



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO E MEIO
AMBIENTE

FABRÍCIA DE MELO BONFIM

QUALIDADE DAS ÁGUAS DE ABASTECIMENTO DO MUNICÍPIO DE CRATEÚS –
CE, NOS ANOS DE ESTIAGEM: ÁGUAS NATURAIS, DESSALINIZADAS E
REJEITO SALINO

FORTALEZA
2020

FABRÍCIA DE MELO BONFIM

QUALIDADE DAS ÁGUAS DE ABASTECIMENTO DO MUNICÍPIO DE CRATEÚS –
CE, NOS ANOS DE ESTIAGEM: ÁGUAS NATURAIS, DESSALINIZADAS E
REJEITO SALINO

Tese apresentada a Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutora em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Área de concentração: Desenvolvimento e Meio Ambiente.

Orientador: Prof. Dr. George Satander Sá Freire.

Coorientadora: Dra. Diolande Ferreira Gomes.

FORTALEZA

2020

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- B000q Bonfim, Fabrícia de Melo.
Qualidade das águas de abastecimento do município de Crateús – CE, nos anos de
estiagem : águas naturais, dessalinizadas e rejeito salino / Fabrícia de Melo Bonfim. – 2020.
156 f. : il. color.
- Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-
Graduação, Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Fortaleza,
2020.
Orientação: Prof. Dr. George Satander Sá Freire.
Coorientação: Profa. Dra. Diolande Ferreira Gomes.
1. Estiagem. 2. Água subterrânea. 3. Dessalinizador. 4. Eutrofização. I. Título.

CDD 333.7

FABRÍCIA DE MELO BONFIM

QUALIDADE DAS ÁGUAS DE ABASTECIMENTO DO MUNICÍPIO DE CRATEÚS –
CE, NOS ANOS DE ESTIAGEM: ÁGUAS NATURAIS, DESSALINIZADAS E
REJEITO SALINO

Tese apresentada a Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutora em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Área de concentração: Desenvolvimento e Meio Ambiente.

Aprovada em: 27/ 10/ 2020.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. George Satander Sá Freire (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Dra. Diolande Ferreira Gomes (Coorientadora)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Reynaldo Amorim Marinho
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Saulo Roberio Rodrigues Maia
Universidade Estadual do Ceará (UECE)

Prof. Dr. Carlos Márcio Soares Rocha
UniAteneu Centro Universitário

Dr. Geny Gil Sá
Terra Consultoria Ambiental

A minha família, e em especial a minha Mamãe (*in memoriam*), ao meu esposo Dilson e ao meu filho Luiz Fernando, pelo amor e apoio incondicional.

AGRADECIMENTOS

À Deus por me dar força interior para superar as dificuldades e por iluminar o meu caminho nas horas mais incertas.

Ao meu esposo, Dilson Melo Soares, que tanto me ajudou nessa trajetória, me dando suporte nos momentos mais frágeis. Agradeço por sua paciência e compreensão, e principalmente por seu amor incondicional que a cada dia me fortalece. Ao meu filho Luiz Fernando Melo Soares, que a cada dia alegra mais a minha vida e me faz uma pessoa melhor.

A minha mãe Maria Batista de Melo Bonfim (*in memoriam*), por me apoiar e me dar forças para a realização desse sonho, quando em vida sempre me motivou, hoje a sua intercessão me fortalece a cada dia. Aos meus irmãos Fábio, Fábiana e a minha irmãzinha Fabiana que eu amo demais, a minha cunhada Laryne e em especial aos meus sobrinhos Pedro Henrique, João Vitor e João Miguel.

Ao meu orientador Prof. Dr. George Satander Sá Freire, pela sua sabedoria, simplicidade e seu apoio e principalmente por acreditar na minha determinação.

A minha Coorientadora Dra. Diolande Ferreira Gomes, uma pessoa incrível e de sabedoria imensa, sempre paciente e determinada.

Ao Prof. Dr. Reynaldo Amorim, obrigado por aceitar participar da minha banca de defesa, sempre atencioso e gentil.

Ao Prof. Dr. Saulo Maia, obrigado por participar de mais um desafio da minha vida, contribuindo de forma íntegra na construção desse trabalho. A sua sabedoria e simplicidade conquistam a todos.

Ao Dr. Márcio Rocha, obrigado por aceitar participar da minha banca de tese, e por sua atenção.

Ao meu amigo Dr. Geny Gil Sá, por seu incentivo e colaboração para a construção desse trabalho, torço muito por seu sucesso.

A minha amiga Maria Cristiane de Jesus Borges por seu incentivo e companheirismo, e principalmente por ser tão dedicada e paciente. A sua simplicidade e fé conquistam a todos.

A empresa Cagece, pelo suporte técnico na realização das análises de água. Aos colegas do HIDRO (Unidade de Hidrobiologia) que me deram oportunidade de mostrar o meu trabalho e que a cada dia contribuem com novos

conhecimentos.

A Prefeitura de Crateús pelos dados técnicos fornecidos e pela atenção no desenvolvimento do trabalho. A COGERH e a SOHIDRA que contribuíram com dados da bacia dos Sertões de Crateús e dos poços, todos foram muito prestativos e atenciosos.

Aos amigos de doutorado e a todos os professores do PRODEMA, em especial aos professores Cacau e José Carlos, por contribuírem de forma direta ou indireta na realização desse trabalho, na transmissão de conhecimentos.

A Sônia, secretária do PRODEMA, que sempre muito atenciosa resolve todos os problemas com um sorriso no rosto que motiva a todos. Sou sua fã.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

Obrigado a todos, vocês fazem parte da minha vida!

“A água é o princípio de todas as coisas.”
(MILETO, 625-558 a.C. *apud*
FRANCISCO, 2021).

RESUMO

A importância da água para a vida, os riscos crescentes de conflitos pelo seu uso e os impactos da sua escassez refletem-se no grande interesse pelo tema no mundo, e principalmente na região semiárida. O estudo objetivou-se em estudar a qualidade das águas de abastecimento do município de Crateús – CE, nos anos de estiagem, analisando as águas naturais, dessalinizadas e o rejeito salino. Mensurando a disponibilidade e tipificando a qualidade das águas subterrâneas e superficiais em tempos de crise hídrica. A metodologia adotada consistiu na pesquisa bibliográfica, no trabalho de campo e na coleta de água subterrânea e água superficial para análises laboratoriais. Os resultados obtidos demonstram que a água subterrânea da região é salobra, com isso alguns pontos utilizam dessalinizador, os parâmetros físico-químicos analisados nesses poços atendem a legislação, mas devido à remoção dos sais por osmose reversa, em alguns pontos há necessidade de remineralização da água, na busca de atender aos níveis mínimos de nutrientes essenciais a fisiologia humana. O resultado da água subterrânea que não utiliza dessalinizador apresenta alguns parâmetros em desacordo com a legislação, indicando a predominância de águas do tipo cloretadas sódicas, que podem limitar o seu uso. Uma problemática da tecnologia do dessalinizador é a geração de rejeito salino, mas existem alternativas viáveis para o uso desse concentrado salino, como na irrigação e na dessedentação animal. Com relação à água superficial e aos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos, constatou-se que os açudes estudados oferecem condições de uso, pois a grande maioria dos parâmetros analisados estavam de acordo com a legislação ambiental. Na comunidade fitoplanctônica dos açudes estudados encontram-se organismos dominantes, dentre eles as cianobactérias, que quando apresentam resultados acima do que estabelece a legislação, recomenda-se que se realizem análises de cianotoxinas na água bruta, garantindo assim, a saúde da população abastecida. O Índice de Estado Trófico mostra um estado hipereutrófico dos açudes. Portanto, é de fundamental importância, garantir água em quantidade, qualidade e regularidade para a atual e as futuras gerações, privilegiando práticas adequadas ao desenvolvimento sustentável e a educação ambiental, voltado para a escassez hídrica.

Palavras-chave: Estiagem. Água subterrânea. Dessalinizador. Eutrofização.

ABSTRACT

The importance of water for life associated the growing risks of conflicts over its use and the impacts of its scarcity are reflected in the great interest in the topic in the world and, more especially, in the Brazilian semiarid region. To study the quality of supplying waters in the municipality of Crateús - CE, during the drying season, analyzing natural, desalinated waters and saline waste, is main principal. For this its necessary to measure the availability and, also, typifying the quality of ground and surface water in periods of hydric crisis. The methodology adopted consisted of bibliographic research, fieldwork and the collection of sample groundwater and surface water for laboratory analysis. The results obtained demonstrated that the groundwater in the region is brackish, with some points using desalinizers, the physical-chemical parameters analyzed in these wells comply with the legislation, but due to the removal of salts by reverse osmosis, in some points there is a need for remineralization to attended the minimum levels of nutrients essential to human physiology. The result of groundwater that does not use a desalinator presents some parameters that are not in accordance with the legislation Brazilian, indicating the predominance of sodium-chloride type waters, which may limit its use. Another problem whatched with the desalination technology is the generation of saline waste however therefor are viable alternatives for the use of this saline concentrate, as in irrigation and animal feed. With regard physical-chemical and bacteriological parameters surface waters, it was found that the studied reservatories offer conditions of use, since the vast majority of the analyzed parameters were in accordance with Brazilian environmental legislation. In the phytoplanktonic community of the studied reservatories, dominant organisms are found, among them cyanobacteria, which present results above the established by law, thus, it is recommended that cyanotoxins be analyzed in raw water, decrease the risk to health of the supplied population. The Trophic State Index shows a hypereutrophic state of the reservatories. Therefore is fundamental to guarantee there are water in quantity, quality and regularity for the actual and future generations, privileging appropriate practices for sustainable development and environmental education, focused on life with dignit even water scarcity.

Keywords: Drought. Subterranean water. Desalination. Eutrophication.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização do município de Crateús – CE.....	34
Figura 2 - Mapa Litológico de Crateús – CE	35
Figura 3 - Mapa Geomorfológico de Crateús – CE.....	36
Figura 4 - Mapa Pedológico de Crateús – CE.....	37
Figura 5 - Perfil construtivo do poço AS01.....	53
Figura 6 - Sistema simplificado de abastecimento de água, com dessalinizador no poço AS01, localizado no bairro de Planaltina, no município de Crateús – CE.....	53
Figura 7 - Perfil construtivo do poço AS02.....	55
Figura 8 - Sistema simplificado de abastecimento de água, com dessalinizador no Poço AS02, localizado na comunidade Terra Livre, no município de Crateús – CE.....	55
Figura 9 - Perfil construtivo do poço AS05.....	57
Figura 10 - Sistema simplificado de abastecimento de água, com dessalinizador no Poço AS05, localizado no bairro de São Vicente, no município de Crateús – CE.....	57
Figura 11 - Perfil construtivo do poço AS06.....	58
Figura 12 - Sistema simplificado de abastecimento de água, com dessalinizador no Poço AS06, localizado no bairro Ponte Preta, no município de Crateús – CE.....	59
Figura 13 - Sistema simplificado de abastecimento de água, com dessalinizador no Poço AS07, localizado no bairro Cidade Nova, no município de Crateús - CE.....	60
Figura 14 - Sistema simplificado de abastecimento de água, com dessalinizador no Poço AS08, localizado no bairro Cidade Nova, no município de Crateús - CE.....	60
Figura 15 - Sistema simplificado de abastecimento de água, com	

dessalinizador no Poço AS09, localizado no bairro Cajás, no município de Crateús – CE.....	61
Figura 16 - Sistema simplificado de abastecimento de água, no Poço AS10, localizado no bairro Planalto, no município de Crateús – CE.....	62
Figura 17 - Sistema simplificado de abastecimento de água, no Poço AS13, localizado no bairro Altamira, no município de Crateús – CE.....	63
Figura 18 - Captações de água dos açudes Carnaubal e Flor do Campo no ano de 2015.....	66
Figura 19 - Adutora que liga o Açude Araras, no município de Varjota, a Crateús – CE.....	67
Figura 20 - Diagrama para classificação das águas de irrigação segundo o Laboratório de Salinidade dos Estados Unidos (USSL).....	70
Figura 21 - Classificação do rejeito salino para fins de irrigação, segundo o diagrama do USSL.....	102
Figura 22 - Gestão Compartilhada dos Sistemas de Dessalinização.....	106
Figura 23 - Balanço Hídrico do Tanque de Contenção do Rejeito.....	108
Figura 24 - Sistema de Produção Integrado da Água Subterrânea.....	110

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 01 - Média de Precipitação no município Crateús, em ano de estação chuvosa.....	40
Gráfico 2 - Média de Precipitação no município Crateús, em ano de estação seca.....	42
Gráfico 3 - Média de Precipitação em Crateús entre os anos de 1979 a 1998.	43
Gráfico 4 - Média de Precipitação em Crateús entre os anos de 1999 a 2018.	45
Gráfico 5 - Valores médios em mg/L, dos íons das águas dessalinizadas e dos rejeitos dos sistemas de dessalinização avaliados.....	101
Gráfico 6 - Manejo do rejeito salino na cidade de Crateús.....	111
Gráfico 7 - Percentual das classes de organismos fitoplanctônicos identificados no açude Carnaubal, no período de 2012 a 2015.....	126
Gráfico 8 - Percentual das classes de organismos fitoplanctônicos identificados no açude Araras, no período de 2015 a 2017.....	129
Gráfico 9 - Quantitativo de células/mL de cianobactérias no açude Araras, no período de 2015 a 2017.....	130
Gráfico 10 - Quantitativo de saxitoxinas no açude Araras, no período de 2015 a 2017.....	131

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Coordenadas em UTM dos poços em estudo.....	51
Quadro 2 - Perfil geológico do poço AS01 por profundidade.....	52
Quadro 3 - Perfil geológico do poço AS02 por profundidade.....	54
Quadro 4 - Perfil geológico do poço AS05 por profundidade.....	56
Quadro 5 - Perfil geológico do poço AS06 por profundidade.....	58
Quadro 6 - Perfil geológico do poço AS15 por profundidade.....	63
Quadro 7 - Parâmetros e métodos aplicados nas análises de água subterrânea.....	69
Quadro 8 - Classificação das águas para irrigação segundo o diagrama do Laboratório de Salinidade dos Estados Unidos – USSL.....	71
Quadro 9 - Parâmetros e métodos aplicados nas análises de água superficial.....	72
Quadro 10 - Classificação das águas do rejeito salino de Crateús – CE para irrigação.....	103

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Classificação da água subterrânea de acordo com a concentração em STD, segundo Robinove, Langford e Brookhart.	26
Tabela 2 - Classificação da água subterrânea de acordo com a concentração em STD, segundo Freeze e Cherry.....	26
Tabela 3 - Palatabilidade da água de acordo com sua concentração de STD.	27
Tabela 4 - Volume do Açude Carnaubal de 2012 a 2017 em Crateús.....	65
Tabela 5 - Volume do Açude Araras de 2012 a 2017 no município de Varjota	68
Tabela 6 - Classificação do Estado Trófico para reservatórios.....	76
Tabela 7 - Poços construídos na área urbana de Crateús de 2013 a 2018.....	79
Tabela 8 - Resultados dos Parâmetros Físico-Químicos da Água Subterrânea (AS) dessalinizada por osmose reversa, em Crateús.	81
Tabela 9 - Resultados dos Parâmetros Físico-Químicos da Água Subterrânea (AS) em Crateús.....	82
Tabela 10 - Lista do VMP, estabelecidos pela Resolução Conama nº 396/2008, em comparação com os valores encontrados para as águas subterrâneas de Crateús, não aptas ao consumo humano..	83
Tabela 11 - Classificação das águas quanto ao grau de Dureza.....	84
Tabela 12 - Resultados dos Parâmetros Físico-Químicos do Rejeito Salino (RS) do Sistema de Dessalinização em Crateús.....	97
Tabela 13 - Limite máximo de sais na água usada na dessedentação de animais.....	109
Tabela 14 - Resultados dos Parâmetros físico-químicos do Açude Carnaubal, no período de 2012 a 2015.....	114
Tabela 15 - Resultados dos Parâmetros físico-químicos do Açude Araras, no período de 2015 a 2017.....	115
Tabela 16 - Resultados dos Parâmetros Bacteriológicos do açude Carnaubal, no período de 2012 a 2015.....	124

Tabela 17 - Resultados dos Parâmetros Bacteriológicos do açude Araras, no Período de 2015 a 2017.....	124
Tabela 18 - Médias do IET nos Açudes Carnaubal e Araras, para Clorofila <i>a</i> , Fósforo Total e IET final.....	134
Tabela 19 - IET médio do Açude Carnaubal, no período de 2012 a 2015.....	135
Tabela 20 - IET médio do açude Araras, no período de 2012 a 2015.....	137
Tabela 21 - Casos confirmados das doenças de notificação compulsória em Crateús, no período de 2012 a 2017.....	139

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas
APHA	American Public Health Association
CAGECE	Companhia de Água e Esgoto do Ceará
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CL	Clorofila <i>a</i>
COGERH	Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Ceará
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CPRM	Companhia de Pesquisa e Recursos Minerais
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
FUNCEME	Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IET	Índice de Estado Trófico
IPECE	Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará
NC	Não Coletada
NE	Não especificado
ND	Não Detectado
NMP	Número Mais Provável
SOHIDRA	Superintendência de Obras Hidráulicas
SRH	Secretaria de Recursos Hídricos do Ceará
STD	Sólidos Totais Dissolvidos
USSL	Laboratório de Salinidade dos Estados Unidos
VMP	Valor Máximo Permitido

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	19
1.1	Justificativa	20
1.2	Problemática	20
1.3	Hipótese	21
1.4	Objetivos	21
2	ÁGUA SUBTERRÂNEA	22
2.1	Aquífero de Crateús	23
2.2	Qualidade das Águas Subterrâneas	25
2.3	Dessalinizadores e Rejeito Salino	28
3	ÁGUA SUPERFICIAL	29
3.1	Açudes de Crateús	29
3.2	Qualidade das Águas Superficiais	31
4	METODOLOGIA	33
4.1	Área de Estudo	33
4.1.1	Localização	33
4.1.2	Aspectos Geoambientais	34
4.1.2.1	<i>Aspectos Geológicos</i>	35
4.1.2.2	<i>Aspectos Geomorfológicos</i>	36
4.1.2.3	<i>Aspectos Pedológicos</i>	37
4.1.2.4	<i>Aspectos Climáticos e Hidrológicos</i>	39
4.1.2.5	<i>Aspectos Ecológicos</i>	46
4.1.3	Aspectos Socioeconômicos	48
4.1.4	Aspectos Históricos	49
4.2	Levantamento Bibliográfico	50
4.3	Amostragem de Água	50
4.3.1	Descrição dos Poços e do Rejeito Salino	51
4.3.2	Descrição dos Açudes	64
4.3.2.1	<i>Açude Carnaubal</i>	64
4.3.2.2	<i>Açude Araras</i>	67
4.4	Procedimento Analítico	69
4.4.1	Análises Físico-químicas das Águas Subterrâneas e do Rejeito	

	<i>Salino</i>	69
4.4.2	<i>Classificação da Água do Rejeito Salino para Irrigação</i>	70
4.4.3	<i>Análises Físico-químicas das Águas Superficiais</i>	72
4.4.4	<i>Análises Bacteriológicas das Águas Superficiais</i>	73
4.4.5	<i>Análise Qualitativa e Quantitativa de Fitoplâncton das Águas Superficiais</i>	74
4.4.6	<i>Procedimento para o Cálculo do Índice de Estado Trófico (IET)</i>	75
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	77
5.1	Água Subterrânea e Rejeito Salino	78
5.1.1	<i>Parâmetros Físico-químicos da Água Subterrânea</i>	80
5.1.1.1	<i>Alcalinidade e Bicarbonatos</i>	83
5.1.1.2	<i>Cloreto</i>	84
5.1.1.3	<i>Dureza, Cálcio e Magnésio</i>	84
5.1.1.4	<i>Condutividade Elétrica e STD</i>	87
5.1.1.5	<i>Ferro</i>	89
5.1.1.6	<i>Fluoretos</i>	89
5.1.1.7	<i>Compostos Nitrogenados</i>	90
5.1.1.8	<i>Potencial Hidrogeniônico (pH)</i>	92
5.1.1.9	<i>Sódio e Potássio</i>	92
5.1.1.10	<i>Sílica</i>	93
5.1.1.11	<i>Sulfatos</i>	94
5.1.1.12	<i>Turbidez</i>	94
5.1.1.13	<i>Discussão</i>	94
5.1.2	<i>Parâmetros Físico-químicos do Rejeito Salino</i>	96
5.1.2.1	<i>Ponto RS01</i>	98
5.1.2.2	<i>Pontos RS02 e RS08</i>	99
5.1.2.3	<i>Pontos RS04, RS05, RS06 e RS09</i>	99
5.1.2.4	<i>Ponto RS07</i>	99
5.1.2.5	<i>Discussão</i>	100
5.1.2.6	<i>Cátions e ânions</i>	101
5.1.2.7	<i>Estimativa do risco de sodificação e salinização do solo</i>	102
5.1.2.8	<i>Gestão do Sistema de Dessalinização e Alternativas de Uso do Rejeito Salino</i>	103

5.2	Água Superficial	111
5.2.1	Parâmetros Físico-químicos	111
5.2.1.1	<i>pH</i>	116
5.2.1.2	<i>Condutividade Elétrica e STD</i>	116
5.2.1.3	<i>Cor e Turbidez</i>	117
5.2.1.4	<i>Alcalinidade e Bicarbonatos</i>	117
5.2.1.5	<i>Dureza, Cálcio e Magnésio</i>	118
5.2.1.6	<i>Cloreto</i>	118
5.2.1.7	<i>Sulfatos</i>	119
5.2.1.8	<i>Sódio e Potássio</i>	119
5.2.1.9	<i>Alumínio</i>	119
5.2.1.10	<i>Ferro e Manganês</i>	120
5.2.1.11	<i>Fluoreto</i>	120
5.2.1.12	<i>Compostos Nitrogenados</i>	121
5.2.1.13	<i>Discussão</i>	122
5.2.2	Parâmetros Bacteriológicos	123
5.2.3	Identificação e Contagem de Fitoplanctôn	125
5.2.3.1	<i>Açude Carnaubal</i>	126
5.2.3.2	<i>Açude Araras</i>	128
5.2.4	Índice de Estado Trófico (IET)	134
5.2.4.1	<i>Açude Carnaubal</i>	134
5.2.4.2	<i>Açude Araras</i>	137
5.2.5	Doenças Notificadas no Município de Crateús	139
6	CONCLUSÃO	141
	REFERÊNCIAS	147

1 INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, a água tem sido gradativamente reconhecida como um recurso escasso em escala mundial. Entretanto, deve-se fazer a distinção entre as causas de sua escassez, sejam essas causas referentes às limitações qualitativas no uso da água, em detrimento da poluição, ou referente às limitações quantitativas devido às condições climáticas, ou à demanda crescente ligada ao aumento populacional, ao desenvolvimento econômico e ao seu uso ineficiente (CEARÁ, 2011a).

