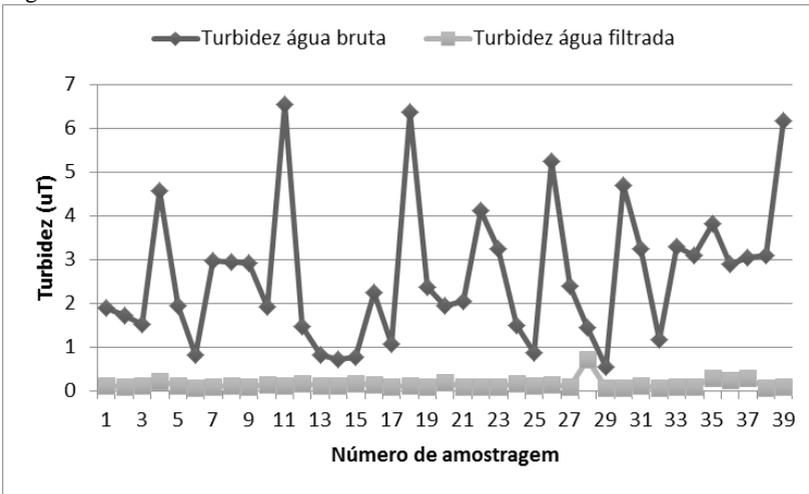


Como já relatado anteriormente, a intensidade das diferentes ondulações que atingem o local, causam uma revolvimento do sedimento o qual por sua vez altera a quantidade de sólidos suspensos presentes na água bruta.

Por meio dos dados analisados pode-se perceber que o sistema de captação angular remove de maneira eficiente os sólidos suspensos presentes na água bruta mesmo quando as ondulações de leste e sudeste (mais intensas) incidiram sobre o local. O sistema de captação angular apresentou valor médio do parâmetro turbidez em 0,15uT, ou seja,

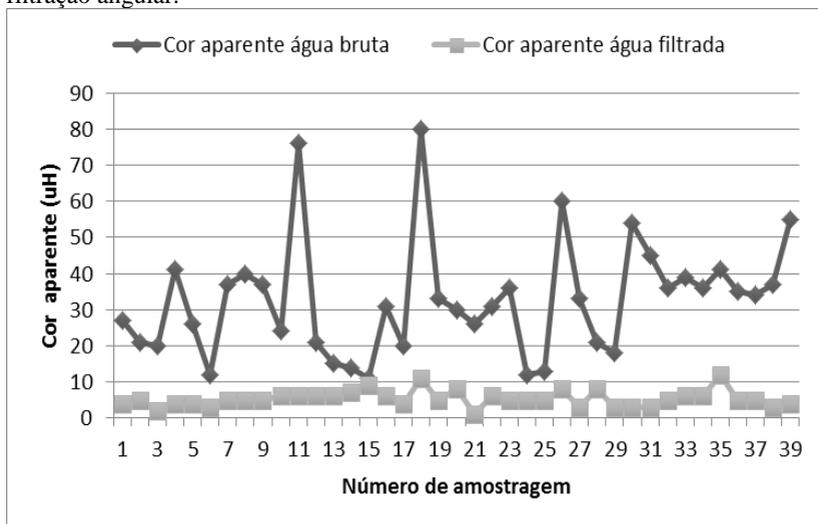
remoção de 94,3% quando comparado ao valor médio da água bruta (2,65uT). Também foi possível perceber que mesmo com a variação da turbidez da água bruta, a turbidez da água produzida se manteve estável com valores sempre abaixo de 1,00uT conforme indicado por outros pesquisadores (BARTAK et al., 2012b; VOUTCHKOV, 2010b).pode ser visualizado na figura 59.

**Figura 59** - Turbidez da água bruta e da água produzida pelo sistema de filtração angular



A cor aparente da água produzida pelo sistema de captação angular foi outro parâmetro que sofreu redução quando comparado aos valores encontrados para água bruta. Por meio de ambos parâmetros pode-se perceber que o meio filtrante encontrado no local é eficiente para a remoção de sólidos suspensos. A cor aparente do sistema de filtração angular apresentou valor médio de 5,3uH, ou seja, remoção de aproximadamente 83,8% quando comparado ao valor encontrado para água bruta (32,77uH). Também foi possível observar que as oscilações dos valores encontrados para água bruta em virtude da intensidade das ondulações não interferiram nos resultados encontrados para o sistema, que apresentou resultados estáveis durante o período de análise. A diferença entre os valores encontrados para água bruta e água filtrada pelo sistema angular pode ser visualizada na figura 60.

**Figura 60** - Cor aparente da água bruta e água produzida pelo sistema de filtração angular.



Diversos autores atribuem a melhora dos parâmetros turbidez e cor aparente à eficiência do sistema de captação em sedimento do mar, uma vez que esse tipo de técnica de pré-tratamento remove de maneira eficiente os sólidos suspensos presentes na água bruta durante a passagem da água através do meio filtrante (FRITZMANN et al., 2007; MISSIMER; JONES; MALIVA, 2015; RACHMAN; LI; MISSIMER, 2014; VOUTCHKOV, 2005).

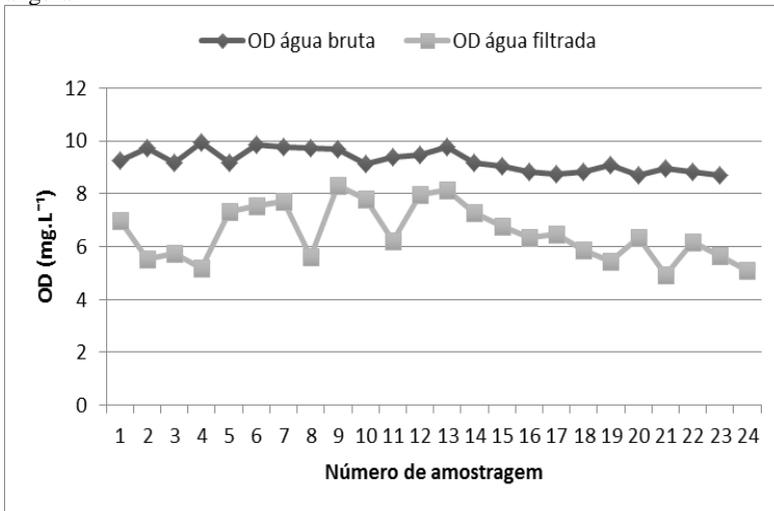
Também foi possível perceber que os parâmetros cor aparente e cor verdadeira apresentaram valores próximos. A média entre os valores de cor aparente e cor verdadeira da água produzida pelo sistema angular foi de 5,3uH e 3,2uH. A proximidade entre os valores, se deve ao fato de que o sistema de filtração angular remove de maneira eficiente os sólidos suspensos e em consequência disso a cor verdadeira da amostra é devido a presença de sólidos dissolvidos presentes na amostra de água.