A importância da água para a vida, os riscos crescentes de conflitos pelo seu uso e os impactos da sua escassez refletem-se no grande interesse pelo tema, principalmente na região semiárida. Fatores ambientais, econômicos, sociais e gerenciais contribuem para o quadro de uma crise de abrangência mundial, que exige abordagens contemporâneas, sistêmicas e multidisciplinares (TUNDISI J.; TUNDISI T., 2011).

Vários são os critérios que poderiam caracterizar a região semiárida em termos eminentemente científicos. No entanto, a noção pragmática de semiárido tem sido a de região onde incidem as secas prolongadas. A ideia de seca, por sua vez, vai desde a falta de precipitação, deficiência de umidade no solo agrícola, quebra de produção agropecuária até impactos sociais e econômicos (CEARÁ, 2008).

A região Nordeste do Brasil é castigada pelas secas que trazem inúmeras desvantagens do ponto de vista econômico e social para os estados que a compõem. Partindo desse raciocínio, procurar alternativas que amenizem tal fato é deveras necessário, e a construção de grandes reservatórios de água no sertão semiárido certamente é uma delas, por favorecer a sobrevivência da população de uma região inóspita, como também motivar o desenvolvimento sustentável e uma melhoria no setor econômico (LIMA, 2012).

Monte (2014) destaca que, o Ceará é o estado do Nordeste que possui a maior extensão territorial no semiárido, com cerca de 92% da sua área inserida no polígono das secas. O estado investe, ao longo dos anos na construção de uma infraestrutura hídrica, voltada ao abastecimento humano, fazendo uso de açudagem, dado que em função da intermitência de seus rios surgiu a necessidade de armazenar água em períodos de elevadas concentrações pluviométricas para utilização na escassez hídrica.

O estado do Ceará é composto por 12 bacias hidrográficas (CEARÁ, 2018b), sendo abordada nesse estudo a Bacia dos Sertões de Crateús, onde a maioria dos municípios dessa região sofre com a problemática das secas, e em anos de período chuvoso irregular toda a população sofre com a falta de água dos mananciais superficiais, uma alternativa para a região seria a água subterrânea, apesar da dificuldade de escoamento dessa água, devido ao terreno cristalino que cobre boa parte da região.

Os recursos hídricos apresentam uma importância inestimável para a população local, pois proporcionam uma qualidade de vida para todos e promovem o crescimento da região. A educação ambiental surge nesse contexto como uma ferramenta essencial para a valorização da água, um bem tão escasso no sertão.

1.1 Justificativa

Torna-se oportuno entender que os efeitos da seca e a falta de alternativas realistas para driblar a problemática da escassez de água, e sua correta aplicação, pelo poder público, afeta diretamente a qualidade de vida dos cidadãos crateuenses e cria entraves para o desenvolvimento sustentável do município.

1.2 Problemática

A escassez de água é um fenômeno com o qual a população do Ceará tem convivido ao longo de sua história. Este problema tem se acentuado com o crescimento da população, mudança no estilo de vida da mesma e com o impulso econômico das últimas décadas. A mudança climática global também tem sido apontada como uma ameaça real à sustentabilidade das regiões semiáridas, sobretudo, devido à fragilidade do seu ecossistema, com graves consequências para o balanço hídrico da região. Essas condicionantes fazem a demanda de água crescer a um ritmo superior à oferta, fazendo da água um recurso estratégico para o desenvolvimento econômico do país.

O município de Crateús conta com uma população em torno de 73 mil habitantes, e em tempos de crise hídrica toda a população é afetada, gerando uma crise ambiental e socioeconômica. A exploração das fontes hídricas, acaba por não respeitar a capacidade de suporte do sistema ambiental e por gerar desigualdades

no acesso a água, pois as pessoas com maiores condições financeiras compram água de quem dispunha ou mandam perfurar o seu próprio poço, com isso os menos favorecidos financeiramente, ficavam a mercê do governo municipal para ter acesso a água.

Além do que foi colocado, nota-se que é de extrema necessidade e importância procurar alternativas para minimizar os problemas relativos a este assunto, como também se preocupar com a qualidade de vida da população. Por meio dessas colocações procurou-se relacionar todas as fontes hídricas utilizadas e a sua qualidade nesses anos de intensa estiagem.

1.3 Hipótese

A falta de cobertura em saneamento básico na sua plenitude e, uma gestão dos recursos hídricos ineficaz, pode causar uma degradação nos mananciais superficiais e subterrâneos. Essas problemáticas afetam as fontes hídricas, principalmente em épocas de estiagem, restringindo a população ao acesso à água, em quantidade e de boa qualidade, ocasionando problemas de saúde pública.

Como alternativa ao cenário descrito, em períodos de estiagem e como forma de complementar o abastecimento de água da cidade de Crateús, são consumidas águas subterrâneas, sendo que em alguns pontos da cidade esses poços passam por um sistema de dessalinização, tendo como produtos uma água pobre em alguns elementos essenciais ao consumo humano e um rejeito que precisa ter o devido descarte ou reuso.

As fontes de água superficial, também sofrem com os longos períodos de estiagem, pois o seu uso de forma intensa não respeita a capacidade de suporte do manancial, sendo utilizado um concentrado de água rico em nutrientes, provocando assim eutrofização, e conseqüentemente o aumento de cianobactérias. Em tempos mais críticos até o volume morto dos açudes foi utilizado, podendo gerar uma água bruta de qualidade inferior, elevando os custos no tratamento e aumentando o risco de desabastecimento.

1.4 Objetivos

Estudar a qualidade das águas de abastecimento do município de

Crateús – CE, nos anos de estiagem, analisando as águas naturais, dessalinizadas e o rejeito salino. Mensurando a disponibilidade e tipificando a qualidade das águas subterrâneas e superficiais em tempos de crise hídrica. Os objetivos específicos direcionaram-se para:

- Analisar os aspectos físico-químicos das águas subterrâneas, que fazem uso de dessalinizador e das que não utilizam essa tecnologia, confrontando com a legislação vigente;
- Analisar os aspectos físico-químicos do rejeito salino gerado no processo de dessalinização;
- Sugerir alternativas de uso do rejeito salino, de modo a gerar menos impacto ambiental, estimando também o risco de sodificação e salinização do solo;
- Analisar os aspectos físico-químicos e bacteriológicos das águas superficiais, confrontando com a legislação vigente;
- Realizar a identificação e contagem dos organismos fitoplanctônicos nas águas superficiais do açude Carnaubal e Araras;
- Avaliar o grau de eutrofização das águas dos açudes Carnaubal e Araras, utilizando o Índice de Estado Trófico (IET);
- Diagnosticar os aspectos ambientais e socioeconômicos configurados ao longo dessa intensa estiagem, apontar suas consequências e propor medidas alternativas para minimizar os impactos adversos na área de estudo.

2 ÁGUA SUBTERRÂNEA

Para Mota (2011), a água é um recurso fundamental e escasso no semiárido nordestino, sendo vital à sobrevivência de todas as espécies. A água doce líquida disponível representa cerca de 0,6% do total de água existente na Terra, e apenas 1,2% (98.400 km³) deste total está localizada em rios e lagos. O restante, cerca de 98,85% está em mananciais subterrâneos, onde apenas metade deste volume está em profundidade acessível. O volume total da água acessível em

subsolo e da água doce de rios e lagos são de 0,3% do total inicial, ou seja, 41.419.200 km³.

As comunidades nordestinas acabaram por adaptarem-se de maneira mediamente satisfatória à sazonalidade climática, habituando-se a conviver com a ausência de precipitações durante um período anual de até oito meses, utilizando a água armazenada em cisternas, cacimbas, barreiros, poços, açudes e barragens.

Com isso a água subterrânea torna-se de extrema importância para a sobrevivência em regiões semiáridas, pois se dispõe nos períodos mais críticos da estiagem. As demais fontes de armazenamento necessitam de chuvas constantes para que possam ser armazenadas no ano correspondente, já a água dos poços são armazenadas no decorrer dos anos e com o passar da vida.

2.1 Aquífero de Crateús

Na cidade de Crateús predomina o Domínio Hidrogeológico Cristalino, essas rochas representam o que é denominado comumente de “aquífero fissural”. Como basicamente não existe uma porosidade primária nesse tipo de rocha, a ocorrência da água subterrânea é condicionada por uma porosidade secundária representada por fraturas e fendas, o que se traduz por reservatórios aleatórios, descontínuos e de pequena extensão (BRASIL, 1998).

O terreno da Depressão de Crateús constitui um sistema fissural, em geral, as condições mais favoráveis nesse sistema são observadas nas zonas de decomposição associadas às fraturas e nos cursos dos rios quando perenizados pela água da chuva. A exploração das rochas intemperizadas através de cacimbas, notadamente durante o período de chuva e depois de certo tempo do estio, e de poços tubulares, constitui os meios de captação. Do ponto de vista hidrogeológico, sua maior área de concentração encontra-se no município de Crateús, onde os poços têm vazão média de 0,9 m³/h, podendo variar de 0,3 a 6 m³/h (IBGE, 1996).

De acordo com Teixeira *et al.* (2000), no domínio dos terrenos cristalinos, o problema hidrogeológico está intimamente ligado aos fendilhamentos das rochas. Sabe-se que um poço profundo em terrenos cristalinos funciona como fonte pontual, devido à irregularidade do aquífero em decorrência da infiltração bastante fraca, acarretada pelo escoamento superficial muito mais forte em comparação com os terrenos sedimentares. Esta infiltração só se realiza durante os anos úmidos, já,

durante os anos de pluviometria média praticamente não há infiltração, uma vez que as águas são recambiadas pela evapotranspiração e escoamento superficial.

O sistema fissural envolve todas as rochas do embasamento cristalino, que não permitem o acúmulo de água subterrânea em grande quantidade, em razão da compactação e de suas fraturas não serem suficientemente profundas e abertas, na maior parte às zonas de intemperismo dessas rochas são rasas ou inexistentes. Em virtude de essas rochas estarem situadas em áreas semiáridas caracterizadas por má distribuição da precipitação e intensa evaporação, há uma repercussão na alimentação dos aquíferos e na quantidade de recarga (IBGE, 1996).

Os cristalinos (fissurais) apresentam um “baixo potencial”, pois se encontram inseridos em áreas de rochas do embasamento cristalino, sendo as zonas de fraturas, os únicos condicionantes da ocorrência d’água nestas rochas. A recarga destas fraturas se dá através dos rios e riachos que estão encaixados nestas estruturas, o que ocorre somente no período chuvoso (CEARÁ, 2009a).

No município de Crateús também se faz presente os sedimentos da Formação Serra Grande que representam, na região, o domínio de mais alto potencial do ponto de vista hidrogeológico, o aquífero Serra Grande. Entretanto, na maior parte do município de Crateús, a ocorrência desses sedimentos é muito restrita (apenas no extremo oeste), com isso, esse domínio decresce em importância (BRASIL, 1998).

O aquífero Serra Grande é caracterizado geologicamente por rochas sedimentares com elevada silicificação, apresentando natureza fissural, ou seja, armazenamento, recarga e transferência dependentes das fraturas. A espessura das formações geológicas são anômalas e muito variáveis, tanto em porções aflorantes como em subsuperfície, em função de movimentações tectônicas que ocorreram durante sua sedimentação, especialmente, na borda da bacia (CEARÁ, 2016).

Dentro deste contexto, em geral, as vazões produzidas por poços são pequenas, e a água, em função da falta de circulação e dos efeitos do clima semiárido é, na maior parte das vezes, salinizada. Essas condições atribuem um potencial hidrogeológico baixo para as rochas cristalinas sem, no entanto, diminuir sua importância como alternativa de abastecimento em casos de pequenas comunidades ou como reserva estratégica em períodos prolongados de estiagem (BRASIL, 1998).

2.2 Qualidade das Águas Subterrâneas

Todas as águas naturais contêm alguns minerais dissolvidos na sua composição, esse processo ocorre por meio da interação com os gases atmosféricos e do solo, por mistura com outras soluções e pela interação com a biosfera e a litosfera. Em muitos casos, esses processos resultam em água natural que contém sólidos totais dissolvidos (STD) em concentrações acima do recomendado para água potável. Essa deterioração da qualidade da água é aumentada por quase todas as atividades humanas.

A água que se infiltra no solo está sujeita a mudanças na sua composição química, física e biológica e, essas mudanças continuam nas águas subterrâneas ao longo dos caminhos do fluxo das áreas de recarga para as áreas de descarga. A salinização, ou seja, o aumento de STD é a forma mais difundida de contaminação da água e esse processo pode acontecer de forma natural ou antropogênica (RICHTER; KREITLER, 1993).

De modo geral, as hipóteses que tentam explicar o alto teor de sais nas águas subterrâneas referem-se aos seguintes fatores: a) processo de dissolução dos minerais da rocha e pela circulação nas fraturas, das águas de origem meteórica; b) águas remanescentes de origem marinha, quando da última transgressão cretácea que afetou grande parte do Nordeste; c) progressiva salinização da água do solo, devido à taxa de evaporação ser maior que a taxa de precipitação; d) transporte pelas correntes atmosféricas dos sais sob a forma de aerossóis, proveniente do mar (RICHTER; KREITLER, 1993).

No trabalho de Santos (1977 *apud* SÃO PAULO, 1982) sobre a salinização das águas subterrâneas do aquífero fraturado da região cristalina semiárida do estado do Rio Grande do Norte, foi observado que são os solos que mais decisivamente contribuem para a salinização das águas, e que estas águas encontram-se distribuídas de tal modo no aquífero cristalino, que se pode estabelecer uma relação empírica, por exemplo, do solo salino resulta água salgada e do solo não salino resulta água doce/salgada.

Misturas de diferentes tipos de águas subterrâneas podem ser ocasionadas e intensificadas pelas atividades humanas. Por exemplo, perfuração e construção final inadequada de poços, podem criar conexões artificiais entre aquíferos de água doce e aquíferos de água salina. O bombeamento de água doce

pode mudar a direção do fluxo de água subterrânea e pode causar intrusão de água salgada em direção ao poço bombeado; a disposição inadequada de resíduos podem introduzir soluções que contaminam as águas subterrâneas naturais (RICHTER; KREITLER, 1993).

São vários os termos usados para refletir a concentração de sais dissolvidos na água subterrânea, como salina, moderadamente salina, muito salina, salobra e salmoura, como demonstrado nas Tabelas 1 e 2, onde a classificação de cada autor pode variar de acordo com o valor de STD em mg/L.

Tabela 1 - Classificação da água subterrânea de acordo com a concentração em STD, segundo Robinove, Langford e Brookhart

Classificação	STD (mg/L)
Doce	0 – 1.000
Levemente salina	1.000 – 3.000
Moderadamente salina	3.000 – 10.000
Muito salina	10.000 – 35.000
Salgada	>35.000

Fonte: Robinove; Langford; Brookhart (1958 *apud* RICHTER; KREITLER, 1993).

Tabela 2 - Classificação da água subterrânea de acordo com a concentração em STD, segundo Freeze e Cherry

Classificação	STD (mg/L)
Doce	0 – 1.000
Salobra	1.000 – 10.000
Salina	10.000 – 100.000
Salmoura	>100.000

Fonte: Freeze; Cherry (1979 *apud* RICHTER; KREITLER, 1993).

Como visto toda água que ocorre naturalmente tem substâncias dissolvidas nela. Estas substâncias incluem sais como cloreto de sódio, bicarbonato de cálcio, sulfato de magnésio e uma gama de outras substâncias naturais que contribuem para o sabor da água; a água que não contém substâncias dissolvidas tem um gosto forte e desagradável. Da mesma forma, se a concentração de substâncias dissolvidas for muito alta, como na água do mar, por exemplo, o gosto da água será desagradável.

Zoby (2008) destaca que a elevada salinidade das águas subterrâneas do cristalino semiárido nordestino está relacionada à baixa pluviometria, que faz com que os sais transportados pela chuva (aerossóis) e acumulados no solo e fraturas não sejam lixiviados. A alta evaporação favorece a concentração dos sais. Assim, as

águas que infiltram acumulam-se nas fraturas e no solo e enriquecem em sais.

Algumas águas subterrâneas são naturalmente muito salgadas e ácidas para o consumo humano ou para uso em irrigação, e podem conter quantidades excessivas de íons sódio, sulfeto, ou ferro que inviabilizam o seu uso em muitas outras atividades (COLIN; CANN, 2011).

A Tabela 3 mostra a palatabilidade da água com diferentes concentrações de sólidos totais dissolvidos expressa em mg/L. A legislação brasileira, assim como a Organização Mundial de Saúde (WHO, 2005), recomenda 1.000 mg/L de STD como valor máximo permitido para águas potáveis.

Tabela 3 – Palatabilidade da água de acordo com sua concentração de STD

Palatabilidade	STD (mg/L)
Excelente	< 300
Boa	300 - 600
Satisfatória	600 - 900
Pobre	900 – 1.200
Inaceitável	< 1.200

Fonte: WHO (1983 *apud* FWR, 2015).

No sistema cristalino as águas são geralmente de qualidade regular, podendo-se encontrar águas muito duras, devido ao longo tempo de residência das mesmas quando o fraturamento não oferece condições de circulação, ou quando o aquífero não recebe recarga por falta de exploração, entretanto, a vasta distribuição espacial destes aquíferos torna-os de vital importância, principalmente para o abastecimento das populações difusas (CEARÁ, 2009b).

As águas subterrâneas foram tradicionalmente consideradas como sendo uma forma “pura” de água. Por causa da filtração através do solo e seu longo tempo de residência no subterrâneo, ela contém muito menos matéria orgânica e microrganismos causadores de doenças do que águas de lagos ou rios (COLIN; CANN, 2011).

Segundo Zoby (2008), a disponibilidade hídrica subterrânea e a produtividade de poços são geralmente os principais fatores determinantes na exploração dos aquíferos. Em função do crescimento descontrolado da perfuração de poços tubulares e das atividades antrópicas, que acabam contaminando os aquíferos, a questão da qualidade da água subterrânea vem se tornando cada vez mais importante para o gerenciamento do recurso hídrico no país.

Nos terrenos cristalinos os problemas de qualidade natural das águas subterrâneas estão concentrados no semiárido do Nordeste. Os poços na região exploram fraturas isoladas, muitas vezes com grandes diferenças de salinidade de uma fratura para a outra vizinha. Outra questão relevante está associada às condições de circulação lenta nas porções mais confinadas de algumas bacias sedimentares. Nesses casos, a água subterrânea vai se enriquecendo em sais minerais em profundidade. Assim, elevados valores de sólidos totais dissolvidos já foram descritos nos sistemas aquíferos, sendo interessante para a remoção dos sais o uso de dessalinizadores (ZOBY, 2008).

Novas tecnologias para complementar a baixa disponibilidade de água, de forma sustentável, são almejadas por planejadores e gestores, sendo as águas subterrâneas um importante manancial que contribui para o atendimento da demanda hídrica, tendo um papel de destaque no equacionamento dos problemas da falta de água para consumo humano, no semiárido brasileiro (AMORIM *et al.*, 2004).

2.3 Dessalinizadores e Rejeito Salino

Visando o aumento da disponibilidade de água e o conseqüente implemento da oferta hídrica, em situações específicas, a alternativa técnico-econômica e social mais viável identificada é a da dessalinização de águas salobras objetivando o atendimento da demanda de consumidores de diferentes portes. Estas águas tratadas e com padrões de qualidade compatíveis com as normas nacionais, serão utilizadas, prioritariamente, para o consumo humano. O bem-estar e a saúde da população tornam-se bastante significativos em função do aparecimento de água de boa qualidade (BRASIL, 2015).

Na região semiárida, que predomina o embasamento cristalino e apresenta águas subterrâneas comprometidas por elevados teores de sais, mesmo nessas condições estas águas podem atingir a potabilidade, quando submetidas a processos de dessalinização, e ser utilizada principalmente para o consumo doméstico.

Os sistemas de dessalinização são estações compactas de tratamento de água, que atendem em média 400 pessoas por cada sistema instalado, sendo uma tecnologia de extrema importância para as regiões semiáridas brasileiras, que

apresentam uma média de 22 milhões de habitantes e características marcantes, devido apresentar precipitação média anual de 800 mm; evaporação elevada, de 1300 a 2000 mm/ano; baixa disponibilidade hídrica superficial; baixos potenciais hidrogeológicos, pois 70% dos poços apresentam água salobra/salina (BRASIL, 2016).

Segundo Neves *et al.* (2017), no processo de dessalinização se gera, além da água potável, um rejeito altamente salino e de poder poluente elevado. No semiárido brasileiro, mais de 3 mil dessalinizadores de osmose reversa estão em funcionamento, com a função de transformar a água salobra de poços em água potável. Os dessalinizadores apresentam grande eficiência, reduzindo consideravelmente a salinidade das águas, porém podem tornar o pH relativamente ácido, abaixo dos valores recomendados para o consumo humano.