Outro parâmetro avaliado que apresentou valores diferentes entre a água bruta e água filtrada pelo sistema angular foi o parâmetro OD. Isso pode ocorrer pois o OD encontrado na superfície da água do mar encontra-se saturado, o que proporciona a massa de água um maior aporte de oxigênio. Outro autores identificaram previamente que o comportamento do OD se altera devido a profundidade e também devido ao consumo de oxigênio de organismos presentes na água do mar e

também no sedimento (BARLOW, 2003; MISSIMER; JONES; MALIVA, 2015).

Os valores de OD para água bruta apresentaram valor médio de  $9,25\text{mg.L}^{-1}$ , enquanto que a água filtrada pelo sistema angular apresentou valores de  $6,5\text{mg.L}^{-1}$ . Outros autores já relataram que água produzida por processos de captação em sedimento de mar causam a redução da quantidade de OD disponível na água produzida (ABDEL-JAWAD; EBRAHIM, 1994; VOUTCHKOV, 2005). Os valores de OD da água bruta e água filtrada ao longo do período de monitoramento podem ser observados na figura 61.

**Figura 61** – OD da água bruta e água produzida pelo sistema de filtração angular



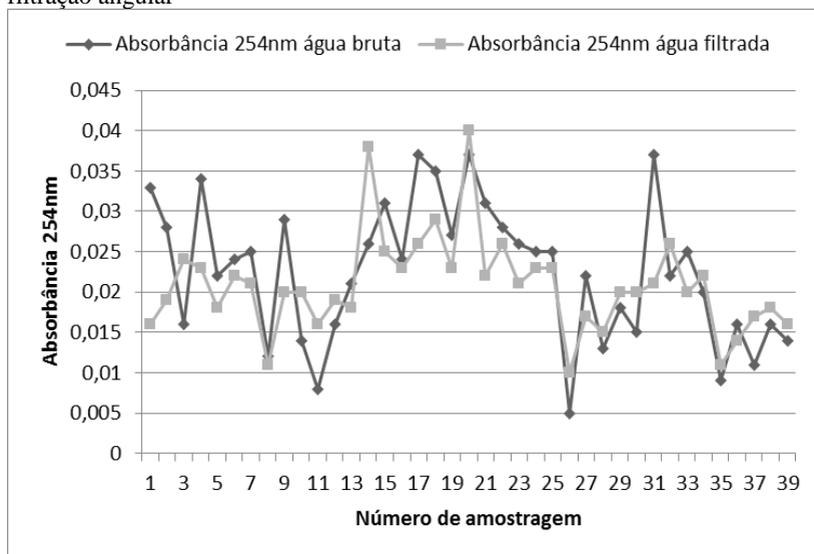
Em termos de matéria orgânica, a água produzida pelo sistema de filtração angular também apresentou valores um pouco abaixo do que o da água bruta. Esse teor de matéria orgânica pode ser verificado por meio dos parâmetros absorvância 254nm e COD. A água produzida pelo sistema de filtração angular apresentou valor médio de 0,02 para a absorvância 254nm e  $3,71\text{mg.L}^{-1}$  para o COD, ou seja, redução de 9,1% para o parâmetro absorvância254nm e 16% para o parâmetro COD. Outros autores que utilizaram a tecnologia também observaram redução dos valores de ambos os parâmetros em até 50% para o COD e de até 60% para a absorvância 254nm (BARTAK et al., 2012b; RACHMAN; LI; MISSIMER, 2014). Também foi possível observar que os parâmetros

COD e absorvância da água filtrada pelo sistema angular apresentaram correlação de 0,35 entre si utilizando  $p < 0,05$ .

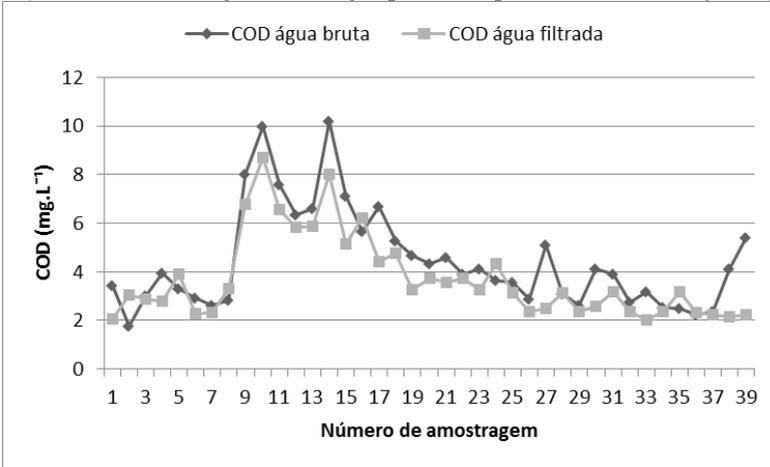
Apesar da redução dos parâmetros, os valores de COD e absorvância 254nm encontram-se acima de valores indicados para as membranas de OI. Autores citam que o COD deve encontra-se abaixo de  $0,5\text{mg.L}^{-1}$  (FRITZMANN et al., 2007).

Por meio dos dados pode-se perceber que apesar do sistema angular apresentar um bom desempenho na remoção de sólidos suspensos, não apresentou bom desempenho na remoção para as substância orgânicas dissolvidas. Apesar de não ser esperado a remoção de substâncias dissolvidas, isso também pôde ser identificado pelos dados das substância inorgânicas dissolvidas que apresentaram valores similares entre a água bruta e a água filtrada pelo sistema angular. O comportamento da absorvância 254nm e COD entre a água bruta e a água produzida pelo sistema pode ser observado na figura 62 e 63.