A produção do rejeito proveniente da dessalinização da água pode contaminar o lençol freático e gerar sérios impactos ambientais no solo. Dependendo do equipamento e da qualidade da água do poço, a quantidade de rejeito gerado é da ordem de 40 a 70% do total de água salobra retirada. Destaca-se, portanto, a necessidade de aproveitamento do rejeito com atividades da agricultura, com a piscicultura e/ou mineração evitando-se, assim, impactos ambientais negativos (NEVES *et al.*, 2017).

3 ÁGUA SUPERFICIAL

Os lagos artificiais tem um papel primordial na disponibilidade hídrica no semiárido brasileiro. Entretanto, além dos efeitos negativos que os barramentos dos rios causam sobre a qualidade da água, a descarga de esgotos, a irrigação e a piscicultura vêm acentuando a deterioração da qualidade da água em um ritmo sem precedentes nesta região. A mudança climática é outro fator de impacto negativo na qualidade da água (BARROS *et al.*, 2017)

3.1 Açudes de Crateús

A bacia hidrográfica dos Sertões de Crateús tem uma área de 10.821,35 km², compreendendo a rede de drenagem do rio Poti, tendo a sua nascente

localizada na Serra dos Cariris Novos, no município de Quiterianópolis e percorre por 192,50 quilômetros dentro do estado do Ceará (CEARÁ, 2011b).

A região de Crateús abriga a sub-bacia do alto rio Poti, uma das mais importantes sub-bacias do rio Parnaíba. A bacia do Parnaíba é a única das bacias principais não integralmente contida no Ceará, suas águas também interessam ao estado do Piauí. O rio Poti nasce pela confluência dos riachos Santa Maria e Algodões sobre rochas cristalinas, pré-cambrianas, nas proximidades da cidade de Quiterianópolis (400 km de Fortaleza) indo ao norte, num percurso em torno de 105 km, até a cidade de Crateús (IBGE, 1996).

A sub-bacia do rio Poti na cidade de Crateús sofre com o barramento, que forma o açude Carnaubal e, devido à variabilidade das precipitações anuais, associada às altas taxas de evaporação, a bacia é assolada por episódios cíclicos de secas ou por enchentes. A pouca cobertura vegetal nas margens do rio sobre solos rasos de substrato cristalino favorece a ocorrência de grandes cheias que atingem a cidade de Crateús, em tempos de chuvas favoráveis (CEARÁ, 2004).

O município de Crateús tem como principais drenagens os rios Poti e Jatobá e os riachos do Meio, dos Patos, Tourão, Capitão Pequeno, do Boqueirão, São Francisco, do Mato e do Besouro. Os principais reservatórios presentes na região são o açude Realejo, o açude Carnaubal e o açude Grota Grande (BRASIL, 1998).

O abastecimento de água da sede do município, com índice de cobertura de 99,96%, é proveniente do reservatório Carnaubal que se localiza a aproximadamente 12 quilômetros da sede. Monte (2014) destaca que o contingente populacional de Crateús se concentra notadamente nas áreas urbanas, razão pela qual exige uma demanda maior por recursos hídricos nessas áreas e a necessidade de aprofundar as discussões e reflexões no estudo do espaço urbano.

Nesse contexto, o município é atendido por incentivos do PAC (Programa de Aceleração de Crescimento) do Governo Federal, com recursos para a execução de projetos de grandes barragens, como o Lago de Fronteiras, o qual tem como um dos objetivos, suprir a escassez hídrica e evitar futuros colapsos no abastecimento pelos quais tem passado o município e toda a região dos sertões de Crateús (MONTE, 2014).

A cidade de Crateús possui uma rede de esgotamento sanitário com índice de cobertura de 73,06%, administrada pela Companhia de Água e Esgoto do

Ceará (Cagece). A empresa atende a vários bairros com estações de tratamento, denominadas ETE (Estação de Tratamento de Esgoto), sendo duas do tipo lagoas em série, e treze do tipo decanto digestor/filtro anaeróbio. O sistema de coleta é por gravidade e todas as estações lançam seus efluentes no rio Poti (CEARÁ, 2019a).

Monte (2014) ressalta que, embora o município possua um bom índice de cobertura de esgotamento sanitário, este não reflete a realidade, pois de modo geral as estações do tipo decanto digestores não apresentam condições ideais de funcionamento e têm como agravante receber efluentes da maior parte da rede sanitária, ficando as lagoas em série com pequena participação. Assim, todos os efluentes que poderiam ter tratamento eficiente são lançados diretamente no rio Poti que tem sido usado, na área urbana da cidade, como um grande receptor para lançamentos de esgotos, de lixos e de efluentes. O alto grau de poluição observado no rio Poti, portanto, o deixa incapaz de degradar estes contaminantes e restituir seu equilíbrio natural, apresentando-se bastante eutrofizado.

3.2 Qualidade das Águas Superficiais

As atividades humanas têm causado grandes impactos nos sistemas aquáticos, seja pela remoção da mata ciliar, pela expansão imobiliária ou canalização das águas. Além disso, os despejos de efluentes domésticos e industriais causam profundas modificações nesses ambientes, pela introdução de grandes quantidades de substâncias estranhas no sistema, produzindo alterações nas características físico-químicas da água e modificando as características biológicas destes ambientes.

A solução de problemas relativos à qualidade da água exige estratégias para prevenir contra a poluição, tratar efluentes e resíduos e remediar a poluição hídrica. Como uma primeira intervenção, a poluição pode ser evitada antes mesmo que alcance os cursos de água, educando ambientalmente a população para preservar as fontes de água e para que desenvolvam a consciência ambiental; em segundo lugar, águas servidas podem passar por tratamento antes de serem lançadas; e, em terceiro lugar, a integridade biológica dos cursos de água poluídos pode ser fisicamente restaurada por meio de ações de remediação (BRASIL, 2011).

Segundo Mota (2012), o enriquecimento do meio aquático por nutrientes como nitrogênio e fósforo resulta no processo de eutrofização, que é o crescimento

excessivo de algas e de plantas aquáticas, causando problemas ao próprio ambiente e aos usos da água, tais como: sabor e odor desagradáveis, toxidez provocados pelas algas; formação de massas de matéria orgânica, cuja decomposição pode levar à diminuição do oxigênio dissolvido e consequentes prejuízos à vida aquática aeróbia; prejuízos às atividades de recreação e navegação; entupimentos de tubulações e danos às bombas e turbinas hidrelétricas; prejuízos ao tratamento da água; assoreamento de reservatórios.

A eutrofização pode ocasionar florações de algas, espumas superficiais, tapetes de macrófitas aquáticas. A decomposição da matéria orgânica pode conduzir a exaustão do oxigênio dissolvido na água, que por sua vez pode causar problemas secundários, como a liberação de substâncias tóxicas. Os fosfatos liberados nos sedimentos oxidados aceleram a eutrofização, ocorrendo assim um ciclo de retroalimentação positiva (GIANUZZI *et al.*, 2011).

Um dos problemas decorrentes da eutrofização da água é a possível proliferação de cianobactérias, produtoras de cianotoxinas, podendo causar danos aos animais ou aos seres humanos. As cianobactérias são microrganismos com características celulares procariontes, porém com um sistema fotossintetizante semelhante ao das algas, ou seja, são bactérias fotossintetizantes, as quais encontram condições de proliferação em ambientes eutrofizados (MOTA, 2012).

De acordo com Gianuzzi *et al.* (2011), a eutrofização conduz gradualmente a perda da produtividade geral do ecossistema aquático. Assim, as cadeias tróficas se alteram significativamente, gerando maus odores por falta de oxigênio e mortandade de peixes. Isto provoca uma alteração e deterioração da qualidade da água, que leva a uma diminuição da biodiversidade. Neste cenário, é frequente a aparição de florações de cianobactérias, em muitos casos constituídas por gêneros nocivos, com todos os problemas e riscos sanitários. A correlação entre a presença de cianobactérias pode estar relacionada a epidemias de distúrbios gastrointestinais.

Os principais efeitos das cianobactérias sobre a saúde em curto prazo são: gastroenterites, falha hepática severa e dermatites. Dentre os efeitos de longo prazo se destacam os elevados índices de câncer primário de fígado e dano hepático crônico (GIANUZZI *et al.*, 2011).

Um dos agravantes da deterioração dos recursos hídricos é a repercussão na saúde humana e no aumento da mortalidade infantil e das

internações hospitalares, provocando também alterações no ciclo hidrológico, causando impactos na evaporação, no balanço hídrico e na biodiversidade dos sistemas aquáticos (TUNDISI, 2005).

Segundo Tundisi J. e Tundisi T. (2011), o efetivo gerenciamento de recursos hídricos implica na constante avaliação da quantidade e qualidade da água simultaneamente, a fim de que se conheça adequadamente o estado dos recursos hídricos, seu potencial e os possíveis problemas agregados de contaminação e poluição.

4 METODOLOGIA

A metodologia utilizada baseou-se no desenvolvimento de uma análise integrada e sistêmica do ambiente natural com as implicações da ação antrópica, levando em consideração as complexidades e as inter-relações do ambiente natural, que está inserido na região semiárida e sofre com a estiagem em anos de baixa pluviosidade.

O roteiro metodológico foi desenvolvido destacando a área de estudo com os seus aspectos geoambientais, socioeconômicos e históricos. Na sequência destaca-se o levantamento bibliográfico, a amostragem de água, o procedimento analítico das águas subterrâneas e superficiais e o IET, correlacionando a quantidade e a qualidade das águas em tempos de escassez.

4.1 Área de Estudo

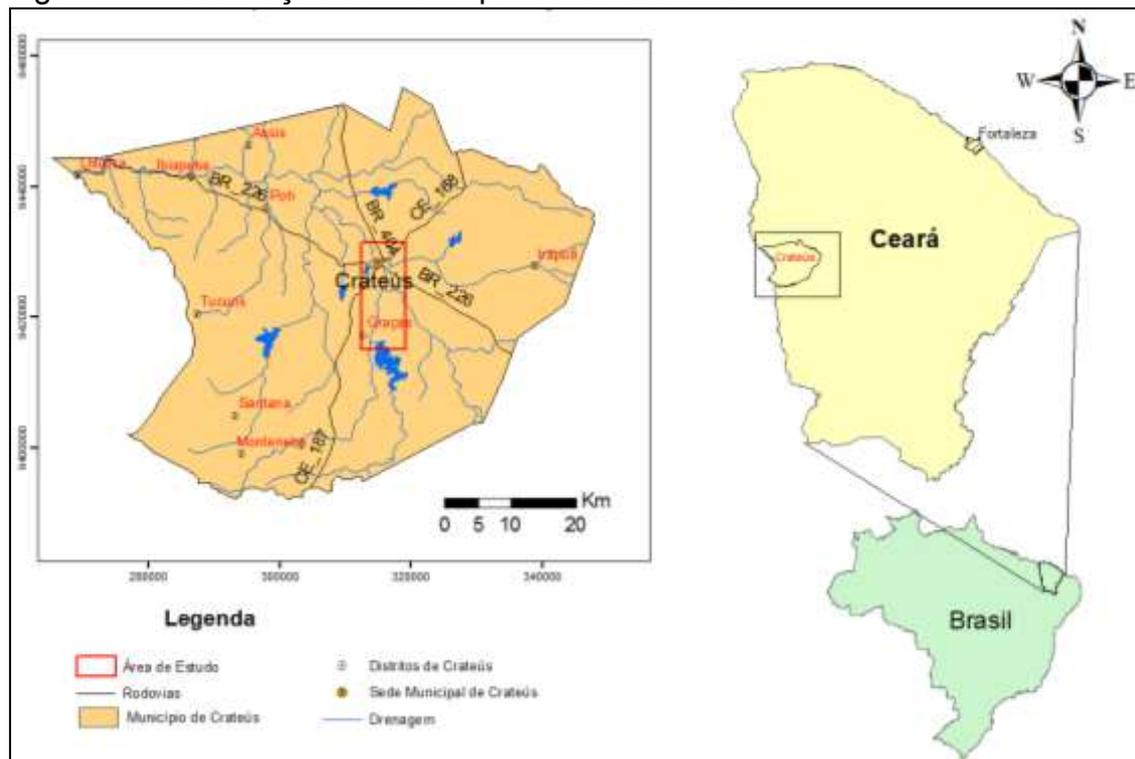
Contextualiza a localização do município de Crateús – CE e destaca os aspectos geoambientais, históricos e socioeconômicos, enfatizando a importância dos recursos hídricos na região dos Sertões de Crateús.

4.1.1 Localização

A cidade de Crateús está situada no extremo oeste do estado do Ceará, a 354 km de distância da capital (Fortaleza), e as principais vias de acesso à capital são as rodovias BR-020 e BR-226 (Figura 1). De acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, o município ocupa uma área de 2.985 km² com população

em torno de 73.000 habitantes e desse total, 53.000 pessoas residem na área urbana e 20.000 na área rural. A densidade demográfica do município é de 24,37 hab./ km², em relação ao estado do Ceará, que apresenta uma densidade de 60,94 hab./ km² (IBGE, 2019).

Figura 1 – Localização do município de Crateús - CE



Fonte: Cavalcante *et al.* (2003).

O município limita-se ao norte com Tamboril e Ipaporanga, ao sul com Novo Oriente e Independência, a leste com Independência e Tamboril, e a oeste com Poranga e o estado do Piauí.

4.1.2 Aspectos Geoambientais

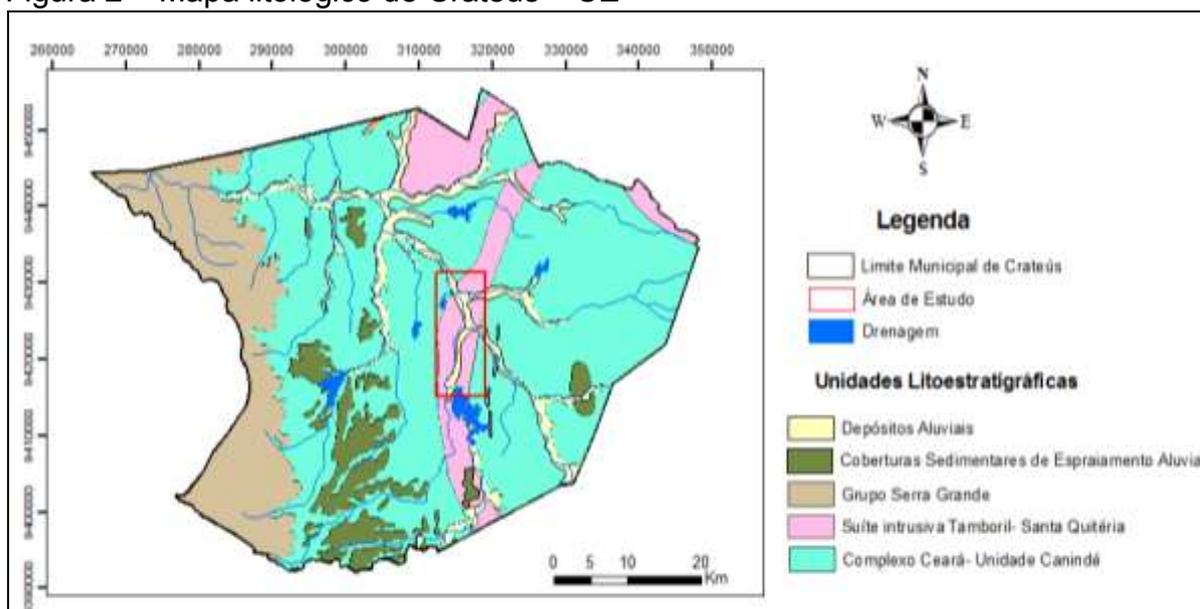
No contexto da regionalização, segundo o Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará (IPECE), o município de Crateús pertence à 13ª Região Administrativa, onde a Macrorregião de Planejamento é o Sertão dos Crateús e a Microrregião é compreendida pelo Sertão de Crateús (CEARÁ, 2019a).

4.1.2.1 Aspectos Geológicos

O município de Crateús apresenta um quadro geológico relativamente simples, observando-se um predomínio de rochas do embasamento cristalino pré-cambriano, representadas por gnaisses, quartzitos e migmatitos diversos (BRASIL, 1998). A Figura 2 representa bem toda a litologia do município.

Sobre esse substrato repousam no extremo oeste do município, arenitos de textura grossa, arcoseanos ou caulínicos, com intercalações de siltitos e folhelhos, de idade siluro-devoniana (Formação Serra Grande). Ocorrem ainda, coberturas aluvionares quaternárias, às margens dos principais cursos d'água que drenam o município (BRASIL, 1998).

Figura 2 – Mapa litológico de Crateús – CE



Fonte: Cavalcante *et al.* (2003).

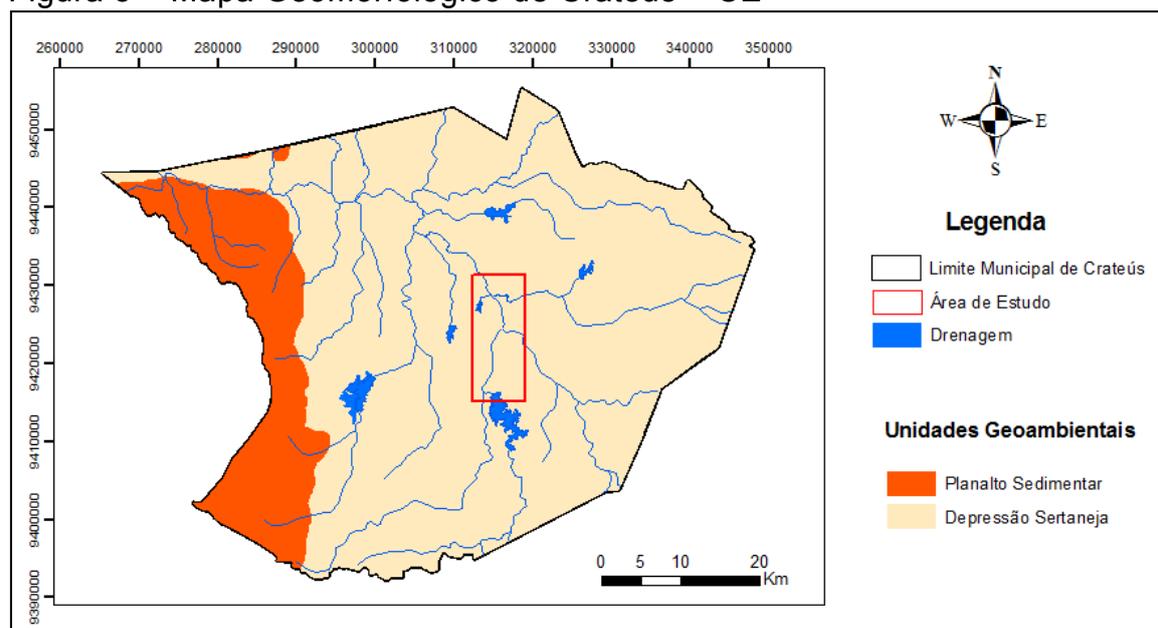
A área de estudo abrange basicamente duas unidades litoestratigráficas, a suíte intrusiva Tamboril – Santa Quitéria e o Complexo Ceará – Unidade Canindé. A maior parte da cidade corresponde a litologia do Pré-cambriano Inferior, sendo representada pelo Complexo Tamboril – Santa Quitéria, que compreende terrenos migmatíticos, gnaissicos, anfibolíticos, calcários, granitos, granodioritos, xistos e quartzitos. O Complexo Ceará é caracterizado pelo pré-cambriano médio e superior, que é representado por rochas quartzitos, xistos e gnaisses com intercalações de micaxistos aluminosos, metacalcários, calcissilicáticas e anfibolitos. (CEARÁ, 2002).

4.1.2.2 Aspectos Geomorfológicos

Na geomorfologia do município de Crateús, as formas de relevo a leste e maior porção do território, são suaves e pouco dessecadas da depressão sertaneja, produto da superfície de aplainamento em atuação no Cenozóico. A oeste estabelece-se o planalto cuestasiforme da Ibiapaba, com altitudes próximas dos 700 m (BRASIL, 1998). A Figura 3 retrata bem as unidades geoambientais encontradas no município de Crateús.

A topografia do município é plana, com ocorrência de terraços e altitude variando entre 200 m e 500 m. A geomorfologia é caracterizada pelo complexo cristalino representado pela Depressão Sertaneja com suas superfícies erosivas planas submetidas a processos de pedimentação (CEARÁ, 2002).

Figura 3 – Mapa Geomorfológico de Crateús – CE



Fonte: Ceará (2018a).

Apesar de ter a mesma gênese que as demais depressões nordestinas que se localizam periféricamente a planaltos de estrutura sedimentar ou maciços pré-devonianos, a Depressão Periférica de Crateús não mostra semiaridez extensa ou contínua. De acordo com o estudo de Brasil (1973), o nível atual dessa superfície pediplanada foi estabelecido a partir da antiga superfície Sul-americana submetida à ação dos agentes morfogenéticos. A extensão regional dessa superfície, bem como o seu aplainamento generalizado, sugere uma calma tectônica durante e posterior

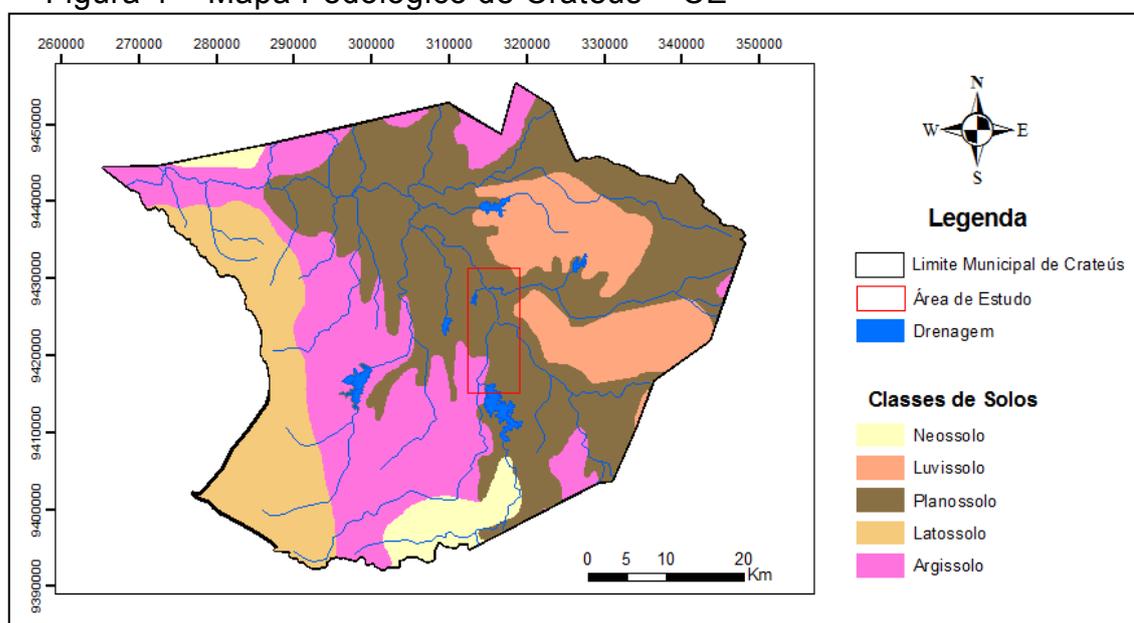
ao ciclo erosivo responsável pelo seu modelado.