**Figura 62** - Absorvância 254nm da água bruta e água produzida pelo sistema de filtração angular



**Figura 63** - COD da água bruta e água produzida pelo sistema de filtração angular



Os parâmetros pH e STD também foram avaliados. A água bruta e a água filtrada pelo sistema angular apresentaram valores semelhantes. Assim como já identificado em outros parâmetros aqui analisados, por se tratar de substâncias dissolvidas não foram observadas grandes mudanças entre os parâmetros. O valor do pH da água filtrada apresentou média de 8,13 enquanto que o pH da água bruta apresentou média de 8,3. Por sua vez o valor médio de STD da água filtrada foi de 34.418,94mg.L<sup>-1</sup> para água filtrada pelo sistema, enquanto foi de 34.474,20mg.L<sup>-1</sup> para a água bruta. Por meio dos dados pode-se perceber uma pequena redução entre os valores, entretanto, por serem influenciadas por partículas dissolvidas nota-se que o sistema não é capaz de provocar uma grande redução dos valores. Cabe ressaltar que ambos os parâmetros encontram-se dentro dos aceitáveis para a filtração por membranas de OI, que sugere pH entre 7,6-8,3 e STD por volta de 35.000mg.L<sup>-1</sup> (VOUTCHKOV, 2010). Uma tabela com os resultados dos parâmetros entre a água bruta e água produzida pelo sistema angular pode ser observada na tabela 11. Cabe ressaltar que a média dos resultados para a água bruta é referente ao período em que os sistemas foram monitorados em conjunto e não ao longo de todo o período de análise.

**Tabela 11** - Resultados gerais da água bruta e água produzida pelo sistema angular

Parâmetro	Média AB	Média AF	Redução(%)
Absorbância UV-254nm	0,022	0,020	9,09
COD (mg.L <sup>-1</sup> )	4,43	3,71	16,25
CE (mS.cm <sup>-1</sup> )	50,78	50,24	1,06
Cor aparente (uH)	32,77	5,30	<b>83,82</b>
Cor verdadeira (uH)	3,97	3,23	18,63
OD (mg.L <sup>-1</sup> )	9,25	6,5	29,72
pH	8,30	8,13	2,04
Salinidade (g.kg <sup>-1</sup> )	35,39	35,34	0,14
STD (mg.L <sup>-1</sup> )	34.474,23	34.148,95	0,94
Turbidez (uT)	2,65	0,15	<b>94,33</b>
Temperatura (°C)	20,05	19,95	0,49

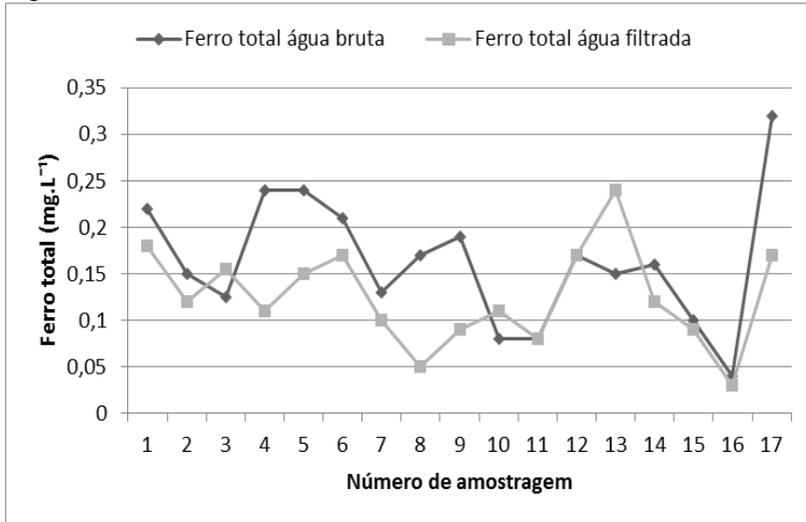
#### 4.6. AVALIAÇÃO DOS PARÂMETROS ESPECÍFICOS PARA O SISTEMA DE FILTRAÇÃO ANGULAR

Além dos parâmetros gerais avaliados ao longo do experimento, também foram avaliados alguns parâmetros inorgânicos que podem comprometer o bom funcionamento das membranas de OI.

Dessa forma, foram conduzidas análises dos parâmetros ferro, dureza, manganês e SDI. Uma vez que foi encontrada a presença de ferro na área de entorno, como pode ser observado no item 5.4 desta dissertação, foram realizadas análises com o intuito de identificar a presença do metal na água bruta ou na água produzida pelo sistema angular, uma vez que a presença do metal pode prejudicar o desempenho das membranas de OI. De acordo com Voutchkov (2005, 2010), o ferro em sua forma reduzida pode ser tolerado pelas membranas na concentração de até 2mg.L<sup>-1</sup>. Por sua vez o ferro na forma oxidada com concentração maior que 0,05 mg.L<sup>-1</sup> pode acelerar o *fouling* das membranas. As análises realizadas avaliaram a quantidade de ferro total,

ou seja, em sua forma reduzida e oxidada. Os resultados entre a água bruta e a água filtrada podem ser observados na figura 64.

**Figura 64** - Ferro total da água bruta e da água produzida pelo sistema de filtração angular



Por meio dos resultados pode-se perceber que os valores de ferro para água bruta apresentaram média de  $0,16\text{mg.L}^{-1}$  enquanto que a água produzida pelo sistema angular apresentou média de  $0,12\text{mg.L}^{-1}$ . Uma das principais preocupações referentes à utilização da técnica de filtração em angular se deve ao fato de que durante a filtração da água pelo sedimento possa ocorrer um aumento no teor de alguns metais na água produzida (ABDEL-JAWAD; EBRAHIM, 1994; FRITZMANN et al., 2007; MISSIMER; JONES; MALIVA, 2015; VOUTCHKOV, 2005). Além das análises referentes ao parâmetros ferro, também foi avaliada a presença de manganês na água bruta e água filtrada, entretanto, todos os resultados ficaram abaixo do limite de quantificação de  $0,1\text{mg.L}^{-1}$ .