Depressões sertanejas apresentam altimetria inferior a 400 m, a morfologia característica desta unidade é a presença de pedimentos conservados. A superfície se apresenta também como uma rampa suavemente inclinada no sentido dos fundos dos vales. Os processos lineares não têm competência suficiente para dissecar a topografia (CEARÁ, 2002).

4.1.2.3 Aspectos Pedológicos

A região de Crateús apresenta um mosaico de solos com grande variedade de associações, sendo comum a ocorrência de solos rasos, afloramentos rochosos e chãos pedregosos, extensivamente recobertos por caatingas que ostentam grandes variedades de padrões fisionômicos e florísticos com diferentes níveis de degradação (CEARÁ, 2009b).

Figura 4 – Mapa Pedológico de Crateús – CE



Fonte: Embrapa (2006).

A Figura 4 destaca bem os tipos de solo que predominam no município, são eles planossolos, latossolos, argissolos, luvisolos e neossolos. Todos são ali encontrados, propiciando o desenvolvimento da caatinga arbórea (floresta caducifólia espinhosa), caatinga arbustiva aberta, mata seca (floresta subcaducifólia tropical pluvial) e a vegetação de carrasco, xerófita arbustiva

densa de caules finos (BRASIL, 1998).

O IPECE ainda classifica os solos de Crateús como areias quartzosas distróficas, bruno não cálcico, latossolo vermelho-amarelo, planossolo solódico e podzólico vermelho-amarelo (CEARÁ, 2019a). É importante destacar que essa classificação estabelecida pelo IPECE é de acordo com a nomenclatura antiga, pois já existe uma nova nomenclatura estabelecida pelo sistema brasileiro de classificação dos solos, onde eles são classificados respectivamente, como neossolos, latossolos, planossolos, argissolos e luvisolos (EMBRAPA, 2006).

Na área que corresponde à cidade de Crateús foram identificadas três associações de solos, representados principalmente pelo planossolo, argissolo e luvisolo. O solo da área urbana de Crateús é caracterizado principalmente pelo planossolo, que compreende solos relativamente rasos, susceptíveis à erosão com textura do horizonte A apresentando-se, em geral, arenosa sobre um horizonte B altamente argiloso. Possui má condição física, sendo moderadamente ácido a fortemente ácido. A fertilidade natural destes solos é limitada pela sua elevada saturação com sódio (CEARÁ, 2002).

O planossolo é um tipo de solo que apresenta um horizonte bastante lavado (eluvial) ou mal drenado, de coloração clara, muitas vezes com mosqueados ou mesmo coloração variada. Dentre as suas camadas apresenta uma diferenciação bem acentuada entre os horizontes A ou E e o B, devido a mudança textural normalmente abrupta. O horizonte Bt caracteriza bem estes solos, por sua cor e estrutura, apresenta espessura que varia de 25 a 70 cm. A estrutura é moderada ou forte, prismática ou colunar, composta de blocos angulares ou subangulares, de consistência extremamente dura (seca) e firme, quando úmida (CEARÁ, 2000). Esta classe incluía os solos que foram classificados como planossolos solonetz-solodizado e hidromórficos cinzentos.

O pequeno trecho de argissolos, solos medianamente profundos e com grande potencial agrícola apresentam perfis diferenciados, de profundidade variável, textura normalmente, arenosa ou média, no horizonte A e argilosa ou média no B, frequentemente cascalhenta ou com cascalho. A transição entre os horizontes A e B é usualmente clara, abrupta ou gradual. Nesta classe estão incluídos os solos que foram classificados anteriormente como podzólico vermelho-amarelo, podzólico bruno-acinzentado, podzólico vermelho-escuro, podzólico amarelo, podzólico acinzentado e mais recentemente solos que foram

classificados como alissolos com B textural (EMBRAPA, 2006).

A área de estudo também compreende manchas de luvissolo, solos minerais não hidromórficos, com horizonte B textural com argila. Esses solos variam de bem a imperfeitamente drenados, sendo normalmente pouco profundos (60 a 120 cm), com sequência de horizontes A, Bt e C, e nítida diferenciação entre os horizontes, devido ao contraste de textura, cor e/ou estrutura entre eles. Nesta classe estão incluídos os solos que foram classificados como bruno não cálcicos, podzólico vermelho-amarelo eutrófico, podzólico bruno-acinzentado eutrófico e podzólico vermelho-escuro eutrófico (EMBRAPA, 2006). São solos moderadamente ácidos, porém pedregosos e susceptíveis à erosão.

4.1.2.4 Aspectos Climáticos e Hidrológicos

No Brasil a água está distribuída de maneira irregular devido a uma grande variedade de processos climatológicos. Com precipitação média de 3.000 mm/ano, a região Norte detém 68% da água doce do país. O Nordeste, com precipitação média de 500 mm/ano, detém apenas 3%. Nessas condições, o Nordeste se encontra em situação de escassez que, segundo a ONU, isso ocorre quando há uma disponibilidade inferior a 500 m³/hab./ano. Com as mudanças climáticas, provocadas pelo aquecimento global, o ciclo hidrológico está sendo afetado podendo alterar os eventos de precipitação e seca (SILVA; NOBRE, 2016).

Do ponto de vista climático, a região Nordeste do Brasil é considerada semiárida por apresentar substanciais variações, temporal e espacial, da precipitação pluviométrica, e elevadas temperaturas ao longo do ano.

O semiárido brasileiro possui um clima de caráter azonal, dada sua inserção na zona Equatorial do globo, sendo caracterizado por altas temperaturas, grande variabilidade na distribuição espacial e temporal das chuvas e pela ocorrência frequente de secas, condições estas que impõem profundas limitações ao sistema produtivo da região (SALES; RAMOS; OLIVEIRA, 2003).

Segundo Silva e Nobre (2016), a seca pode ser definida como um fenômeno natural marcado por processos geológicos e hidroclimáticos que ocorrem principalmente em áreas com ecossistemas frágeis como as terras áridas e semiáridas. Entre as principais características do fenômeno destacam-se a redução

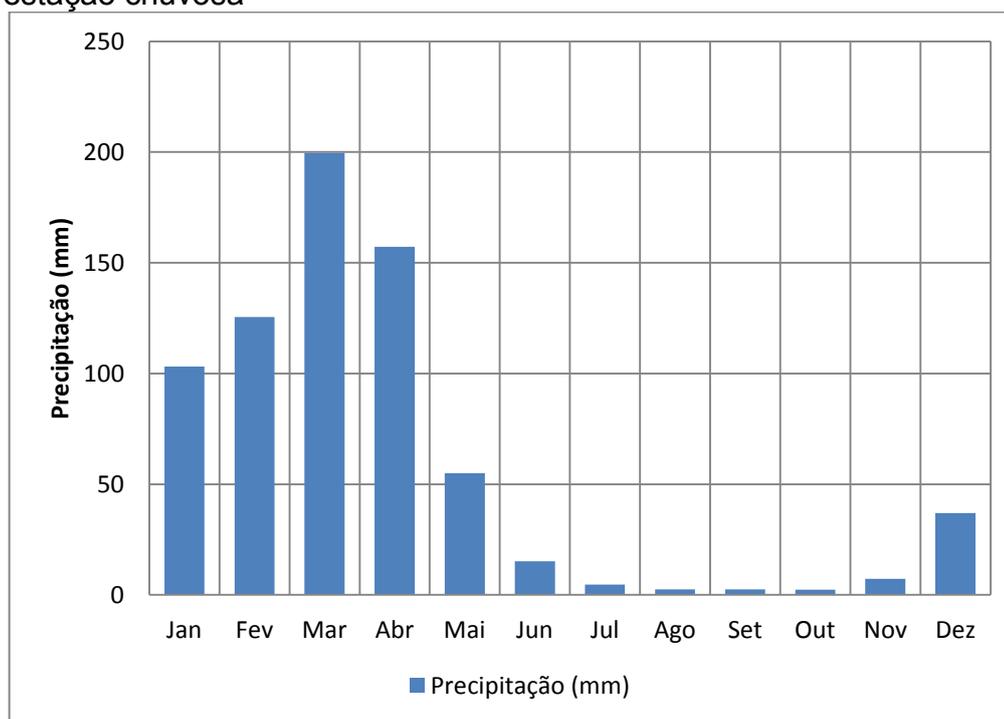
e a irregularidade das precipitações pluviométricas, como o que ocorreu no município de Crateús nos seis anos de seca.

A caracterização hidrológica do semiárido tem relação direta com o ritmo climático. As secas são caracterizadas tanto pela ausência e escassez quanto pela alta variabilidade espacial e temporal das chuvas. Por isso, também obedecendo a certa ciclicidade, têm sido frequentes os sucessivos anos de secas que assolam a região (MONTE, 2014).

No estado do Ceará, as chuvas se concentram principalmente nos meses de fevereiro/março/abril, quando o estado fica sob a influência da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), causador da precipitação. Na maior parte do ano, o Ceará fica sob a ação do Anticiclone do Atlântico-Sul, responsável pela estabilidade do tempo, o que resulta num período de estiagem prolongado (ZANELLA, 2005).

O Gráfico 1 retrata bem os meses de um ano considerado normal, em termos de quantidade de chuvas no município de Crateús, esse fenômeno se dá por influência da ZCIT, onde os meses mais chuvosos se concentram no início do ano, esse fenômeno se configura em ano de estação chuvosa no verão.

Gráfico 1 – Média de precipitação no município de Crateús, em ano de estação chuvosa



Fonte: Ceará (2019b).

Segundo Ferreira e Mello (2005), a ZCIT pode ser definida como uma banda de nuvens que circunda a faixa equatorial do globo terrestre, formada principalmente pela confluência dos ventos alísios do hemisfério norte com os ventos alísios do hemisfério sul, em baixos níveis (o choque entre eles faz com que o ar quente e úmido ascenda e provoque a formação das nuvens), baixas pressões, altas temperaturas da superfície do mar, intensa atividade convectiva e precipitação. A ZCIT é o fator mais importante na determinação de quão abundante ou deficiente serão as chuvas no Nordeste do Brasil.

Como a temperatura nessa região é um parâmetro praticamente estável, o clima da área de estudo é caracterizado, de maneira generalizada, em dois períodos distintos, correspondendo um deles ao período chuvoso de janeiro a maio e outro ao período de estiagem nos meses restantes do ano. Sendo classificado, como clima quente e semiárido, tendo como meses mais secos, setembro e outubro (CEARÁ, 1986).

De acordo com Monte (2014) na região de Crateús o período de maior concentração pluviométrica ocorre nos cinco primeiros meses do ano, tendo registro de precipitações de até mais de 500 mm.mês⁻¹, o que pode ocasionar mudanças significativas na bacia em curtos espaços de tempo. No restante do ano costuma não ter precipitações significativas, característica marcante do regime de chuvas do semiárido e em particular do estado do Ceará, onde as chuvas se apresentam concentradas e mal distribuídas, caracterizando o regime hidrológico intermitente do semiárido.

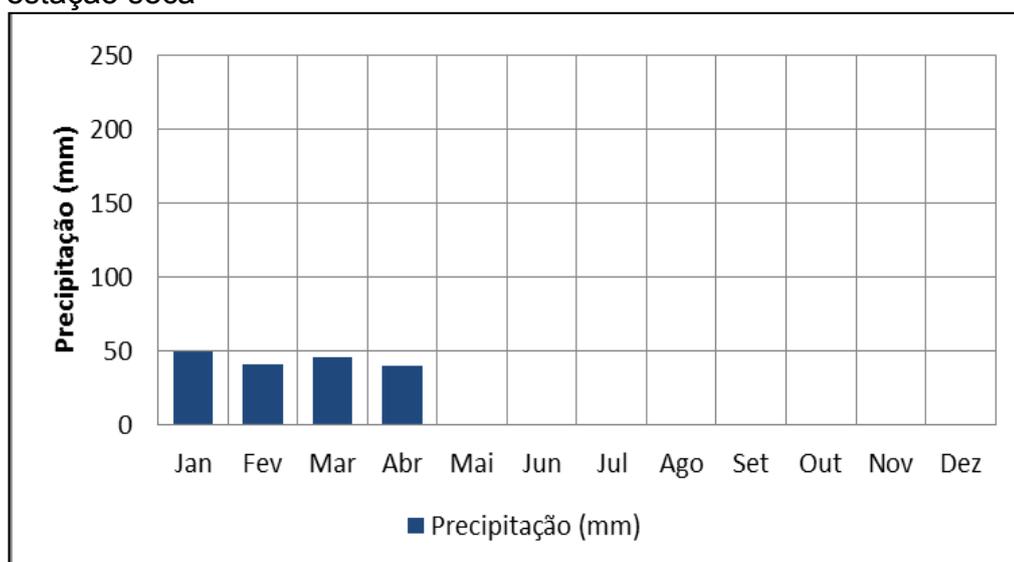
O fenômeno *La Niña* (resfriamento anômalo das águas do oceano Pacífico) associado ao dipolo negativo do Atlântico (favorável às chuvas) é normalmente responsável por anos considerados normais, chuvosos ou muito chuvosos na região.

Zanella (2005) destaca que o fenômeno *El Niño* é um dos sistemas responsáveis pela ocorrência de índices pluviométricos baixos no Ceará, sucedendo em intervalos de aproximadamente três a cinco anos. O Gráfico 2 retrata bem a influência do *El Niño* no município de Crateús, principalmente nesses anos de intensa estiagem, onde é possível visualizar que no início do ano, o período considerado chuvoso registrou no máximo 50mm, um índice muito abaixo da média, ocasionando assim seca na região.

De acordo com Ferreira e Mello (2005), no fenômeno *El Niño* dependendo

da intensidade e período do ano em que ocorre, é um dos responsáveis por anos considerados secos ou muito secos, principalmente quando acontece conjuntamente com o dipolo positivo do Atlântico (diferença entre a anomalia da temperatura da superfície do mar no oceano Atlântico Norte e oceano Atlântico Sul), que é desfavorável às chuvas.

Gráfico 2 – Média de precipitação no município de Crateús, em ano de estação seca



Fonte: Ceará (2019b).

Zanella (2005) explica que a maior parte do estado do Ceará localiza-se nos domínios do clima semiárido, caracterizado por um período chuvoso e irregular, e um período seco prolongado. As características hidrográficas do estado são condicionadas principalmente pelo regime de chuvas e pelas formações geológicas.

Com relação ao clima, o município de Crateús – CE é classificado como tropical quente semiárido, com temperaturas entre os extremos de 22 °C, no inverno, e 35 °C, no verão, com precipitação pluviométrica média anual em torno de 700 mm (BRASIL, 1998).

Considerando essas condições, partiu-se para a análise dos dados pluviométricos junto a Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME), com esses dados foi possível apresentar séries históricas de precipitação de 40 anos, compreendendo os anos de 1979 a 2018 (CEARÁ, 2019b).

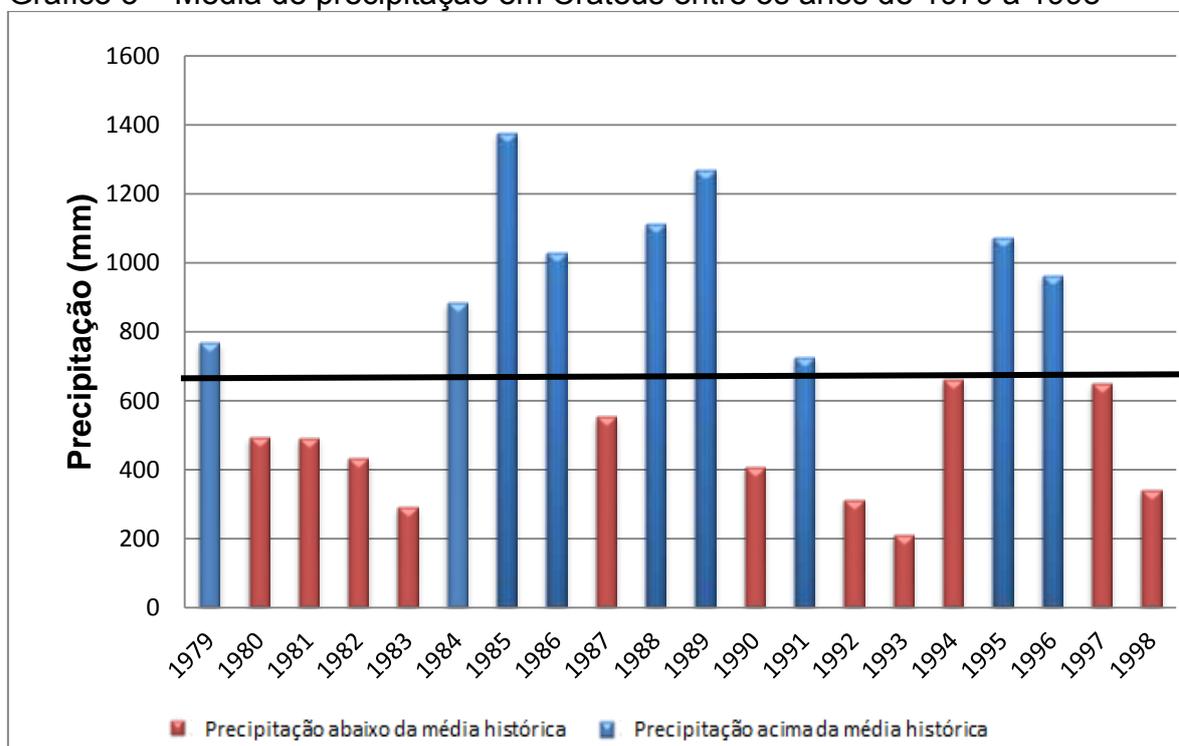
Na caracterização pluviométrica, a média de chuva de 40 anos foi de 666,1 mm, com um volume mínimo de 177 mm.ano⁻¹ para o ano de 2012 e um

volume máximo de 1377,5 mm.ano⁻¹ para o ano de 1985, esses valores podem ser observados nos Gráficos 3 e 4. Nos gráficos é possível observar pontos em azul e pontos em vermelho, os anos que apresentaram média de precipitação abaixo da média dos anos estudados (666,1 mm) estão em vermelho, já os anos com precipitação acima dessa média estão em azul.

Nas séries históricas pesquisadas constam registros de precipitações acima de 1000 mm.ano⁻¹ nos anos de 1985, 1986, 1988, 1989, 1995, 2004 e 2009, proporcionando anos de chuvas excepcionais, ocasionando muitas vezes enchente na cidade, devido às construções as margens do rio Poti.

O Gráfico 3 apresenta a média de precipitações de 1979 a 1998, caracterizando bem anos de *El Niño* e *La Niña*, onde é possível visualizar anos de cheias, como 1985, onde a cidade sofreu com enchentes e o ano de 1993, que registrou menos de 300 mm de precipitação, e a cidade sofreu com a estiagem, apesar de nessa época as políticas de gerenciamento das águas já estarem bem equipadas no estado.

Gráfico 3 – Média de precipitação em Crateús entre os anos de 1979 a 1998



Fonte: Ceará (2019b).

A linha em preto representa a média de precipitações de 666,1 mm dos 40 anos estudados em Crateús.

Dentre os dados pesquisados também foram observados anos com médias de chuva inferiores a 500 mm.ano⁻¹, considerado um baixo índice pluviométrico. Nos anos de 1983, 1992, 1993, 1998, 2010, 2012 e 2013 a precipitação foi inferior a 400 mm.ano⁻¹, representando anos de seca mais rigorosa na cidade.

Sales e Martins (1995) destacam que ao final da década de 70, a seca assolava Crateús e afetava a produção de alimentos, tendo se prolongado por quatro anos até o ano de 1983. Segundo Costa e Silva (2015), o período compreendido pelos anos de 1978 a 1983 apresentaram um Índice de Anomalia de Chuvas (IAC) negativo, ou seja, anos marcados por uma das secas mais prolongadas da história do Nordeste, deixando um rastro de miséria e fome, havendo grandes perdas na agricultura, pecuária e saques às feiras e armazéns pela população desesperada.