Também foram realizadas análises de dureza, com intuito de verificar a quantidade dos íons de magnésio e cálcio presentes na água do mar. Os valores encontrados para a água produzida pelo sistema de filtração angular apresentaram resultados superiores ao da água bruta. O valor médio da água produzida pelo sistema foi de  $4.623,52\text{mg.L}^{-1}$ , enquanto que a água bruta apresentou valor médio de  $4.328,23\text{mg.L}^{-1}$ . O valor médio do parâmetro dureza para a água do oceanos é de aproximadamente  $6.000\text{mg.L}^{-1}$  (FRITZMANN et al., 2007; BOYD,

2008). Devido ao pequeno número de amostras realizadas para esses parâmetros (ferro, manganês e dureza), não foram realizadas análises estatísticas de correlação entre estes e os demais parâmetros, somente a caracterização dos mesmos.

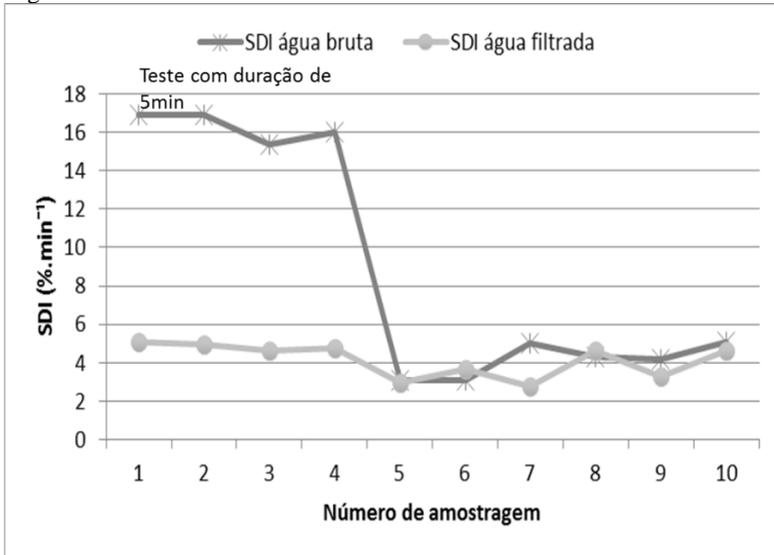
#### 4.6.1 SDI e óleos e graxas

Em um primeiro momento realizou-se análises de óleos e graxas. As análises foram realizadas durante o mês de junho, época em que se realiza a pesca da tainha e conseqüentemente ocorre o aumento do tráfego de embarcações na região. Apesar do aumento do tráfego de embarcações, não foi detectada a presença de óleos e graxas na água analisada.

Por fim, realizou-se o teste de índice de sedimento (SDI). Esse teste é uma das principais formas de se avaliar a ocorrência de *fouling* em uma membrana de OI. De acordo com alguns pesquisadores, o teste de sedimentos deve apresentar valor ideal abaixo de  $3\% \cdot \text{min}^{-1}$ , aceitável até  $5\% \cdot \text{min}^{-1}$  e a necessidade de outro tratamento caso o valor seja maior que  $5\% \cdot \text{min}^{-1}$  (BAKER, 2004; BARTAK et al., 2012b; GILLE, 2003; RACHMAN; LI; MISSIMER, 2014).

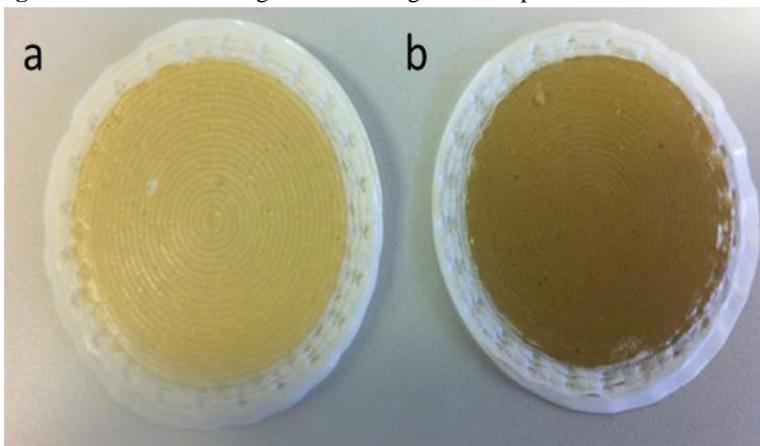
Os testes de SDI da água filtrada pelo sistema angular foram realizados com duração total de 15 minutos. Por sua vez os testes da água bruta foram em algumas ocasiões encerrados em 5 minutos (número de amostragem 1, 2, 3 e 4), uma vez que se o tempo para coletar os 100mL for maior que 1 minuto o teste deve ser encerrado, conforme relatado no item 3.6.2. O restante das amostras de água bruta foram realizadas com duração total de 15 minutos Cabe ressaltar que não foram identificadas correlações dos valores de SDI com a turbidez ou cor aparente das amostras analisadas. O SDI da água bruta apresentou média de  $8,9\% \cdot \text{min}^{-1}$  com valores entre  $3,06\% \cdot \text{min}^{-1}$  e  $16,9\% \cdot \text{min}^{-1}$ . Não foi identificado o motivo das oscilações destes parâmetros. Por sua vez o SDI da água filtrada pelo sistema horizontal apresentou valor médio de  $4,13\% \cdot \text{min}^{-1}$  com valores entre  $2,77\% \cdot \text{min}^{-1}$  e  $5,08\% \cdot \text{min}^{-1}$ . Outros autores também já obtiveram resultados semelhantes para o SDI, identificando a redução do parâmetro para a água produzida pelo sistema de filtração sem encontrar correlação com parâmetros que avaliam a quantidade de sólidos suspensos (BARTAK et al., 2012b; BONNELYE et al., 2004; RACHMAN; LI; MISSIMER, 2014). O comportamento dos valores de SDI da água bruta e água filtrada pode ser observado na figura 65.