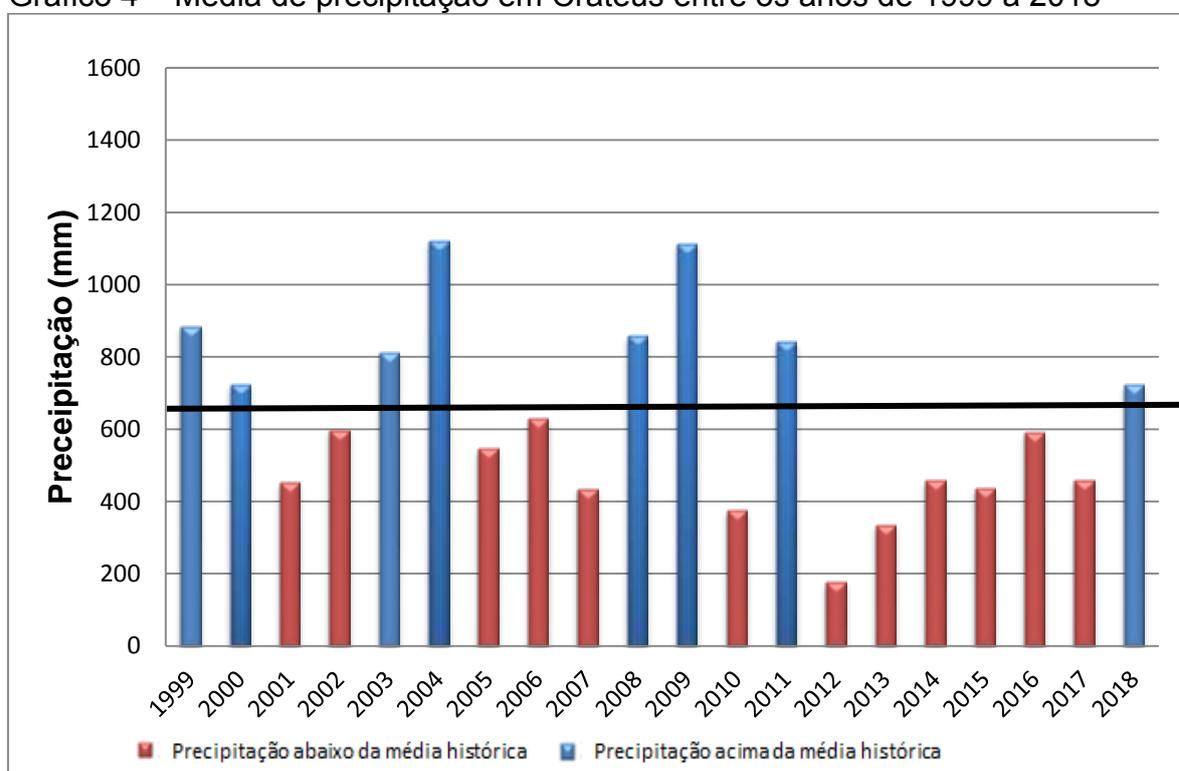
Monte (2014) destaca que na região de Crateús é possível notar picos de precipitações diárias acima de 100 mm em anos de chuvas excepcionais, enfatizando que altas precipitações no início do período chuvoso, apresentam pouco rendimento para áreas de captação, sendo mais interessante após a saturação dos canais fluviais pela absorção de água das primeiras chuvas, pois estes, a princípio, apresentam larga capacitação de absorção pelos seus leitos que estão secos durante um período relativamente extenso do ano.

O Gráfico 4 apresenta a média de precipitações de 1999 a 2018, caracterizando bem anos de *El Niño* e *La Niña*, onde é possível visualizar anos de cheias, como 2008, onde a cidade sofreu com enchentes e o ano de 2012, que registrou menos de 200 mm de precipitação, dando início ao intenso período de estiagem que assolou a região até o ano de 2017. No ano de 2018, foi registrado um volume de chuvas acima de 700 mm, um quantitativo bom de água, mas não o suficiente para reestabelecer o sertão castigado pela seca.

Segundo Silva e Nobre (2016), o atual período de estiagem é fruto de um ciclo natural, característica própria do semiárido. O fenômeno tem se intensificado com o aquecimento global, mas a escolha do modelo de desenvolvimento e da gestão de água é que tem transformado esse fenômeno natural em tragédia social. Isso mostra que o poder público já deveria estar preparado às situações de escassez de água.

Como enfatizado anteriormente, nos últimos anos o Nordeste vem sendo impactado por uma grande estiagem. No Ceará, um dos estados com maior porção territorial inserido no chamado polígono das secas, a situação vem se agravando. O governo estadual decretou situação de emergência em Crateús nesses seis anos de estiagem, de 2012 a 2017. Para o ano de 2018, o volume de chuvas foi um pouco acima da média considerada normal para o município, mas devido à seca nos anos anteriores, esse volume de chuvas não foi suficiente para reestabelecer a condição hídrica favorável na região.

Gráfico 4 – Média de precipitação em Crateús entre os anos de 1999 a 2018



Fonte: Ceará (2019b).

A linha em preto representa a média de precipitações de 666,1 mm dos 40 anos estudados em Crateús.

Essa irregularidade pluviométrica, constatada nas séries históricas analisadas para a área de estudo, tem marcado ao longo do tempo, um povo que aprendeu a conviver com a escassez de água, e que busca melhoria contínua para a sua cidade, para que possam driblar a seca com esperança.

4.1.2.5 Aspectos Ecológicos

O semiárido nordestino tem a maior parte de seu território ocupado por uma vegetação xerófila, de flora e fisionomia variada, denominada caatinga, abrangendo aproximadamente 1.000.000 km², constituindo o único bioma genuinamente brasileiro (FERNANDES, 2006). O termo caatinga é uma denominação típica do Nordeste semiárido brasileiro e tem origem indígena: caa – mata; e tinga – branca, aberta.

De acordo com Fernandes (2000), o bioma caatinga se inclui cientificamente nos tipos de vegetação, nos parâmetros climáticos e estacionais. Assim, particulariza-se por ser uma formação vegetal xérica, garranchenta, por vezes com plantas espinhosas, suculentas ou afilas, com acentuado aspecto tropofítico, dada sua caducifólia, variando entre o padrão arbóreo e arbustivo.

Fernandes (2000) também comenta que, em relação às caatingas, não é fácil apresentar esquemas que possam contemplar satisfatoriamente todos os fatos observados na natureza nordestina, dadas incontáveis variações fisionômicas. Torna-se, portanto, vantajoso e mais prático, considerar a caatinga arbórea e a caatinga arbustiva.

O recobrimento vegetal revela significativa preponderância de caatingas, que ostentam também, variados padrões fisionômicos e florísticos. Assumem padrão arbóreo apenas onde as condições semiáridas são mais moderadas, encontrando-se áreas recobertas por matas secas e carrasco, em sua maioria associando-se a espécies da caatinga de porte arbóreo arbustiva, já com marcas visíveis de diferentes níveis de degradação (CEARÁ, 2009b).

O xerofilismo da Caatinga expressa uma condição de sobrevivência ligada a um ambiente seco, ecologicamente com deficiência hídrica, onde a água disponível às plantas procede unicamente do curto período da estação chuvosa, já que seus solos são incapazes de acumular água. Tal condição de vida fez selecionar uma vegetação característica, cujos elementos florísticos expressam uma morfologia, uma anatomia e um mecanismo fisiológico convenientes para resistir ao ambiente xérico, de maior ou menor intensidade conforme as condições prevalentes (FERNANDES, 2006).

Na região dos Sertões de Crateús destaca-se a floresta caducifólia

espinhosa (Caatinga arbórea) apresentando como fisionomias: árvores altas, chegando a 20 m, caules retilíneos e um sub-bosque constituído por árvores menores, arbustos e sub-arbustos efêmeros. As principais espécies desta comunidade são a Braúna (*Schinopsis brasiliensis*) e Aroeira (*Astronium urunbeuva*). Outro tipo de Caatinga arbórea é constituída por indivíduos altaneiros, isolados de copas largas, com a mesma altura das árvores da comunidade anterior, no entanto, formam uma vegetação aberta em amplos espaços de solo descobertos ou apenas com plantas herbáceas, destaca-se o Angico-Vermelho (*Anadenanthea macrocarpa*) (CEARÁ, 2002).

A vegetação que margeia os corpos de água, como os rios, riachos e lagoas, são denominados de mata ciliar ou ripária. Essa vegetação é extremamente importante na proteção dos corpos d'água, pois evita a erosão e conseqüentemente o assoreamento. As espécies mais comuns são a Oiticica (*Licania rigida*) e a Carnaúba (*Copernicia cerifera*).

Uma problemática vivenciada na região de Crateús é o desmatamento, onde a madeira retirada serve como matéria-prima na construção civil e serve também de combustível (lenha) usado principalmente pela população da zona rural. Um agravante do desmatamento é deixar o solo exposto sujeito a processos erosivos e a desertificação, o que acaba contribuindo para o assoreamento dos corpos d'água, fator de redução da capacidade de armazenamento de reservatórios e de cheias sazonais no município.

Na fauna local, observam-se bandos de avoante (*Zenaida auriculata*), ocorrem ainda, o periquito da caatinga (*Aratinga cactorum*), o galo-de-campina (*Paraoria dominicana*) e o Cancã (*Cynocorax cyanopgon*). No domínio da caatinga também podem ser encontrados o preá (*Galea spixii*), cachorro-do-mato (*Dusicyon sp.*), tatus (*Tolypeutes tricinctus*) e gato-do-mato (*Felis yagourondi*). Répteis são comuns, predominando ofídios da família Colubridae (CEARÁ, 2002).

Em tempos antigos observava-se a caça predatória, devido à grande pressão antrópica, os animais que se reproduziam em grande quantidade como: veados, tatus tamanduá, peba, ema, onça, siriema, etc., foram sendo caçados. As aves que formavam bandos como, pombas, juritis, nambus e canários foram se mudando (SALES; MARTINS, 1995). Observa-se muito no município que a população local tem a cultura de criar aves silvestres em casa, uma prática dos antepassados que capturavam os pássaros para ouvir o seu canto. Nos dias atuais

observa-se que a educação ambiental nas comunidades tem contribuído para reduzir a caça predatória.

4.1.3 Aspectos Socioeconômicos

O Governo do Estado do Ceará por meio do IPECE desenvolve todos os anos uma pesquisa com o perfil básico municipal, onde são divulgados indicadores socioeconômicos, que ajudam no planejamento de projetos, programas e políticas públicas. No relatório do perfil básico municipal de Crateús consta que mais de 70% da população do município reside na zona urbana da cidade, e mais de 80% das unidades de saúde são do tipo pública, ligadas ao Sistema Único de Saúde (SUS) (CEARÁ, 2019a).

Já com relação à educação, dos 19.032 registros de matrícula no ano de 2018, 60,9% dos alunos matriculados estudam na rede municipal, 23,4% na rede estadual, 14,5% na rede particular de ensino e 1,2% na rede federal, representada pelo Instituto Federal do Ceará (IFCE), que se faz presente no município com o ensino técnico e superior, e a Universidade Federal do Ceará (UFC), com ensino superior (CEARÁ, 2019a).

Com relação à infraestrutura do município, 99,96% da população está coberta pelo abastecimento de água, 73,06% do município apresenta esgotamento sanitário, 99% das residências da cidade contam com energia elétrica e 75% dos domicílios são atendidos pela coleta de lixo. A maioria dos empregos formais do município encontram-se no comércio, serviços e administração pública. A economia do município gira em torno da agropecuária, indústria e serviços, apresentando um Produto Interno Bruto (PIB) de 13% na agropecuária, 5% na indústria e 82% em serviços (CEARÁ, 2019a).

A principal atividade econômica reside na cultura de subsistência de feijão, milho e mandioca, além de monoculturas de algodão, cana-de-açúcar, castanha de caju e frutas diversas. Na pecuária extensiva destaca-se a criação de bovinos, ovinos, caprinos e suínos, com destaque também para a criação de galinhas. O extrativismo vegetal baseia-se na fabricação de carvão vegetal, extração de madeiras diversas para lenha e construção de cercas, além de atividades com oiticica e carnaúba. O artesanato de redes, chapéus-de-palha e bordados

representa importante fonte de renda para o município. Na área de mineração, a extração de rocha para cantaria, brita e usos diversos na construção civil é, ainda, incipiente. A atividade pesqueira é desenvolvida, de forma rudimentar, em açudes (BRASIL, 1998).

Outras atividades econômicas que merecem destaque é a produção de origem animal que movimentam o mercado de leite e ovos. A produção de mel de abelha também é bem atuante no município e representa 5% da produção do estado (CEARÁ, 2019a).

4.1.4 Aspectos Históricos

Os primeiros habitantes da região de Crateús foram os indígenas da tribo *Karatiú*, pertencentes à grande nação *Tapuya* que povoava os sertões do Nordeste do Brasil. Os *Karatiús* eram nômades e travavam constantes conflitos com a tribo rival, os *Paiakú de Inhamuns* (SALES; MARTINS, 1995).

Contudo, os vários grupos indígenas que dominavam as caatingas sertanejas, como os *Karatiús*, por exemplo, não podiam ver com bons olhos a penetração do “homem branco” que chegava com gado, escravos e agregados e se instalava nas ribeiras mais férteis, como o vale do rio Poti. Houve grande resistência por parte dos índios *Karatiús* aos avanços das fazendas de gado, que ocupavam grandes extensões das margens do rio Poti (MELO, 2008).

A fazenda Piranhas era a mais importante na criação de gado dos sertões de Crateús, e foi através dela que surgiu o primeiro núcleo urbano. O vale tinha esse nome, devido a grande quantidade desse peixe, que existia nos rios e riachos. O marco inicial do desenvolvimento do povoado foi à igreja que passou a ter como padroeiro Senhor do Bonfim. O povoado cresceu e passou a se chamar “Vila do Príncipe Imperial” em 1832 (SALES M.; MARTINS; SALES S., 1997).

A Vila do Príncipe Imperial pertencia ao Piauí e foi transferida da antiga Província do Piauí para a do Ceará por Decreto Geral nº 3.012, de 22 de outubro de 1880. Com a troca, o estado do Piauí tinha acesso ao mar e ficava beneficiado com um porto de amarração para auxiliar o desenvolvimento comercial de importação e exportação (SALES; MARTINS, 1995).

Com a permuta a Vila do Príncipe Imperial passou a se chamar Vila de

Crateús, pelo Decreto estadual nº 01, de 02 de dezembro de 1889, o nome do município, tem origem na palavra indígena CARÁ (batata) e TEÚ (lagarto) (SALES M.; MARTINS; SALES S., 1997). A Vila de Crateús passou a categoria de cidade, pelo decreto lei nº 1.046, de 14 de agosto de 1911.

A partir do final do século XIX, a cidade de Crateús começou a se desenvolver com a expansão do surto algodoeiro. Em 1962, foi instalada neste município a Crateús Algodoeira S/A, para beneficiar o algodão, extrair o óleo e prepará-lo para exportação (SALES; MARTINS, 1995).

Os derivados da carnaubeira, como a cera e o óleo, também tiveram grande importância na expansão econômica. A construção da ferrovia e a instalação do 4º Batalhão Ferroviário e o 4º Batalhão de Engenharia contribuíram substancialmente para o rápido crescimento de Crateús (MELO, 2008).

Com isso, o comércio expandiu-se, favorecendo a instalação das redes bancárias e outros serviços. Dessa forma, Crateús, atualmente, é considerado o município mais importante da região dos Sertões de Crateús, em termos de economia, equipamentos urbanos e serviços.

4.2 Levantamento Bibliográfico

A partir da análise da temática foram elencados os principais eixos norteadores teórico-metodológicos que objetivou na aquisição de dados referentes aos aspectos hídricos de mananciais subterrâneos e superficiais, confrontando com dados de estiagem e os possíveis impactos ambientais. O material pesquisado faz parte de acervos da Biblioteca da UFC, e de sites especializados em publicações científicas e de instituições estatais e municipais.

4.3 Amostragem de Água

Para a análise dos parâmetros físico-químicos da água proveniente de manancial subterrâneo foi realizada uma campanha de amostragem, no ano de 2018, sendo também coletado o rejeito salino dos poços que fazem uso do dessalinizador. Nesse estudo, foram coletadas 25 amostras, sendo 7 delas de água subterrânea, 9 de água subterrânea que passou pelo dessalinizador e 9 de rejeito salino gerado no dessalinizador. Os 16 poços estudados, são utilizados para

abastecimento humano.

Para a análise dos parâmetros físico-químicos e biológicos dos mananciais superficiais, foram coletados dados secundários da Cagece, entre os anos de 2012 e 2017, nos períodos abrangidos por época chuvosa e estiagem. As coletas foram realizadas na captação de água bruta dos reservatórios estudados.

4.3.1 Descrição dos Poços e do Rejeito Salino

Os poços estudados foram escolhidos por servirem a uma maior parte da população e na sua grande maioria por apresentarem dessalinizador. Permitindo assim estudar o impacto do uso de suas águas na comunidade em tempos de escassez hídrica e a qualidade dessas águas em diferentes usos e locais, estudando também o rejeito salino gerado nos dessalinizadores.

Quadro 1 – Coordenadas em UTM dos poços em estudo

Ponto	Localização	X	Y
AS01/RS01	Planaltina	313628	9426686
AS02/RS02	Terra Livre	314773	9426086
AS03/RS03	Norberto Ferreira	314870	9426812
AS04/RS04	Padre Macêdo	314696	9427626
AS05/RS05	São Vicente	315263	9427188
AS06/RS06	Ponte Preta	314245	9428463
AS07/RS07	UPA Ilha	314736	9428294
AS08/RS08	Imaculada	315569	9428523
AS09/RS09	Cajás	315781	9428817
AS10	Planalto	314208	9426517
AS11	Rodoviária	314604	9426318
AS12	São Lucas	315238	9426913
AS13	Montes Claros	314011	9427748
AS14	Cáritas	314769	9428249
AS15	PM	315537	9427887
AS16	Praça da Estação	315589	9427764

Fonte: autora.

AS: Água Subterrânea; RS: Rejeito Salino.

Os poços estão distribuídos por toda a cidade, desde áreas mais nobres a áreas mais humildes, oferecendo assim um estudo mais amplo e com a possibilidade de algum indicativo de mudança na composição química dessa água por passar em diversos meios.

O Quadro 1 mostra as coordenadas dos 16 poços que estão ativos na área urbana de Crateús. Os pontos correspondentes de 1 a 9 fazem uso de dessalinizador, apresentando conseqüentemente um ponto de rejeito salino para esses poços. Os demais pontos de 10 a 16 não usam dessalinizador.

A partir dos perfis litológicos, descritos nos próximos quadros, observa-se uma profundidade máxima dos poços, de 92 m, com predominância de rochas cristalinas alteradas, compostas basicamente por plagioclásio, quartzo e k-feldspato.

O poço AS01(Planaltina) fica localizado na periferia da cidade, no bairro Planaltina, possui dados escassos de construção no sítio do Serviço Geológico do Brasil (CPRM), pois a litologia descrita no site, apenas descreve que é uma rocha cristalina não identificada (BRASIL, 2019a). Já nos relatórios disponibilizados pela SOHIDRA, é descrito por completo o perfil geológico encontrado no poço (Quadro 2).

Quadro 2 – Perfil geológico do poço AS01 por profundidade

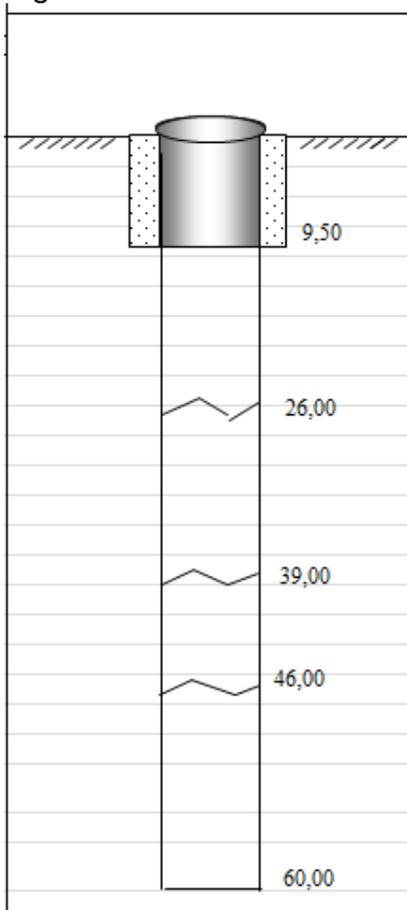
De (m):	Até (m):	Descrição Litológica
0	4	Fragmentos de rocha alterada, cor marrom e mineralogia indistinta.
4	60	Fragmentos de rocha cristalina, de cor cinza, composta basicamente por K-feldspato e minerais máficos, com pouco quartzo e plagioclásio.

Fonte: Ceará (2019c).

O poço foi construído pela SOHIDRA em fevereiro de 2015, possui 60 metros de profundidade e vazão de 2 m³/h, ou seja, 2.000 L/H (CEARÁ, 2019c). O perfil construtivo demonstra um intervalo de perfuração de 0,00 – 9,50 e de 9,50 – 60,00 (Figura 5).

O formato do poço é tubular com bomba submersa, e tem no seu uso o abastecimento para consumo humano, sendo administrado pela Prefeitura Municipal de Crateús (Figura 6). Esse poço dispõe de dessalinizador, uma tecnologia utilizada em muitos poços, para a retirada de sal da água e de outros minerais, gerando no processo o rejeito salino, que foi identificado por RS01.

Figura 5 – Perfil construtivo do poço AS01



Fonte: Ceará (2019c).

Figura 6 – Sistema simplificado de abastecimento de água, com dessalinizador no Poço AS01, localizado no bairro de Planaltina, no município de Crateús - CE



Fonte: autora.

A - Coleta de água dessalinizada, pela população e B - Unidade de dessalinização da água por osmose reversa.

O dessalinizador é um equipamento eletromecânico e hidráulico responsável por processos físico-químicos, como a osmose reversa, produzindo assim uma água potável de qualidade (CEARÁ, 2019c). A Figura 6 apresenta a

estrutura montada para o poço e o dessalinizador, com o respectivo local de coleta de água pela população.

O poço AS02 (Terra Livre) fica localizado no bairro Fátima II, na comunidade Terra Livre, possui também poucos dados de construção no sítio da CPRM, o qual apenas informa que é uma rocha cristalina não identificada (BRASIL, 2019a). Nos relatórios disponibilizados pela SOHIDRA, a descrição litológica está completa, sendo apresentada a litologia por profundidade (Quadro 3).

Quadro 3 – Perfil geológico do poço AS02 por profundidade

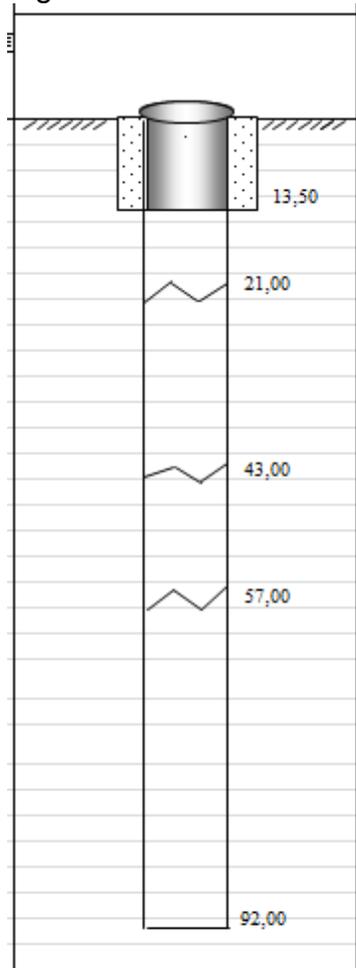
De (m):	Até (m):	Descrição Litológica
0	4	Rocha cristalina alterada, cor marrom, bem friável e com mineralogia indistinta.
4	52	Fragmentos de rocha cristalina, de coloração avermelhada, composta principalmente por K-feldspato e poucos minerais máficos.
52	80	Fragmentos de rocha cristalina de cor escura, composta em sua maioria por minerais máficos e pouco feldspato.
80	92	Fragmentos de rocha cristalina, de coloração avermelhada, composta principalmente por K-feldspato e poucos minerais máficos.

Fonte: Ceará (2019c).

O poço foi construído pela SOHIDRA em fevereiro de 2015, possui 92 metros de profundidade e vazão de 0,5 m³/h, ou seja, 500 L/H. O perfil construtivo demonstra um intervalo de perfuração de 0,00 – 13,50 e de 13,50 – 92,00, como mostra a Figura 7 (CEARÁ, 2019c).

O referido poço tem formato tubular com bomba submersa, e tem no seu uso o abastecimento para consumo humano, sendo administrado pela Prefeitura Municipal de Crateús (Figura 8). Também faz uso de dessalinizador, sendo o rejeito salino identificado como RS02.

Figura 7 – Perfil construtivo do poço AS02



Fonte: Ceará (2019c).

Figura 8 – Sistema simplificado de abastecimento de água, com dessalinizador no Poço AS02, localizado na comunidade Terra Livre, no município de Crateús - CE



Fonte: autora.

A – Tanque de água, dessalinizada e B - Tanque com o rejeito salino.

O poço AS03 (Norberto Ferreira) fica localizado no bairro São Vicente, é de propriedade particular, dispõe de poucos dados de construção. Tem forma

tubular e bomba submersa, e tem no seu uso o abastecimento para consumo humano. Observou-se no local o uso de dessalinizador, o rejeito salino desse poço foi identificado por RS03, esse rejeito não foi coletado, pois o mesmo é descartado diretamente na rede coletora de esgoto. A água, após processo de dessalinização, é vendida para a população crateuense.

O poço AS04 (Padre Macêdo) fica localizado no bairro Centro, também é de propriedade particular, tem forma tubular e bomba submersa, e tem no seu uso o abastecimento para consumo humano. O proprietário também mandou instalar um dessalinizador, para que a água, após processo de dessalinização, seja vendida para a população. O rejeito gerado foi identificado por RS04.

O poço AS05 (São Vicente) fica localizado no bairro São Vicente, possui dados de construção, dados geológicos e de teste de bombeamento no sítio da CPRM. O referido poço foi perfurado pela SOHIDRA em dezembro de 2017, possui profundidade de 60m e filtros abaixo de 4m até 12m. O perfil construtivo demonstra um intervalo de perfuração de 0,00 – 16,00 e de 16,00 – 60,00, sendo possível visualizar também os filtros, como mostra a Figura 9 (BRASIL, 2019a).

A descrição litológica do poço AS05 está completa, sendo apresentada a litologia por profundidade (Quadro 4). No teste de bombeamento o nível estático foi de 1,50m, já o nível dinâmico foi de 41,80m, o poço possui vazão de 3,3 m³/h, ou seja, 3.300 L/H (BRASIL, 2019a).

Quadro 4 – Perfil geológico do poço AS05 por profundidade

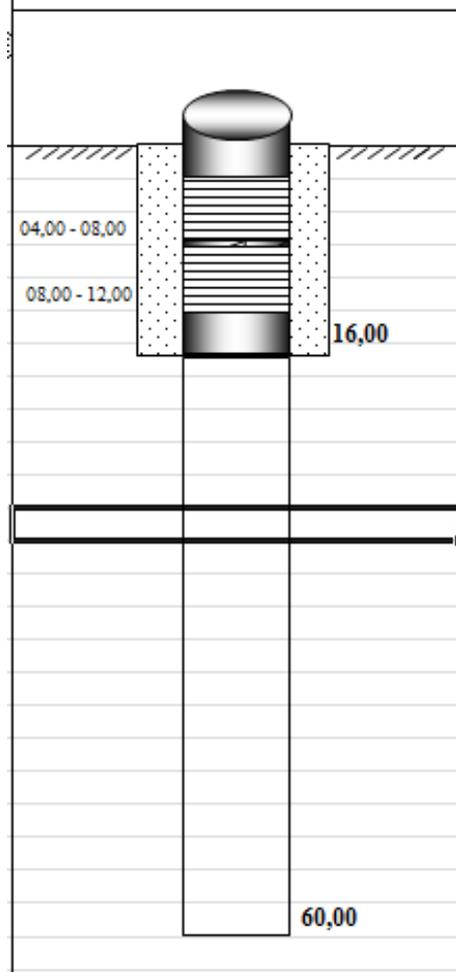
De (m):	Até (m):	Descrição Litológica
0	4	Fragmentos de rocha cristalina bem triturados de coloração marrom e mineralogia muito alterada e indistinta.
4	8	Fragmentos de rocha cristalina mal triturados de coloração marrom e de mineralogia composta por minerais máficos indistintos principalmente, plagioclásio, quartzo e k-feldspato, todos muito alterados.
8	60	Fragmentos de rocha cristalina mal triturados de coloração escura e de mineralogia composta por minerais máficos indistintos principalmente, plagioclásio, quartzo e k-feldspato em baixas porcentagens.

Fonte: Brasil (2019a).

O referido poço tem formato tubular com bomba submersa, e tem no seu uso o abastecimento para consumo humano, sendo administrado pela Prefeitura Municipal de Crateús (Figura 10). Também faz uso de dessalinizador, sendo o rejeito

salino identificado como RS05.

Figura 9 – Perfil construtivo do poço AS05



Fonte: Ceará (2019c).

Figura 10 – Sistema simplificado de abastecimento de água, com dessalinizador no Poço AS05, localizado no bairro de São Vicente, no município de Crateús - CE



Fonte: autora.

A - Coleta de água, dessalinizada, pela população e B - Tanque com o rejeito salino.

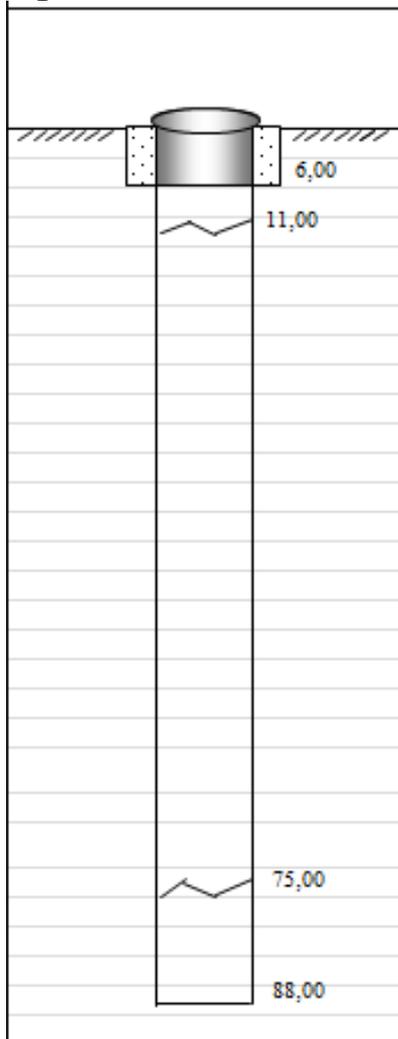
O ponto AS06 (Ponte Preta) fica localizado no bairro Ponte Preta, na Vila Marilaque, possui poucos dados de construção no sítio da CPRM. A litologia apresentada no site, informa apenas que é uma rocha cristalina não identificada (BRASIL, 2019a). Nos relatórios disponibilizados pela SOHIDRA, a descrição litológica está completa, sendo apresentada a litologia por profundidade (Quadro 5).

Quadro 5 – Perfil geológico do poço AS06 por profundidade

De (m):	Até (m):	Descrição Litológica
0	6	Rocha cristalina alterada, cor marrom e mineralogia indistinta.
6	88	Fragments de rocha cristalina, de coloração acinzentada, composta por feldspato, quartzo e minerais máficos indistintos.

Fonte: Ceará (2019c).

Figura 11 – Perfil construtivo do poço AS06



Fonte: Ceará (2019c).

A construção do poço foi realizada pela SOHIDRA em fevereiro de 2015,

apresentando 88 metros de profundidade final e vazão de $0,3 \text{ m}^3/\text{h}$, ou seja, 300 L/H (CEARÁ, 2019c). O perfil construtivo demonstra um intervalo de perfuração de $0,00 - 6,00$ e de $6,00 - 88,00$ (Figura 11).

O poço tem formato tubular com bomba submersa, e tem no seu uso o abastecimento para consumo humano, sendo administrado pela Prefeitura Municipal de Crateús (Figura 12). Também faz uso de dessalinizador, sendo o rejeito salino identificado como RS06.

Figura 12 – Sistema simplificado de abastecimento de água, com dessalinizador no Poço AS06, localizado no bairro Ponte Preta, no município de Crateús - CE



Fonte: autora

A - Coleta de água, dessalinizada, pela população e B - Tanque com o rejeito salino.

O poço AS07 (UPA Ilha) fica localizado no bairro Cidade Nova, atrás da Unidade de Pronto Atendimento (UPA), possui poucos dados de construção no sítio da CPRM, a litologia apresentada no site, apenas informa que é uma rocha cristalina não identificada (BRASIL, 2019a).

A SOHIDRA perfurou o poço em fevereiro de 2015, apresentando 60 metros de profundidade final. No teste de bombeamento o nível estático foi de $9,00\text{m}$, já o nível dinâmico foi de $32,00\text{m}$, o poço possui vazão de $3,5 \text{ m}^3/\text{h}$, ou seja, 3.500 L/H (BRASIL, 2019a).

O poço tem formato tubular com bomba submersa, e tem no seu uso o abastecimento para consumo humano, sendo administrado pela Prefeitura Municipal de Crateús (Figura 13). Também faz uso de dessalinizador, sendo o rejeito salino identificado como RS07.

Figura 13 – Sistema simplificado de abastecimento de água, com dessalinizador no Poço AS07, localizado no bairro Cidade Nova, no município de Crateús-CE

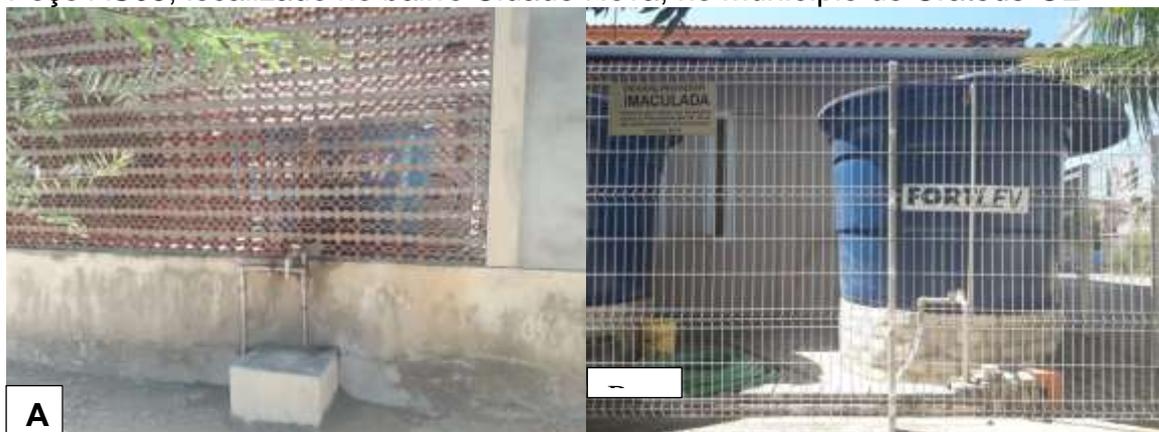


Fonte: autora.

A - Coleta de água, dessalinizada, pela população e B - Tanque com o rejeito salino.

O ponto AS08 (Imaculada) fica localizado no bairro Cidade Nova, nas proximidades do ponto anterior. É de propriedade particular, pertence à Diocese de Crateús, localizado mais precisamente na Paróquia Imaculada Conceição. O poço tem forma tubular e bomba submersa, e tem no seu uso o abastecimento para atividades domésticas (Figura 14). A Diocese mandou instalar um dessalinizador, para que a água, após processo de dessalinização, seja utilizada pela paróquia e pela população local. O rejeito gerado é identificado por RS08.

Figura 14 – Sistema simplificado de abastecimento de água, com dessalinizador no Poço AS08, localizado no bairro Cidade Nova, no município de Crateús-CE



Fonte: autora.

A - Coleta de água, dessalinizada, pela população e B - Tanque com o rejeito salino.

O poço AS09 (Cajás) fica localizado no bairro Cajás, o mesmo apresenta poucos dados de construção no sítio da CPRM, a litologia apresentada no site,

apenas informa que é uma rocha cristalina não identificada (BRASIL, 2019a).

Perfurado pela SOHIDRA em fevereiro de 2015, o poço possui profundidade final de 66m. O teste de bombeamento revela que o nível estático foi de 7,00m, já o nível dinâmico foi de 28,00m, o poço possui vazão de 6,0 m³/h, ou seja, 6.000 L/H (BRASIL, 2019a).

O poço tem formato tubular com bomba submersa, e tem no seu uso o abastecimento para consumo humano, sendo administrado pela Prefeitura Municipal de Crateús (Figura 15). Também faz uso de dessalinizador, sendo o rejeito salino identificado como RS09.

Figura 15 – Sistema simplificado de abastecimento de água, com dessalinizador no Poço AS09, localizado no bairro Cajás, no município de Crateús - CE



Fonte: autora.

A - Coleta de água, dessalinizada, pela população e B - Unidade de dessalinização da água por osmose reversa.

O ponto AS10 (Planalto) fica localizado no bairro Planalto, nas proximidades da Estação de Tratamento de Água da Cagece, os dados de construção no sítio da CPRM são bem escassos, não dispondo de dados da descrição litológica. Perfurado em agosto de 1998, o site não disponibiliza quem executou esse processo e nem a profundidade final (BRASIL, 2019a). O poço tem formato tubular com bomba submersa, e tem no seu uso o abastecimento para atividades domésticas, sendo administrado pelo Governo do Estado do Ceará (Figura 16).

Figura 16 – Sistema simplificado de abastecimento de água, no Poço AS10, localizado no bairro Planalto, no município de Crateús - CE



Fonte: autora.

A - Coleta de água, do poço, pela população e B – Tanque de armazenamento da água do poço.

O ponto AS11 (Rodoviária) fica localizado no Terminal Rodoviário Leônidas Bezerra de Melo, no bairro Fátima II. O poço dispõe de poucos dados, tendo formato tubular com bomba submersa, e tem no seu uso o abastecimento do terminal rodoviário, sendo administrado pela Prefeitura Municipal de Crateús.

O poço AS12 (São Lucas) fica localizado no bairro centro, nas proximidades do hospital do município. Possui alguns dados de construção no sítio da CPRM, mas a litologia apresentada no site, apenas destaca que é uma rocha cristalina não identificada (BRASIL, 2019a).

A SOHIDRA perfurou o poço em março de 2015, o mesmo possui profundidade final de 60m e vazão de 5,0 m³/h, ou seja, 5.000 L/H. O poço tem formato tubular com bomba submersa, e tem no seu uso o abastecimento para atividades domésticas, sendo administrado pela Prefeitura Municipal de Crateús (CEARÁ, 2019c).

O poço AS13 (Montes Claros) fica localizado no bairro Altamira, os dados de construção no sítio da CPRM são bem escassos, não dispondo de informações sobre a descrição litológica. O mesmo foi perfurado pela SOHIDRA em junho de 2016, apresentando uma profundidade final de 88m e uma vazão estimativa de 1,0 m³/h, ou seja, 1.000 L/H (CEARÁ, 2019c). O poço tem formato tubular com bomba submersa, e tem no seu uso o abastecimento para atividades domésticas, sendo administrado pela Prefeitura Municipal de Crateús (Figura 17).

Figura 17 – Sistema simplificado de abastecimento de água, no Poço AS13, localizado no bairro Altamira, no município de Crateús - CE



Fonte: autora.

O ponto AS14 (Cáritas) fica localizado no bairro São José, é de propriedade particular, pertence à Diocese de Crateús, localizado mais precisamente em uma organização humanitária da Igreja Católica. O poço tem forma tubular e bomba submersa, e tem no seu uso o abastecimento para atividades domésticas. A água fica armazenada em uma cisterna, sendo utilizada de forma local pelos membros da organização.

O poço AS15 (PM) fica localizado no 7º Batalhão da Polícia Militar no bairro Centro, possui dados de construção e geológicos no sítio da CPRM. Perfurado pela SOHIDRA em julho de 2018, o poço possui profundidade de 85m e filtros abaixo de 8m até 12m (BRASIL, 2019a).

Quadro 6 – Perfil geológico do poço AS15 por profundidade

De (m):	Até (m):	Descrição Litológica
0	20	Fragmentos de rocha cristalina de cor escura, formada principalmente por máficos indistintos, com menor quantidade de plag, k-feldspato e quartzo.
20	45	Fragmentos de rocha cristalina de cor cinza, formada principalmente por máficos indistintos, plag, k-feldspato e quartzo.
45	60	Fragmentos de rocha cristalina de cor vermelha, formada principalmente por k-feldspato, com menor quantidade de máficos indistintos, plag e quartzo.
60	85	Fragmentos de rocha cristalina de cor cinza, formada principalmente por máficos indistintos, com menor quantidade de plag, k-feldspato e quartzo.

Fonte: Brasil (2019a).

A descrição litológica do poço AS15 está completa, sendo apresentada a litologia por profundidade (Quadro 6). O perfil construtivo demonstra um intervalo de perfuração de 0,00 – 13,00 e de 13,00 – 85,00, o site não dispõe a imagem do perfil construtivo (BRASIL, 2019a). O referido poço tem formato tubular com bomba submersa, e tem no seu uso o abastecimento para consumo humano, sendo administrado pelo Governo do Estado do Ceará.

O poço AS16 (Praça da Estação) fica localizado na Praça Gentil Cardoso, também conhecida em tempos passados por Praça dos Pirulitos, o ponto de coleta fica nas proximidades do Colégio Estadual Regina Pacis, no bairro Centro. Possui dados de construção bem escassos no sítio da CPRM, pois a litologia apresentada no site, apenas destaca que é uma rocha cristalina não identificada (BRASIL, 2019a).

A SOHIDRA perfurou o poço em março de 2015, o mesmo possui profundidade final de 78m e vazão de 2,0 m³/h, ou seja, 2.000 L/H (CEARÁ, 2019c). O poço tem formato tubular com bomba submersa, e tem no seu uso o abastecimento para atividades domésticas, sendo administrado pela Prefeitura Municipal de Crateús.

4.3.2 Descrição dos Açudes

4.3.2.1 Açude Carnaubal

O açude Carnaubal, localizado no município de Crateús, represa o rio Poti e seu reservatório tem capacidade para armazenar 87.690.000 m³ de água, sendo projetada e iniciada a construção no final da década de 1980, finalizada no ano de 1990 pelo DNOCS, para as seguintes finalidades: a irrigação das localidades próximas ao açude e o abastecimento de água da cidade de Crateús. O açude apresenta uma média de evaporação anual de 7,93 mm/dia, com uma evaporação mínima de 3,11 mm/dia nos meses chuvosos, entre fevereiro e junho. E uma evaporação máxima de 12,85 mm/dia nos meses mais secos, entre agosto e dezembro. A cota do sangradouro do açude é de 300 m (CEARÁ, 2011c).

Como descrito nos aspectos climáticos e hidrológicos, o ano de 2012 é marcado pelo baixo índice de precipitação e pelo início do intenso período de

estiagem, que assolou a região de Crateús até o ano de 2017. A Tabela 4 destaca o percentual de água armazenada no açude Carnaubal, onde é possível observar que no ano de 2012 o volume do açude só reduziu, caracterizando um ano de seca, e essa situação se prolongou para os anos subsequentes.

Na Tabela 4 também é possível observar, que no ano de 2013, o açude Carnaubal teve um aumento no percentual de água no mês de agosto, essa situação ocorreu devido à abertura das comportas do açude Flor do Campo, um açude de grande porte que fica localizado no município de Novo Oriente, vizinho ao município de Crateús. A água seguiu para o açude Carnaubal por meio da liberação gravitacional no leito seco do rio Poti que corta toda a região.