**Figura 65** - SDI entre a água bruta e a água filtrada pelo sistema de filtração angular.



Após os testes, foi possível perceber que a membrana de  $0,45\mu\text{m}$  utilizada para o SDI da água bruta apresentava uma coloração mais escura e uma maior quantidade de sedimentos retidos em sua superfície. Por sinal a membrana utilizada para o teste da água filtrada apresentava uma coloração mais clara com uma quantidade de sedimentos menor. Apesar de não ser identificada uma correlação entre os parâmetros turbidez e SDI, pode se perceber que a quantidade de sólidos suspensos retidos na parte superficial da membrana utilizada para o teste da água bruta foi mais intenso do que quando comparado a membrana utilizada para o teste da água filtrada. Uma figura das membranas utilizadas após o teste pode ser observada na figura 66.

**Figura 66** - Membranas água filtrada e água bruta após o teste SDI



**Nota:** (a) Membrana água filtrada após teste SDI; (b) Membrana água bruta após teste SDI;

**Fonte:** Do autor, (2016).



## 5. CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES

Por meio dos dados obtidos nesta dissertação, foi possível perceber que a avaliação da hidrogeologia do local é de extrema importância para a utilização da técnica de filtração em sedimento de mar. A qualidade da água doce presente no lençol freático da região da Barra da Lagoa acabou comprometendo a qualidade da água produzida pelo sistema. Apesar da mudança da configuração do sistema vertical para um local mais próximo ao mar ter melhorado a remoção de sólidos suspensos, a contribuição do lençol de água doce proporcionou um aumento da matéria orgânica, ocasionando uma das chamadas “falhas fatais” na utilização da técnica de poços de praia. Dessa forma, pode-se concluir que o sistema vertical não apresentou resultados condizentes com a qualidade de água necessária as membranas de OI para a localidade da Barra da Lagoa.

Em relação à água bruta do mar, pode-se verificar que a movimentação intensa das massas de água provoca um revolvimento do sedimento, aumentando a presença de sólidos suspensos na água bruta. Entretanto, mesmo com as oscilações provocadas pelas diferentes intensidades de ondulações, o sistema de filtração angular em sedimento de praia apresentou redução para parte dos parâmetros avaliados, principalmente em relação à redução de sólidos suspensos.

Por meio dos dados analisados verifica-se que o sistema de filtração angular apresentou durante o período de monitoramento:

- Remoção de sólidos suspensos, produzindo água com boa qualidade dentro dos parâmetros exigidos para as membranas de OI durante todo o período de monitoramento. Esse resultado pode ser confirmado por meio dos parâmetros turbidez e cor aparente que apresentaram remoção de 94% e 84% respectivamente.
- O SDI indica que a qualidade da água produzida ( $3-5 \cdot \text{min}^{-1}$ ) encontra-se dentro de valores aceitáveis para as membranas de OI, entretanto, o valor ideal seria abaixo de  $3 \cdot \text{min}^{-1}$ .
- Durante o período de monitoramento o pH da água produzida pelo sistema angular encontrou-se dentro (7,6-8,3) dos limites indicados para as membranas de OI, assim como a temperatura da água ( $15^{\circ}\text{C} - 25^{\circ}\text{C}$ ).
- O sistema apresentou pouca eficiência na remoção de substâncias orgânicas dissolvidas, fato que pode ser

comprovado pelos parâmetros COD e absorvância 254nm. Em consequência dos valores encontrados é provável que ocorra a formação de *fouling*.

Dessa forma, com os resultados obtidos nesta pesquisa, indicam-se as seguintes sugestões para futuros estudos:

- Além das análises realizadas que buscaram quantificar valores referentes a matéria orgânica, sugere-se que sejam quantificadas as Partículas Exopoliméricas Transparentes (TEP) entre a água bruta e a água filtrada.
- Apesar de ser realizada uma análise geral de quantificação de íons presentes na água bruta, sugere-se que também seja avaliada a composição individual dos cátions e ânions presentes na água bruta, uma vez que esses íons são responsáveis pelo chamado *fouling* inorgânico, não avaliados nesta dissertação.
- Também se deve realizar análise para as substâncias inorgânicas sílica e bromo, uma vez que a presença dessas pode acelerar a obstrução do material das membranas de OI.
- Sugere-se que a análise de ferro seja realizada de forma individual, ou seja, para as formas reduzidas e oxidadas do metal, uma vez que a presença de ferro dissolvido é mais crítica e pode comprometer o desempenho das membranas de OI.
- O autor também sugere a realização deste mesmo estudo em outra localidade, uma vez que alguns contaminantes presentes na Barra da Lagoa prejudicaram o desempenho da técnica de pré-tratamento pelos poços de praia.

## REFERÊNCIAS

ABDEL-JAWAD, M.; EBRAHIM, S. Beachwell seawater intake as feed for an RO desalting system. **Desalination**, v. 99, n. 1, p. 57–71, 1994.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7181**. Análise Granulométrica. Método de Ensaio. Rio de Janeiro, 1984, 13p.

Agência Nacional de Águas – ANA. Relatório de gestão 2015. ANA, (2013). <Disponível em: [http://arquivos.ana.gov.br/institucional/ana/ContasAnuais/2015/RelatorioGestao\\_2015.PDF](http://arquivos.ana.gov.br/institucional/ana/ContasAnuais/2015/RelatorioGestao_2015.PDF)> acessado em: agosto de 2016.

AL-AHMAD, M. et al. Biofouling in RO membrane systems Part 1: Fundamentals and control. **Desalination**, v. 132, n. October, p. 173–179, 2000.

ALKHUDHIRI, A.; DARWISH, N.; HILAL, N. Membrane distillation: A comprehensive review. **Desalination**, v. 287, p. 2–18, 2012.

ALMEIDA, G. M.; SILVA, G. C. J. Fatores hidrogeológicos no estudo da intrusão salina em aquíferos costeiros da região litorânea do município de maricá - RJ. **Anuario do Instituto de Geociencias**, v. 30, n. 2, p. 104–117, 2007.

AMY, G. Fundamental understanding of organic matter fouling of membranes. **Desalination**, v. 231, n. 1–3, p. 44–51, 2008.

ASSAAD, F.; LAMOREAUX, P. E.; HUGHES, T. H. Field Methods for Geologists and Hydrogeologists. **Journal of Chemical Information and Modeling**, v. 53, n. 9, p. 405, 2004.

ASSIRY, A. M. et al. Electrical conductivity of seawater during ohmic heating. **Desalination**, v. 260, n. 1–3, p. 9–17, 2010.