Tabela 4 – Volume do Açude Carnaubal de 2012 a 2017 no município de Crateús

VOLUME DO AÇUDE CARNAUBAL (%)						
Meses do ano	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Janeiro	26	2	1,4	0,01	0,09	0,01
Fevereiro	24	1,6	1,2	0,01	0,05	0,01
Março	22	1,2	1,4	0,2	0,04	0,01
Abril	20	1	1,9	0,3	0,03	0,01
Maiο	17	0,5	1,8	0,2	0,02	0,01
Junho	14	0,2	1,4	0,07	0,01	0,01
Julho	11	0,2	1	0,02	0,01	0,01
Agosto	8	1,5	0,5	0,02	0,01	0,01
Setembro	7	3	0,3	0,01	0,01	0,01
Outubro	6	2	0,1	0,01	0,01	0,01
Novembro	4	1,6	0,02	-	0,01	0,01
Dezembro	3	1,7	0,02	-	0,01	0,01

Fonte: Ceará (2018b)
(- volume não registrado).

Sena *et al.* (2016) destaca que a reserva de água do açude Carnaubal só garantiria o abastecimento da cidade de Crateús até julho de 2013. Diante desta situação, o único reservatório capaz de transferir água para garantir o abastecimento da cidade, pelo menos até o ano de 2014 seria o açude Flor do Campo, que apesar da redução verificada no seu volume devido às baixas precipitações, ainda acumulava 16,7 milhões de m³, em percentuais estava com 16% do seu volume (dado de maio de 2013). Com essa medida a cidade de Novo Oriente que é abastecida pelo açude Flor do Campo também ficaria com o seu abastecimento garantido até 2014.

Essa medida emergencial adotada pelo Governo do Estado do Ceará

gerou disputa pela água do açude Flor do Campo causando tensão e criando conflitos entre cidades da região dos Sertões de Crateús. Essa alternativa foi muito criticada pela população da região, devido o transporte de água ter ocorrido pelo leito do rio Poti até chegar ao seu destino, o açude Carnaubal, com isso houve uma perda de quase 35% da água liberada (SERTÕES DE CRATEÚS, 2017).

Em 2015, com um prognóstico apontando para mais um ano de estiagem, o açude Carnaubal chegou a apresentar um volume inferior a 1%, apresentando um risco de colapso de água na cidade de Crateús, destacando que foi necessário ser implantado um rodízio, com o racionamento programado no fornecimento de água em um dia e dois sem abastecimento. Outras ações também foram adotadas, como a não execução de novas ligações de água e a suspensão do fornecimento de água para a construção civil (CEARÁ, 2018c).

Nas visitas de campo foi possível visualizar o quão seco estavam os açudes Carnaubal e Flor do Campo, como mostra a Figura 18. Na ocasião das fotos, a água estava sendo captada no leito seco dos açudes, onde foi construída uma rede de poços, cacimbões e cacimbas dentro do açude. Com o rebaixamento do lençol freático, foi preciso utilizar bombas a vácuo para captar água, minimizando assim os efeitos da crise hídrica.

Figura 18 – Captações de água dos açudes Carnaubal e Flor do Campo no ano de 2015



Fonte: autora.

A - Açude Carnaubal e B - Açude Flor do Campo.

Assim a população seguia com medo do desabastecimento total, pois com o passar dos meses a situação permanecia crítica, e o risco de colapso no sistema de Crateús era iminente. Na época, a alternativa encontrada pelo Governo

do Estado do Ceará, foi instalar uma adutora de 160 km de extensão, no modelo de Adutora de Montagem Rápida (AMR). Com a obra realizada, a unidade de captação passou a captar água do açude Araras, na Bacia do Acaraú, e transferir para os demais sistemas de tratamento e distribuição, a adutora levava água até o sistema de abastecimento de Crateús (CEARÁ, 2018c).

4.3.2.2 Açude Araras

Com essa medida emergencial descrita anteriormente, o açude Araras passou a ser responsável pelo abastecimento do município de Crateús, sendo, portanto, mais uma fonte hídrica que compõe a pesquisa. A Figura 19 mostra a complexidade da adutora que liga o açude Araras, localizado no município de Varjota, ao sistema de abastecimento de água de Crateús. A estrutura tem que percorrer seis municípios para chegar ao seu destino final, tendo garantido água para os crateuenses até o ano de 2018. Toda essa megaoperação foi necessária para manter o abastecimento na cidade de Crateús, garantindo assim segurança hídrica, beneficiando mais de 53 mil pessoas na área urbana do município.

Figura 19 – Adutora que liga o Açude Araras, no município de Varjota, a Crateús - CE



Fonte: Ceará (2018c).

O açude Paulo Sarasate, mais conhecido como açude Araras, localizado

no município de Varjota - CE, distante cerca de 250 Km da cidade de Fortaleza, represa o rio Acaraú e seu reservatório tem capacidade para armazenar 859.533.000 m³ de água, a sua bacia hidrográfica cobre uma área de 3.520 km². Seu projeto teve início no ano de 1920 e suas obras foram concluídas em 1958, sendo executadas pelo DNOCS, para as seguintes finalidades: perenização e controle de cheias do rio Acaraú, abastecimento público, dessedentação animal, irrigação, geração de energia (gera aproximadamente 6 mil watts de energia, operados pela CHESF) e piscicultura (DNOCS, 2019).

Dadas as suas grandes dimensões, o leito do açude compreende os limites geográficos de pelo menos quatro municípios cearenses: Varjota, Pires Ferreira, Hidrolândia e Santa Quitéria, sendo o quarto maior reservatório de água doce do Estado, ficando atrás apenas dos açudes Castanhão, Orós e Banabuiú. Com sua capacidade de armazenamento para quase 1 bilhão de metros cúbicos de água, o açude Araras é um marco na açudagem, pelos seus múltiplos aproveitamentos, sendo um dos principais vetores do desenvolvimento da região norte do Ceará (DNOCS, 2019).

Tabela 5 – Volume do Açude Araras de 2012 a 2017 no município de Varjota

VOLUME DO AÇUDE ARARAS (%)						
Meses do ano	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Janeiro	77,22	45,09	17,79	6,35	4,26	3,41
Fevereiro	77,61	42,90	16,78	5,86	3,97	3,75
Março	76,92	40,03	16,34	6,18	3,84	12,05
Abril	74,46	39,08	17,05	7,18	5,49	15,50
Mai	70,81	37,32	16,91	6,93	5,35	15,77
Junho	67,38	35,17	15,56	6,63	5,03	15,13
Julho	64,22	33,07	13,93	6,52	4,63	13,95
Agosto	60,99	30,22	12,56	6,17	4,19	12,81
Setembro	57,58	27,33	11,17	5,80	3,75	11,56
Outubro	54,08	24,19	9,60	5,38	3,64	10,06
Novembro	50,87	21,51	8,35	4,83	3,54	8,79
Dezembro	47,76	19,37	7,27	4,31	3,46	7,81

Fonte: Ceará (2018b).

O açude Araras representa um importante mecanismo de controle das cheias sazonais e principalmente das secas que atingem a região. Nesses seis anos de intensa estiagem no Estado, o açude passou a ser responsável pelo abastecimento de água de muitas localidades. Com a sua capacidade de suporte

ultrapassada devido a problemática da seca, o açude chegou ao ano de 2016 com um percentual de menos de 4% da sua capacidade, como mostrou a Tabela 5.

Em janeiro de 2017, após longos anos de estiagem, o açude Araras atingiu o menor volume já registrado das suas águas, comportando apenas 3,41% da sua capacidade total, equivalente a 29.350.000 metros cúbicos de água. Mesmo diante desse cenário e com as poucas chuvas registradas nesse mesmo ano, o açude ainda conseguiu recuperar um pouco da sua capacidade e apresentou um percentual de água acumulada de mais de 10%.

4.4 Procedimento Analítico

4.4.1 Análises Físico-químicas das Águas Subterrâneas e do Rejeito Salino

As amostras de água subterrânea, de água dessalinizada e do rejeito salino, foram analisadas no Laboratório de Geoquímica Ambiental, do Departamento de Geologia da Universidade Federal do Ceará, sendo referenciadas pelo *Standard Methods for the examination of water and wastewater* (APHA, 2012).

Quadro 7 – Parâmetros e métodos aplicados nas análises de água subterrânea

Parâmetro	Metodologia
Alcalinidade	Titrimetria Ácido-Base
Bicarbonato	Titrimetria Ácido-Base
Cálcio	Titrimetria / Complexometria com EDTA
Cloreto	Argentométrico (Mohr)
Condutividade Elétrica	Eletroquímico
Dureza Total	Titrimetria / Complexometria com EDTA
Ferro	Espectrofotometria / Ortofenantrolina
Fluoreto	Potenciometria/Eletrodo de íon seletivo
Magnésio	Medida indireta (diferença das medidas de dureza total e dureza do cálcio)
Nitrato	Espectrofotometria /Coluna Redutora de Cádmio
Nitrito	Espectrofotometria/Diazotação
Nitrogênio Amoniacal	Espectrofotometria /Fenato
pH	Eletroquímico
Sílica	Espectrofotometria /Molibdosilicato
Sódio e Potássio	Fotometria de chama
Sólidos Totais Dissolvidos (STD)	Conductimetria
Sulfato	Espectrofotometria /Turbidimétrico
Turbidez	Nefelometria

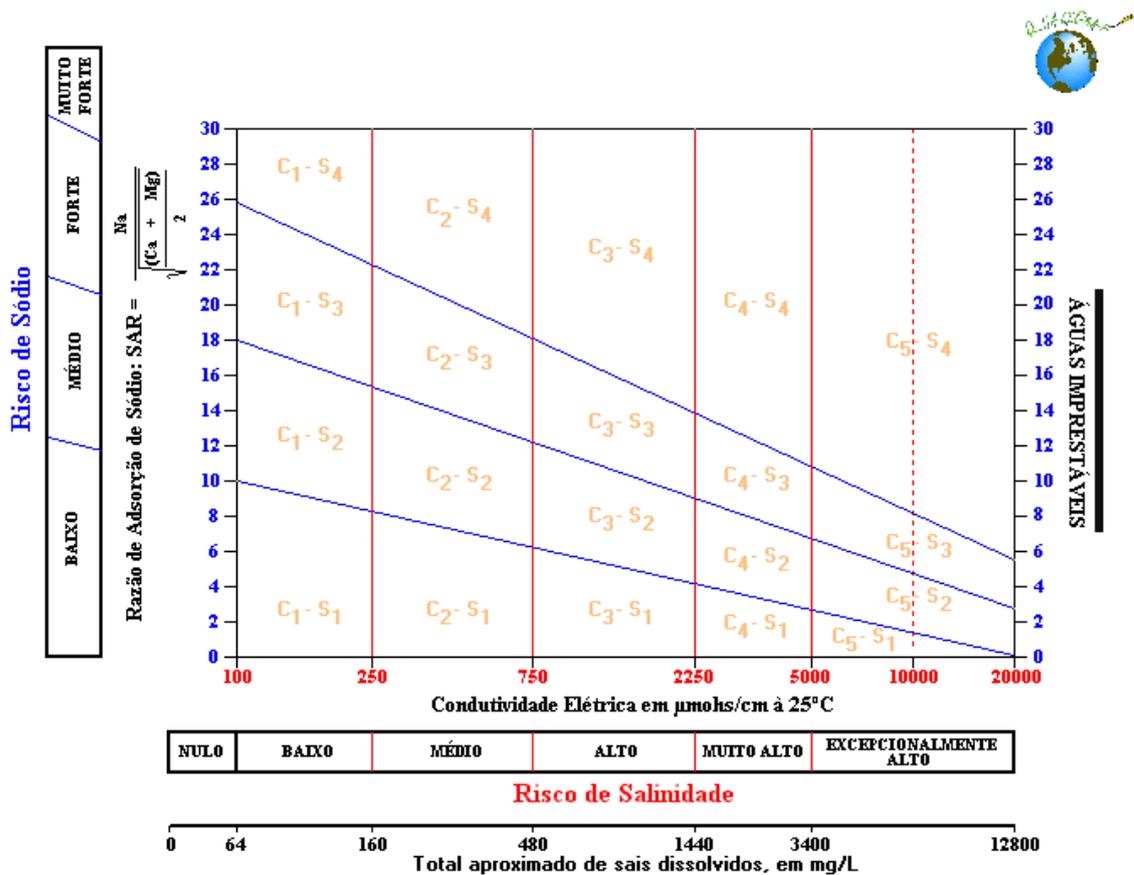
Fonte: APHA (2012).

O Quadro 7 apresentou resumidamente, a metodologia empregada na determinação de cada parâmetro analisado para as amostras de água subterrâneas.

4.4.2 Classificação da Água do Rejeito Salino para Irrigação

A água para irrigação é determinada pela concentração de alguns íons, tais como o sódio, o potássio, o cloreto e o sulfato, e por parâmetros como os sais dissolvidos, a condutividade elétrica (CE) e a concentração total de cátions, que influenciam de maneira diferenciada no crescimento de cada espécie vegetal (CEARÁ, 2020).

Figura 20 – Diagrama para classificação da água de irrigação, obtido do software QUALIGRAF



Fonte: Ceará (2020).

Na classificação da água do rejeito salino para irrigação foi adotado o sistema gráfico proposto pelo United States Salinity Laboratory (USSL), no qual são

estabelecidas 16 classes de água em função da condutividade elétrica e da Razão de Adsorção de Sódio (RAS). O programa QUALIGRAF V.1.17 calcula a RAS e mostra, na forma tabular e gráfica (Figura 20), a categoria de cada amostra na classificação do USSL (CEARÁ, 2020). A sodicidade (RAS) se refere ao acúmulo de íons de sódio (Na) que estão presentes na água de irrigação e que eleva a percentagem de sódio trocável no solo, afetando a estrutura do solo, principalmente sua permeabilidade (ALMEIDA, 2010).

Os valores da RAS fornecem o risco de sódio, e os da CE, o risco de salinidade. Quanto maior a condutividade elétrica e a razão de adsorção de sódio, a água se torna menos apropriada para irrigação. A razão de adsorção de sódio foi calculada mediante a utilização da fórmula em meq/L, expressa por essa Equação:

$$RAS = \frac{rNa^+}{\sqrt{\frac{1}{2}(rCa^{++} + rMg^{++})}}$$

Onde:

rNa⁺: concentração de sódio em meq/L na água;

rCa⁺⁺: concentração de cálcio em meq/L na água;

rMg⁺⁺: concentração de magnésio em meq/L na água.

A classificação das águas em função dos riscos de sódio e salinidade obedece às classes representadas no Quadro 8.

Quadro 8 - Classificação das águas para irrigação segundo o diagrama do Laboratório de Salinidade dos Estados Unidos (USSL)

Classe	Risco de Sódio	Classe	Risco de Salinidade
S1	Baixo	C0	Muito baixo
S2	Médio	C1	Baixo
S3	Alto	C2	Médio
S4	Extremamente alto	C3	Alto
		C4	Muito alto
		C5	Extremamente alto

Fonte: Richards (1954).

A avaliação dos riscos de salinização de uma determinada área, depende das características do solo, da tolerância das culturas cultivadas no local, das

condições climáticas, do manejo do solo e da forma que é realizada o sistema de irrigação.

4.4.3 Análises Físico-químicas das Águas Superficiais

As amostras de água dos açudes Carnaubal e Araras foram analisadas no Laboratório da Cagece. Os procedimentos e métodos empregados nas análises estão descritos no *Standard Methods for the examination of water and wastewater* (APHA, 2012).

Quadro 9 – Parâmetros e métodos aplicados nas análises de água superficial

Parâmetro	Metodologia
Alcalinidade	Titrimetria Ácido-Base
Alumínio	Espectrofotometria / Eriocromo cianina
Amônia	Espectrofotometria / Nesslerização
Bicarbonato	Titrimetria Ácido-Base
Cálcio	Titrimetria / Complexometria com EDTA
Cloreto	Titrimetria / Argentometria
Clorofila a	Espectrofotometria / Monocromático
Condutividade Elétrica	Condutimetria
Dureza Total	Titrimetria / Complexometria com EDTA
Ferro	Espectrofotometria / Ortofenantrolina
Fluoreto	Potenciometria / ISE
Fósforo Total	Espectrofotometria / Persulfato
Magnésio	Medida indireta (diferença das medidas de dureza total e dureza do cálcio)
Nitrato	Espectrofotometria / Coluna Redutora de Cádmio
Nitrito	Espectrofotometria / Diazotação
pH	Potenciometria / ISE
Sódio e Potássio	Fotometria de chama
Sulfato	Espectrofotometria
Turbidez	Nefelometria

Fonte: APHA (2012).

O Quadro 9 apresentou, resumidamente, o método empregado na determinação de cada parâmetro analisado para as amostras de águas superficiais.

4.4.4 Análises Bacteriológicas das Águas Superficiais

As análises bacteriológicas foram realizadas no Laboratório da Cagece, na Unidade de Microbiologia, sendo referenciadas também pelo *Standard Methods for the examination of water and wastewater* (APHA, 2012).

As amostras de água para análises bacteriológicas foram processadas pelo método do substrato cromogênico (Colilert-Quanti-Tray 2000). O método utiliza a tecnologia de substrato definido, para detecção de coliformes totais e *Escherichia coli* em água, o substrato utilizado como meio de cultura já vem na proporção correta para a análise de 100 mL de água (IDEXX, 2017).

Pela simplicidade e rapidez de processamento, o teste cromogênico tem sido implantado em muitos laboratórios bacteriológicos. Esse teste fornece os resultados em 24 horas, que podem ser obtidos nos formatos de presença ou ausência e de número mais provável (NMP).

Segundo Braz *et al.* (2008), o princípio do sistema ou teste cromogênico está na definição dos substratos específicos para o grupo ou espécie de microrganismos a ser determinado. Para a determinação de coliformes, utiliza-se o substrato β -galactopiranosídeo que é específico para uma enzima encontrada nas bactérias desse grupo a β -D-galactosidade.

No procedimento de coleta das amostras de água dos açudes, os frascos estéreis foram mergulhados a uma profundidade média de 20 a 30 cm contra a correnteza, de modo a coletar um volume aproximado de água de 100 mL. Após a coleta, os frascos foram fechados e acondicionados em caixa térmica, mantendo-os resfriados. O procedimento analítico foi realizado em menos de 24 horas após as coletas em campo, com o objetivo principal de detectar bactérias do grupo dos coliformes termotolerantes.

Na análise, a amostra foi manuseada em ambiente asséptico, onde foi adicionado o substrato cromogênico em 100 mL de água. Após homogeneização a amostra foi despejada na cartela Quanti-Tray, com 97 quadrículas para quantificação de coliformes totais e *E. coli*, em seguida, a cartela foi lacrada através da utilização de seladora e incubada por 24 horas a $35^{\circ}\text{C} \pm 0,5$ em estufa.

Na interpretação dos resultados foram verificados a mudança de cor nas cavidades da cartela. Para coliformes totais as cavidades foram consideradas

positivas quando apresentavam coloração amarela, e para *E. coli* quando as cavidades amarelas adquiriram fluorescência azul sob luz ultravioleta de 365 nm. Contavam-se então as cavidades positivas e comparava-se na tabela para Número Mais Provável – NMP, fornecida pelo fabricante.

4.4.5 Análise Qualitativa e Quantitativa de Fitoplâncton das Águas Superficiais

As análises hidrobiológicas foram realizadas no Laboratório da Cagece, na Unidade de Hidrobiologia, sendo referenciadas também pelo *Standard Methods for the examination of water and wastewater* (APHA, 2012).

As amostras foram coletadas em frascos âmbar de um litro e foram preservadas com lugol acético a 4%. Nessas condições as amostras se mantêm preservadas por um período de seis meses. No laboratório, as amostras foram concentradas por sedimentação em proveta de 1000 mL, durante 24 horas e retirado o sobrenadante até obter um volume de 50 mL do concentrado (JARDIM, 1999).

A análise taxonômica da comunidade fitoplanctônica presente no ecossistema foi realizada por microscopia de campo claro com um microscópio óptico binocular da marca Zeiss. A identificação foi realizada através de chaves de classificação baseadas em bibliografia especializada (KOMÁREK; ANAGNOSTIDIS, 2008a; 2008b; KOMÁREK, 2013; BICUDO; MENEZES, 2006; SANT'ANNA *et al.*, 2012). Para melhor evidenciação das células, foram utilizados corantes, como exemplo, o nanquim, que realça as estruturas intracelulares (organelas) e a bainha ou envelope mucilaginoso (estrutura comum em alguns indivíduos e que auxilia na diferenciação de vários gêneros).

Para as análises quantitativas, foi utilizado o método de contagem em câmara de Sedgewick-Rafter, por microscopia óptica invertida, utilizando microscópio da marca Zeiss calibrado, conforme APHA (2012) e SÃO PAULO (2012). As contagens foram feitas por faixas ou campos, segundo a distribuição de Poisson. Os organismos foram contados de modo a se conseguir pelo menos 100 organismos, sendo o erro padrão estimado em 20% e o intervalo de confiança de 95%. Os resultados foram expressos em células/mL (APHA, 2012).

A determinação das cianotoxinas foi realizada pelo Método

Imunoenzimático em Placas (ELISA), esse nome vem do inglês *Enzyme-Linked Immunosorbent Assay*, esse teste baseia-se em reações antígeno-anticorpo detectáveis por meio de reações enzimáticas, permitindo a detecção de anticorpos específicos presente nas toxinas. A análise é realizada com um kit de ensaio, que é fornecido por um fabricante próprio para cada cianotoxina, à metodologia segue o que determina no manual do fabricante. Cada kit de ensaio contém uma placa com poços revestidos com anticorpos e as demais soluções necessárias para a realização da análise. A determinação dos resultados é feita em uma leitora de placas, que fornece de forma rápida e prática os valores de cada cianotoxina (CEARÁ, 2018d).

4.4.6 Procedimento para o Cálculo do Índice de Estado Trófico (IET)

Para classificar os corpos d'água com relação ao seu IET, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) utiliza parâmetros relevantes ao processo de eutrofização com base nos estudos de Lamparelli (2004). O IET tem por finalidade classificar os corpos d'água em diferentes graus de trofia, ou seja, avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas ou de macrófitas aquáticas (SÃO PAULO, 2018).

Este índice sofreu adaptações ao longo do tempo, sendo atualmente calculado em função dos valores de fósforo total e clorofila *a*, sendo expresso para rios e reservatórios (SÃO PAULO, 2018).