AUGUSTO, L.; BONNAUD, P.; RANGER, J. Impact of tree species on forest soil acidification. **Forest Ecology and Management**, v. 105, n. 1–3, p. 67–78, 1998.

BAKER, J. S.; DUDLEY, L. Y. Biofouling in membrane systems — A review. **Desalination**, v. 118, n. 1–3, p. 81–89, 1998.

BAKER, R. W. **Membrane Technology and Applications**. 2. ed. Menlo Park, California: John Wiley & Sons, Inc., 2004.

BARLOW, P. M. Ground Water in Freshwater-Saltwater Environments of the Atlantic Coast. **US Geological Survey - Circular 1262**, v. Circular 1, p. 121, 2003.

BARTAK, R. et al. Beach Sand Filtration as Pre-Treatment for RO Desalination. **International Journal of Water Sciences**, v. 1, n. 2, 2012.

BARTELS, C. et al. The effect of feed ionic strength on salt passage through reverse osmosis membranes. **Desalination**, v. 184, n. 1–3, p. 185–195, 2005.

Bedient, P. B., Rifai, H. S., Newell, C. J. (1999). **Ground Water Contamination: Transport and Remediation**. London, UK: Prentice-Hall International.

BIGHAM, J. M.; NORDSTROM, D. K. Iron and Aluminum Hydroxysulfates from Acid Sulfate Waters. **Current Science**, v. 80, n. 7, p. 351–403, 2001.

BIRD, R. B.; STEWART, W. E.; LIGHTFOOT, E. N. **Transport Phenomena**. 2. ed. New York: John Wiley & Sons, Inc., 2002.

BLASCHKE, H. Leaching of water-soluble organic substances from coniferous needle litter. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 11, n. 6, p. 581–584, 1979.

BONNELYE, V. et al. Reverse osmosis on open intake seawater: Pre-treatment strategy. **Desalination**, v. 167, n. 1–3, p. 191–200, 2004.

BOYD, C. E.; **Water Quality: an introduction**. 2. ed. Auburn: Springer, (2015).

BRASIL. Lei n.º 9.985, de 18 de julho de 2000. Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá

outras providências. <Disponível em [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/L9985.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9985.htm)>

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução nº 357/05, de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **DOU**, Brasília, nº 053, p. 58-63, de 18 Mar. 2005.

BREHANT, A.; BONNELYE, V.; PEREZ, M. Comparison of MF/UF pretreatment with conventional filtration prior to RO membranes for surface seawater desalination. **Desalination**, v. 144, p. 353–360, 2002.

Brown, S. **Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer**. Rome: FAO forestry paper – 134, 1997.

CANADIAN WATER QUALITY GUIDELINES. Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. **Canadian Council of Ministers of the Environment**, p. 1–5, 1999.

CHUA, K. T.; HAWLADER, M. N. A; MALEK, A. Pretreatment of seawater: Results of pilot trials in Singapore. **Desalination**, v. 159, n. 3, p. 225–243, 2003.

CLAVIER, C.; COATES, G.; DUMANOIR, J. Theoretical and Experimental Bases for the Dual Water Model for the Interpretation of Shaly Sands. **Society of Petroleum Engineers Journal**, v. 4, n. April, p. 153–168, 1984.

CREBER, S. A. et al. Chemical cleaning of biofouling in reverse osmosis membranes evaluated using magnetic resonance imaging. **Journal of Membrane Science**, v. 362, n. 1–2, p. 202–210, 2010.

CRITTENDEN, J. C. et al. **MWH ’ s Water Treatment: Principles and Design**. 3. ed. Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons, Inc., 2012.

DEHWAH, A. H. A. et al. Changes in feedwater organic matter concentrations based on intake type and pretreatment processes at SWRO facilities, Red Sea, Saudi Arabia. **Desalination**, v. 360, p. 19–27, 2015a.

DEHWAH, A. H. A. et al. Impact of well intake systems on bacterial, algae, and organic carbon reduction in SWRO desalination systems, SAWACO, Jeddah, Saudi Arabia. **Desalination and Water Treatment**, v. 55, n. 10, p. 2594–2600, 2015b.

DRISCOLL, F. G. **Groundwater and Wells**. 2. ed. St. Paul, Minnesota: Johnson Screens, 1986.

DUDLEY, L. Y.; DARTON, E. G. Membrane autopsy - a case study. **Desalination**, v. 105, n. 1–2, p. 135–141, 1996.

FARIÑAS, M.; LÓPEZ, L. Á. New and innovative sea water intake system for the desalination plant at San Pedro del Pinatar. **Desalination**, v. 203, n. 1–3, p. 199–217, 2007.

FERREIRA, F. A. C. **Projeto Parque Estadual Do Rio Vermelho**. 1. ed. Florianópolis: Insular, 2010.

FLEMMING, H.-C. Reverse osmosis membrane biofouling. **Experimental Thermal and Fluid Science**, v. 14, n. 4, p. 382–391, 1997.

FLORIANÓPOLIS. IPUF. **Plano Diretor Participativo da Cidade: Leitura da Cidade** (vol. 1) 2008. Florianópolis: Instituto de Planejamento Urbano de Florianópolis, 2008.

FREYESLEBEN, L.M.C. Aspectos essenciais do ritmo climático de Florianópolis. 1979. 49 f. **Trabalho Técnico**. Florianópolis, UFSC, 1979.

FRITZMANN, C. et al. State-of-the-art of reverse osmosis desalination. **Desalination**, v. 216, n. 1–3, p. 1–76, 2007.

GHAFFOUR, N.; MISSIMER, T. M.; AMY, G. L. Technical review and evaluation of the economics of water desalination: Current and future challenges for better water supply sustainability. **Desalination**, v. 309, n. 2013, p. 197–207, 2013.

GHASSEMI, M.; CHRISTMAN, R. F. Properties of the yellow organic acids of natural waters. **Limnology and Oceanography**, v. 13, n. 4, p. 583–697, 1968.

GILLE, D. Seawater intakes for desalination plants. **Desalination**, v. 156, n. 1–3, p. 249–256, 2003.

GREENLEE, L. F. et al. Reverse osmosis desalination: Water sources, technology, and today's challenges. **Water Research**, v. 43, n. 9, p. 2317–2348, 2009.

GUEDES, J. A. **Áreas de proteção ambiental para poços de abastecimento público em aquíferos costeiros**. 2005. 184p. Tese (doutorado). Pós- Graduação em Engenharia de Produção. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2005.

GUO, L.; SANTSCI, P.; WARNKEN, K. Dynamics of Dissolved Organic Carbon (DOC) in Oceanic Environments. **Limnology and Oceanography**, v. 40, n. 8, p. 1392–1403, 1995.

HAYASHI, M. Temperature-electrical conductivity relation of water for environmental monitoring and geophysical data inversion. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 96, n. 1–3, p. 119–128, 2004.

KANG, G.; CAO, Y. Development of antifouling reverse osmosis membranes for water treatment: A review. **Water Research**, v. 46, n. 3, p. 584–600, 2012.

KHAWAJI, A. D.; KUTUBKHANAH, I. K.; WIE, J.-M. Advances in seawater desalination technologies. **Desalination**, v. 221, n. 1–3, p. 47–69, 2008.

KHORASANI, N.; KESHAVARZ, A.; ADELI, E. Impacts of soil acidity on qualitative and quantitative conditions of broadleaf and coniferous trees. **International Journal of Environmental Science & Technology**, v. 1, n. 3, p. 177–189, 2013.

KUITERS, A. T. Role of phenolic substances from decomposing forest litter in plant-soil interactions. v. 39, n. December, p. 329–348, 1990.

KUITERS, A. T.; DENNEMAN, C. A. J. Water-soluble phenolic substances in soils under several coniferous and deciduous tree species. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 19, n. 6, p. 765–769, 1987.

KUITERS, A. T.; SARINK, H. M. leaching of phenolic compounds from leaf. v. 18, n. 5, 1986.

LAMAR, W. L.; GOERLITZ, D. F. Organic Acids in Naturally Colored Surface Waters: Organic Substances in Water. **Geological Survey Water-Supply Paper 1817-A**, p. 17, 1966.

LEE, K. P.; ARNOT, T. C.; MATTIA, D. A review of reverse osmosis membrane materials for desalination—Development to date and future potential. **Journal of Membrane Science**, v. 370, n. 1–2, p. 1–22, 2011.

LILIENFEIN, J. et al. Soil acidification in *Pinus caribaea* forests on Brazilian savanna oxisols. **Forest Ecology and Management**, v. 128, n. 3, p. 145–157, 2000.

LILIENFEIN, J. et al. Effects of *Pinus caribaea* forests on the C, N, P, and S status of Brazilian savanna Oxisols. **Forest Ecology and Management**, v. 147, n. 2–3, p. 171–182, 2001.

MANTOURA, R. F. C.; RILEY, J. P. The analytical concentration of humic substances from natural waters. **Analytica Chimica Acta**, v. 76, n. 1, p. 97–106, 1975.

MATIN, A. et al. Biofouling in reverse osmosis membranes for seawater desalination: Phenomena and prevention. **Desalination**, v. 281, n. 1, p. 1–16, 2011.

MENDONÇA, M. **A dinâmica têmporo-espacial do clima subtropical na região conturbada de Florianópolis/SC**. 2002. 343 f. Tese (Doutorado). Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade Estadual de São Paulo, São Paulo, 2002.

MISDAN, N.; LAU, W. J.; ISMAIL, A. F. Seawater Reverse Osmosis (SWRO) desalination by thin-film composite membrane—Current development, challenges and future prospects. **Desalination**, v. 287, p. 228–237, 2012.

MISSIMER, T. M. et al. Subsurface intakes for seawater reverse osmosis facilities: Capacity limitation, water quality improvement, and

economics. **Desalination**, v. 322, p. 37–51, 2013.

MISSIMER, T. M.; JONES, B.; MALIVA, R. G. **Intakes and Outfalls for Seawater Reverse-Osmosis Desalination Facilities: Innovations and Environmental Impacts**. New York: Springer, 2015.

MISSIMER, T.M. **Water Supply Development, Aquifer Storage, and Concentrate Disposal for Membrane Water Treatment Facilities**. 2 ed. Texas: Schlumberger Limited, 2009

MUÑOZ ELGUERA, A.; PÉREZ BÁEZ, S. O. Development of the most adequate pre-treatment for high capacity seawater desalination plants with open intake. **Desalination**, v. 184, n. 1–3, p. 173–183, 2005.

NISHI, L. **Estudos dos processos de coagulação/floculação seguido de filtração com membranas para remoção de protozoários parasitas e células de cianobactérias**. 2011. Tese (Doutorado)– Universidade Federal de Maringá. Maringá, 2011.

OLIVER, B. G.; THURMAN, E. M.; MALCOLM, R. L. The contribution of humic substances to the acidity of colored natural waters. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 47, n. 11, p. 2031–2035, 1983.

ONU - ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. The Post 2015: Water thematic consultation. **Report**. New York (EUA): ONU, 2013 Aug. 09. Disponível em: <[http://www.unwater.org/downloads/Final9Aug2013\\_WATER\\_THEMATIC\\_CONSULTATION\\_REPORT.pdf](http://www.unwater.org/downloads/Final9Aug2013_WATER_THEMATIC_CONSULTATION_REPORT.pdf)>. Acesso em: 12 Nov. 2014

ONU. **Relatório mundial das Nações Unidas sobre desenvolvimento dos recursos hídricos: água para um mundo sustentável**. Perugia (Italia): ONU, 2015. Disponível em: <[http://www.unesco.org/new/fileadmin/MULTIMEDIA/HQ/SC/images/WWDR2015ExecutiveSummary\\_POR\\_web.pdf](http://www.unesco.org/new/fileadmin/MULTIMEDIA/HQ/SC/images/WWDR2015ExecutiveSummary_POR_web.pdf)>. Acesso em: 31 Ago. 2015.

PAIVA, A. L. R.; CABRAL, J. J. S. P.; DEMETRIO, J. G. A.; SOBRAL, M. C.; Filtração em margem para indução de recarga e melhoria da qualidade de água estudo de caso: Rio Beberibe. **Águas Subterrâneas (São Paulo)**, v. 24, p. 46-59, 2010.

PEÑATE, B.; GARCÍA-RODRÍGUEZ, L. Current trends and future prospects in the design of seawater reverse osmosis desalination technology. **Desalination**, v. 284, p. 1–8, 2012.

PENRU, Y. et al. Characterization of natural organic matter from Mediterranean coastal seawater. **Journal of Water Supply Research and Technology-Aqua**, v. 62, n. 1, p. 42–51, 2013.

PERRY, R. H.; GREEN, D. W.; MALONEY, J. O. **Chemical Engineers' Handbook**. 7. ed. New York: McGraw-Hill, 1997.

PINET, P. R. **Invitation to Oceanography**. 7. ed. Burlington: Jones & Bartlett Learning, 2011.

PONTIÉ, M. et al. Tools for membrane autopsies and antifouling strategies in seawater feeds: a review. **Desalination**, v. 181, n. 1–3, p. 75–90, 2005.

POTTS, D. E.; AHLERT, R. C.; WANG, S. S. A critical review of fouling of reverse osmosis membranes. **Desalination**, v. 36, p. 235–264, 1981.

PRIHASTO, N.; LIU, Q.-F.; KIM, S.-H. Pre-treatment strategies for seawater desalination by reverse osmosis system. **Desalination**, v. 249, n. 1, p. 308–316, 2009.

RACHMAN, R. M.; LI, S.; MISSIMER, T. M. SWRO feed water quality improvement using subsurface intakes in Oman, Spain, Turks and Caicos Islands, and Saudi Arabia. **Desalination**, v. 351, p. 88–100, 2014.

REDONDO, J.; LOMAX, I. Experiences with the pretreatment of raw water with high fouling potential for reverse osmosis plant using FILMTEC membranes. **Desalination**, v. 110, p. 167–182, 1997.

REJMANEK, M.; RICHARDSON, D. M. What Attributes Make Some Plant Species More Invasive? WHAT ATTRIBUTES MAKE SOME PLANT SPECIES MORE INVASIVE? I. **Pacific Science**, v. 77, n. 6, p. 1655–1661, 2007.

RHEINLÄNDER, J.; GEYER, D. Seawater Desalination. **Solar Energy**, p. 189–211, 2009.

RICHARDSON, D. M.; VAN WILGEN, B. W.; NUÑEZ, M. A. Alien conifer invasions in South America: Short fuse burning? **Biological Invasions**, v. 10, n. 4, p. 573–577, 2008.

SENS, M. L.; MONDARDO, R. I.; DALSSASSO, R.; MELO, L. C. Filtração em Margem. In: PROSAB (Ed.). Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano, Capítulo. Rio de Janeiro: ABES, p. 173-236. 2006.

SHANNON, M. A. et al. Science and technology for water purification in the coming decades. **Nature (London, U. K.)**, v. 452, n. March, p. 301–310, 2008.

SPARKS, L. D. **Environmental Soil Chemistry**. 2. ed. San Diego (CA): Academic Press, 2003.

TALLEY, L. et al. Physical Properties of Seawater. **Descriptive Physical Oceanography**, p. 29–65, 2011.

TODD, D. K.; MAYS, L. W. **Groundwater Hydrology**. 3. ed. New York: John Wiley & Sons, Inc., 2005.

VAN DER BRUGGEN, B. Desalination by distillation and by reverse osmosis — trends towards the future. **Membrane Technology**, v. 2003, n. 2, p. 6–9, 2003.

VAN DER BRUGGEN, B.; VANDECASTEELE, C. Distillation vs. membrane filtration: Overview of process evolutions in seawater desalination. **Desalination**, v. 143, n. 3, p. 207–218, 2002.

VOUTCHKOV, N. SWRO desalination process: On the beach - Seawater intakes. **Filtration and Separation**, v. 42, n. 8, p. 24–27, 2005.

VOUTCHKOV, N. Considerations for selection of seawater filtration pretreatment system. **Desalination**, v. 261, n. 3, p. 354–364, 2010a.

VOUTCHKOV, N.; SEMIAT, R. Seawater desalination. In: Li, N. N. et al (eds). **Advanced membrane technology and applications**. Hoboken (USA): John Wiley & Sons, 2008.

VRIJENHOEK, E. M.; HONG, S.; ELIMELECH, M. Influence of membrane surface properties on initial rate of colloidal fouling of reverse osmosis and nanofiltration membranes. **Journal of Membrane Science**, v. 188, n. 1, p. 115–128, 2001.

VROUWENVELDER, H. S. et al. Biofouling of membranes for drinking water production. **Desalination**, v. 118, n. 1–3, p. 157–166, 1998.

WADE, N. M. Technical and economic evaluation of distillation and reverse osmosis desalination processes. **Desalination**, v. 93, n. 1–3, p. 343–363, 1993.

WADE, N. M. Distillation of plant development and cost update. **Desalination**, v. 136, n. 1–3, p. 3–12, 2001.

WEBER, J.; WILSON, S. The isolation and characterization of fulvic acid and humic acid from river water. **Water Research**, v. 9, n. 12, p. 1079–1084, 1975.

WEISS, R. F. The solubility of nitrogen, oxygen and argon in water and seawater. **Deep-Sea Research and Oceanographic Abstracts**, v. 17, n. 4, p. 721–735, 1970.

WHITEHEAD, D. C.; DIBB, H.; HARTLEY, R. D. Bound phenolic compounds in water extracts of soils, plant roots and leaf litter. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 15, n. 2, p. 133–136, 1983.

WIJMANS, J. G.; BAKER, R. W. the Solution-Diffusion Model - a Review. **Journal of Membrane Science**, v. 107, n. 1–2, p. 1–21, 1995.

WILLIAMS, D. E. Research and Development for Horizontal/Angle Well Technology. **U.S. Department of the Interior**, n. 151, p. 72, 2008.

WINZELER, H. B.; BELFORT, G. Enhanced performance for pressure-driven membrane processes: the argument for fluid instabilities. **Journal of Membrane Science**, v. 80, n. 1, p. 35–47, 1993.

WOLF, P. H.; SIVERNIS, S.; MONTI, S. UF membranes for RO desalination pretreatment. **Desalination**, v. 182, n. 1–3, p. 293–300, 2005.