Segundo Mota (2012), o fósforo, embora essencial para a flora aquática, é geralmente encontrado em pequenas quantidades em rios e lagos, sendo considerado o fator limitante mais importante. O aumento do teor de fósforo, devido à poluição causada por dejetos humanos, detergentes, fertilizantes e esgotos industriais, causa a eutrofização da água, com a proliferação excessiva de algas e vegetação, resultando em sérios prejuízos à vida aquática.

No índice, os resultados correspondentes ao fósforo, IET (PT), devem ser entendidos como uma medida do potencial de eutrofização, já que este nutriente atua como o agente causador do processo. A avaliação correspondente à clorofila *a*, IET (CL), por sua vez, deve ser considerada como uma medida da resposta do corpo

hídrico ao agente causador, indicando de forma adequada o nível de crescimento de algas que tem lugar em suas águas. Assim, o índice médio engloba, de forma satisfatória, a causa e o efeito do processo (SÃO PAULO, 2018).

O IET é composto pela soma do IET (PT) e do IET (CL), com seus resultados divididos por dois. Para reservatórios foi estabelecida a seguinte equação:

$$\text{IET (CL)} = 10 \times (6 - ((-0,92 - 0,34 \times (\ln \text{CL})) / \ln 2))$$

$$\text{IET (PT)} = 10 \times (6 - (1,77 - 0,42 \times (\ln \text{PT})) / \ln 2)$$

Onde:

PT: concentração de fósforo total medida à superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$;

CL: concentração de clorofila *a* medida à superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$;

ln: logaritmo natural.

O resultado do IET será a média aritmética simples dos índices relativos ao fósforo total e a clorofila *a*, segundo a equação:

$$\text{IET} = [\text{IET (PT)} + \text{IET (CL)}] / 2$$

Os limites estabelecidos para as diferentes classes de trofia para reservatórios estão descritos na Tabela 6.

Tabela 6 – Classificação do Estado Trófico para reservatórios

Categoria (Estado Trófico)	Ponderação	P-Total-P (mg.m^{-3})	Clorofila a (mg.m^{-3})
Ultraoligotrófico	$\text{IET} \leq 47$	$P \leq 8$	$\text{CL} \leq 1,17$
Oligotrófico	$47 < \text{IET} \leq 52$	$8 < P \leq 19$	$1,17 < \text{CL} \leq 3,24$
Mesotrófico	$52 < \text{IET} \leq 59$	$19 < P \leq 52$	$3,24 < \text{CL} \leq 11,03$
Eutrófico	$59 < \text{IET} \leq 63$	$52 < P \leq 120$	$11,03 < \text{CL} \leq 30,55$
Supereutrófico	$63 < \text{IET} \leq 67$	$120 < P \leq 233$	$30,55 < \text{CL} \leq 69,05$
Hipereutrófico	$\text{IET} > 67$	$233 < P$	$69,05 < \text{CL}$

Fonte: São Paulo (2018).

A quantificação do estado trófico por meio de vários indicadores permite agrupar os corpos d'água em categorias, esses índices funcionam como referências

e permitem acompanhar as alterações sofridas pela água, em virtude das cargas de nutrientes. O estado trófico não é uma quantificação apenas da concentração de nutrientes nos corpos d'água, mas envolve a determinação de outros parâmetros que levam à elaboração do IET, a partir de uma matriz de vários indicadores, tais como biomassa do fitoplâncton, zooplâncton e bacterioplâncton, concentração de oxigênio, transporte e concentração de fósforo total na água (TUNDISI J.; TUNDISI T., 2008).

Para Mota (2012) e São Paulo (2018), a classificação dos corpos d'água quanto ao estado trófico destaca que ambientes ultraoligotróficos e oligotróficos são águas limpas, com pouca produtividade, já o ambiente mesotrófico apresenta produtividade intermediária. Os corpos d'água eutróficos, supereutróficos e hipereutróficos apresentam altas produtividades em relação às condições naturais, e as ações antrópicas que degradam esse ambiente e aumenta a concentração de nutrientes, provocando a redução da transparência e da perda da qualidade da água, interferindo nos seus múltiplos usos, podendo ocasionar florações de algas e mortalidade de peixes, devido a saturação do ambiente aquático.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A metodologia permitiu a realização de uma síntese da realidade ambiental, destacando os principais problemas e potencialidades do uso das águas subterrâneas e águas superficiais na cidade de Crateús - CE. Os resultados correspondentes para cada amostra de água coletada demonstram apenas as características momentâneas dos limites estabelecidos para os parâmetros de água, sendo o monitoramento regular de extrema importância.

A Resolução Conama nº 357/2005 define monitoramento como a medição ou verificação de parâmetros de qualidade e quantidade de água, que pode ser contínua ou periódica, utilizada para acompanhamento da condição e controle da qualidade do corpo d'água (BRASIL, 2005). O monitoramento periódico dos recursos hídricos é essencial para a sadia qualidade de vida e principalmente para a preservação do meio ambiente.

Os dados levantados nesta pesquisa, bem como em outros trabalhos acadêmicos e técnicos mencionados, são confrontados e comparados com a

legislação vigente, que classifica e enquadra os corpos d'água no Brasil, como a Resolução Conama nº 357/2005 e a Portaria de Consolidação nº 5, que dispõe no anexo XX sobre os procedimentos do controle e da vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade (BRASIL, 2017).

5.1 Água Subterrânea e Rejeito Salino

Os recursos hídricos subterrâneos representam fontes estratégicas de grande valia e servidão, com forte alcance social para sobrevivência e fixação do homem diante da atuação do fenômeno das secas que frequentemente assolam o interior do Estado do Ceará, como exemplo a seca registrada na região de Crateús entre os anos de 2012 a 2017.

A difícil realidade da escassez de água enfrentada pela população no interior do Ceará faz com que se busquem métodos alternativos para superar essas dificuldades, sendo de extrema importância projetos que se proponham a realizar pesquisas hidrogeológicas, com o objetivo de obter e sistematizar informações sobre a ocorrência, a potencialidade e a qualidade das águas subterrâneas visando permitir seu aproveitamento no município.

A crise hídrica que afetou o semiárido nordestino, incluindo o Ceará, se agravou na região dos Sertões de Crateús, sendo uma das mais afetadas com a seca no estado. Em um esforço contra o tempo, um conjunto de ações de iniciativa pública estava em andamento para reduzir o impacto do não acesso à água, como exemplo a perfuração emergencial de poços profundos na área urbana, instalação de dessalinizadores e de reservatórios plásticos nos bairros para funcionar como chafarizes, reativação de antigos cacimbões e ampliação do número de caminhões pipa (ALVES; FERNANDES; PONTES, 2016).

Na vivência com a seca, os poços surgem como uma estratégia de sobrevivência na cidade de Crateús, sendo esse um dos principais projetos desenvolvidos pela Prefeitura do município para minimizar os efeitos da estiagem, o projeto contemplou à construção de poços e a instalação de dessalinizadores. Segundo dados da SOHIDRA foram construídos 42 poços na área urbana da cidade, entre os anos de 2013 a 2018, a Tabela 7 apresenta o quantitativo de poços construídos em cada ano (CEARÁ, 2019c).

Tabela 7 – Poços construídos na área urbana de Crateús de 2013 a 2018

Ano	Quantitativo
2013	4
2014	0
2015	21
2016	3
2017	7
2018	7
Total	42

Fonte: Ceará (2019c).

Essa foi uma das principais ações de enfrentamento à seca, na tentativa de minimizar o sofrimento da falta de água, suprindo assim as necessidades da população, já que o principal reservatório que abastece a cidade secou e os demais reservatórios utilizados apresentavam inconstância no abastecimento da cidade.

Dentre esse quantitativo de poços citados na Tabela 7, foi possível observar que dos 42 poços perfurados na cidade, 30 apresentaram vazão suficiente para serem bombeados e 12 estavam secos. A perfuração de poços de baixa vazão demonstra que a falta de critérios de locação de poços e de estudos geofísicos é uma realidade na exploração dos recursos hídricos subterrâneos.

O uso da água subterrânea está condicionado à sua quantidade e à sua qualidade, ou seja, ter água não resolve o problema de abastecimento, mas é necessário ter água de qualidade adequada. Estas duas condições são importantes não somente para o consumo humano, mas também para o uso em geral. O conhecimento da qualidade da água tem exigido estudos adequados que permitam viabilizar a exploração de reservas, na tentativa de suprir as necessidades as quais elas se propõem.

Alves, Fernandes e Pontes (2016) em seus estudos na cidade de Crateús, destacaram que com a perfuração de poços em locais estratégicos da cidade, a situação hídrica foi paliativamente melhorada. Contudo, a população fazia filas com baldes para ter acesso à água, uma antiga cena vista outrora e que se pensava não voltar mais a ser vista, agora se repete nessa paisagem do semiárido cearense.

Os poços de água subterrânea garantem água para a população nos períodos de abastecimento irregular. Um agravante para o uso da água subterrânea na região seria a grande presença de sais, e para resolver essa problemática foram instalados dessalinizadores em alguns poços, que conseqüentemente acaba por

gerar rejeito salino, que pode vir a ser um problema ambiental, caso não seja dado à destinação correta.

5.1.1 Parâmetros Físico-químicos da Água Subterrânea

As análises referem-se a amostras de água subterrânea coletadas nos poços no ano de 2018. Os dados das análises apresentadas nas Tabelas 8 e 9 têm por objetivo fornecer informações para avaliação das características físico-químicas das águas subterrâneas, de acordo com o padrão de qualidade para consumo humano, uso doméstico, dessedentação animal e agricultura, que constituem os principais tipos de demanda da região.

Na atualidade, tem 16 poços em uso na área urbana de Crateús, desse total, 9 apresentam dessalinizador, os demais são utilizados sem essa tecnologia. Nos referidos poços utilizados na cidade de Crateús, foram realizadas análises, que têm por objetivo fornecer informações da qualidade da água subterrânea local, os resultados encontrados foram comparados com a Portaria de Consolidação nº 5, anexo XX, que estabelece um valor máximo permitido (VMP) para parâmetros de qualidade para consumo humano (BRASIL, 2017). E a Resolução Conama nº 396/2008, a qual dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências (BRASIL, 2008).

Tabela 8 – Resultados dos Parâmetros Físico-Químicos da Água Subterrânea (AS) dessalinizada por osmose reversa, em Crateús

Unidade	VMP	Parâmetro	AS01	AS02	AS03	AS04	AS05	AS06	AS07	AS08	AS09
mg CaCO ₃ /L	NE	Alcalinidade	20,2	8,1	8,1	16,2	8,1	64,6	16,2	12,1	16,2
mg HCO ₃ ⁻ /L	NE	Bicarbonato	24,6	9,9	9,9	19,7	9,9	78,9	19,7	14,8	19,7
mg Ca ²⁺ /L	NE	Cálcio	8,0	0,8	0,4	0,4	0,4	23,2	0,8	0,8	6,4
mg Cl ⁻ /L	250	Cloreto	23,0	14,0	4,0	8,0	8,0	76,0	28,0	28,0	15,0
µS/cm	NE	Condutividade	183,4	71,5	38,7	88,5	42,3	499,5	172,3	154,8	116,7
mg CaCO ₃ /L	500	Dureza Total	42,0	14,0	2,0	2,0	2,0	118,0	10,0	8,0	36,0
mg Fe/L	0,3	Ferro	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
mg F ⁻ /L	1,5	Fluoreto	0,6	0,5	0,4	0,5	0,4	0,7	0,7	0,6	0,6
mg Mg ²⁺ /L	NE	Magnésio	5,3	2,9	0,2	0,2	0,2	14,4	1,9	1,4	4,8
mg N-NO ₃ ⁻ /L	10	Nitrato	3,9	0,9	1,5	1,6	1,0	5,9	3,1	2,4	3,6
mg N-NO ₂ ⁻ /L	1,0	Nitrito	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
mg N-NH ₃ /L	2,0	Nitrogênio Amoniacal	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
-	6 - 9	pH	6,3	5,46	6,42	6,25	5,38	6,11	6,13	6,28	6,06
mg K ⁺ /L	NE	Potássio	2,3	< 1,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0	2,8	< 1,0	< 1,0	< 1,0
mg SiO ₂ /L	NE	Sílica	5,3	0,2	0,4	1,7	0,6	8,3	1,5	1,0	2,2
mg Na ⁺ /L	200	Sódio	18,0	11,4	6,5	15,2	9,0	55,5	34,5	29,0	12,3
mg/L	1000	Sólidos Totais Dissolvidos	97,0	44,0	28,0	51,0	33,0	282,0	101,0	86,0	77,0
mg SO ₄ ²⁻ /L	250	Sulfato	1,3	0,6	0,6	0,6	0,9	5,5	2,3	1,1	2,5
uT	5,0	Turbidez	2,7	2,5	3,4	3,6	2,8	3,2	2,5	2,7	2,9

Fonte: autora.

VMP: valor máximo permitido pela Portaria de Consolidação nº 5, anexo XX;

NE: VMP não especificado na legislação;

Valores em **vermelho** encontram-se acima do VMP, e em **azul**, os valores abaixo do mínimo recomendado para o consumo de águas dessalinizadas.

Tabela 9 - Resultados dos Parâmetros Físico-Químicos da Água Subterrânea (AS) em Crateús

Unidade	VMP	Parâmetro	AS10	AS11	AS12	AS13	AS 14	AS 15	AS 16
mg CaCO ₃ /L	NE	Alcalinidade	48,5	198,0	226,2	278,8	222,2	347,4	181,8
mg HCO ₃ ⁻ /L	NE	Bicarbonato	59,1	241,5	276,0	340,1	271,1	423,9	221,8
mg Ca ²⁺ /L	NE	Cálcio	12,0	20,0	7,2	6,4	10,4	7,2	52,8
mg Cl ⁻ /L	250	Cloreto	74,0	407,9	243,9	365,9	134,0	183,9	457,0
µS/cm	NE	Condutividade	455,0	1898,0	1454,0	1954,0	1147,0	1416,0	2895,0
mg CaCO ₃ /L	500	Dureza Total	66,0	702,0	452,0	760,0	476,0	298,0	680,0
mg Fe/L	0,3	Ferro	< 0,1	0,2	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
mg F ⁻ /L	1,5	Fluoreto	1,0	0,7	1,0	0,6	0,4	2,0	2,0
mg Mg ²⁺ /L	NE	Magnésio	8,6	156,5	104,2	178,6	108,0	67,2	131,5
mg N-NO ₃ ⁻ /L	10	Nitrato	6,5	19,1	16,6	47,0	31,1	7,5	1,7
mg N-NO ₂ ⁻ /L	1,0	Nitrito	< 0,01	< 0,01	0,06	< 0,01	0,02	< 0,01	0,01
mg N-NH ₃ /L	1,5	Nitrogênio Amoniacal	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
-	6,0-9,0	pH	6,40	7,29	6,43	6,87	7,22	7,27	7,41
mg K ⁺ /L	NE	Potássio	10,5	13,4	2,8	9,5	5,7	7,6	4,7
mg SiO ₂ /L	NE	Sílica	52,3	44,7	36,6	36,7	29,7	26,1	22,6
mg Na ⁺ /L	200	Sódio	65,1	91,9	124,3	109,2	59,3	196,5	346,0
mg/L	1000	Sólidos Totais Dissolvidos	271,0	1027,0	882,0	1250,0	756,0	956,0	1602,0
mg SO ₄ ²⁻ /L	250	Sulfato	12,7	12,1	50,5	33,8	30,7	36,4	380,9
uT	5,0	Turbidez	4,3	4,0	3,4	3,2	2,9	2,8	3,5

Fonte: autora.

VMP: valor máximo permitido pela Portaria de Consolidação nº 5, anexo XX;

NE: VMP não especificado na legislação;

Valores em **vermelho** encontram-se acima do VMP.

Os resultados apresentados na Tabela 8, revelam que as águas dessalinizadas dos 9 poços, com exceção de alguns valores de pH, estão em conformidade com os padrões de potabilidade como estabelece o Ministério da Saúde. Já na Tabela 9, a água subterrânea natural, observa-se que apenas o poço AS10 apresenta todos os resultados dos parâmetros de qualidade de água estudados, adequados ao consumo humano.

Dentre os poços apresentados na Tabela 9, os parâmetros que estão com valores acima do permitido para águas potáveis são: cloreto, dureza total, nitrato, sódio, sulfato e STD. As águas analisadas, não aptas ao consumo humano, podem ser usadas para outros fins, como dessedentação animal e irrigação, visto que os valores de nitrato, nitrito, fluoreto, ferro e cloreto estão em conformidade com a Resolução Conama nº 396/2008. Os poços AS15 e AS16 devem ser monitorados quanto ao fluoreto, visto que excederam o limite para o uso na irrigação (Tabela 10).

Tabela 10 – Lista dos Valores Máximos Permitidos (VMP), estabelecidos pela Resolução Conama nº 396/2008, em comparação com os valores encontrados para as águas subterrâneas de Crateús, não aptas ao consumo humano

Parâmetros inorgânicos	Faixa de Valores encontrados (mg/L)	Uso preponderante	
		Dessedentação de animais	Irrigação
Cloreto	134,0 - 457,0	NE	100 - 700
Ferro	< 0,1 – 0,2	NE	5,0
Fluoreto	0,4 - 2,0	2,0	1,0
Nitrato	1,7 - 47,0	90,0	NE
Nitrito	< 0,01 - 0,06	10,0	1,0
Sulfato	12,1 – 380,9	1.000,0	NE

Fonte: Brasil (2008).

NE: VMP não especificado na legislação.

5.1.1.1 Alcalinidade e Bicarbonato

As águas subterrâneas dessalinizadas apresentaram valores entre 8,1 e 64,6 mg/L CaCO₃, já os demais poços da área de estudo apresentaram valores entre 48,5 e 347,4 mg/L CaCO₃. De acordo com Libânio (2016), a alcalinidade não tem significado sanitário, não sendo contemplada pelo padrão de potabilidade. A alcalinidade das águas traduz a capacidade de neutralizar ácidos ou a capacidade de minimizar as variações significativas de pH, constituindo-se principalmente de bicarbonatos (HCO₃⁻), carbonatos (CO₃⁻²) e hidróxidos (OH⁻).

A alcalinidade da água dos demais poços na cidade de Crateús é devida, principalmente, a presença de bicarbonato, cuja concentração de HCO_3^- variou entre 59,1 e 423,9 mg/L (Tabela 9), sendo que a maioria dos poços apresenta uma concentração superior a 200 mg/L. A concentração de bicarbonato em águas subterrâneas varia de 10 a 800 mg/L, sendo mais comum as concentrações entre 50 e 400 mg/L (BRASIL, 2007).

Os pontos de água dessalinizada apresentaram valores de bicarbonato que variaram entre 9,9 e 78,9 mg/L (Tabela 8). O ponto AS06 apresentou o maior valor (78,9 mg/L), maior até do que o ponto AS10, que é uma água bruta.

5.1.1.2 Cloreto

A concentração de cloreto nas amostras variou de 4 a 76 mg/L na água dessalinizada e de 74 a 457 mg/L nas demais amostras analisadas. Os pontos AS11, AS13 e AS16 apresentaram resultado acima do valor estabelecido na legislação que é de 250 mg/L. Altas concentrações de cloreto na água subterrânea também foram apresentados no trabalho de Lopes *et al.* (2008), no município de Ocara - CE. Essas águas são corrosivas e atacam estruturas e recipientes metálicos (LIBÂNIO, 2016).

5.1.1.3 Dureza, Cálcio e Magnésio

No parâmetro dureza, os pontos com água dessalinizada apresentaram valores que variaram entre 2 e 118 mg/L e, dentre as amostras analisadas o poço AS06 apresentou o maior resultado (118 mg/L), mostrando ser uma água moderadamente dura, mesmo tendo sido dessalinizada através de membranas (Tabela 11).

Tabela 11 – Classificação das águas quanto ao grau de dureza

Classificação	Dureza de CaCO_3 (mg/L)
Água mole	Até 75
Água moderadamente dura	> 75 – 150
Água dura	> 150 – 300
Água muito dura	> 300

Fonte: Esteves (2011).

A capacidade da membrana em remover os sais dissolvidos e outras espécies químicas durante a permeação da água possui valores de 90 a 99,8% para a maioria dos íons existentes na água (HYDRANAUTICS, 2002 *apud* MONTEIRO, 2009). Porém, vários fatores podem interferir nesse processo, como a formação de incrustação na superfície das membranas.

Os estudos com água dessalinizada realizados por Bezerra *et al.* (2016a) registraram dureza com valores abaixo de 100 mg/L, assim como o que ocorreu na maioria das amostras de água tratada em Crateús.

Os resultados para o parâmetro dureza mostram que, quanto ao valor máximo permitido pelo Ministério da Saúde (500 mg/L), 4 amostras dos demais poços atenderam ao padrão de potabilidade, com resultados que variavam entre 66 e 476 mg/L. Os poços AS11, AS13 e AS16 apresentaram águas muito duras, com resultados superiores a 600 mg/L, não sendo, portanto, recomendadas para o uso mais nobre d'água.

O uso de águas duras para o abastecimento e na indústria podem reduzir a eficácia da ação dos sabões e detergentes e causar depósitos nos encanamentos e maquinários, devido à precipitação de sais, tornando-se útil, em alguns casos, usar um processo de abrandamento ou dessalinização da água, realizado por meio de troca iônica e osmose reversa, respectivamente. Porém, quando a água é destinada ao consumo humano um valor adequado de dureza da água deve ser mantido, visto que representa um fator de proteção contra o aparecimento de doenças cardiovasculares, como aponta Ottaviani, Ferretti e Lucentin (2007).

Diante desse cenário e com exceção do poço AS10 e AS15, as águas da região de Crateús são classificadas em muito duras, pois apresentam valores de dureza acima de 300 mg/L (Tabela 11) o que limita o seu uso. A presença do parâmetro dureza, com águas muito duras, também foi evidenciado na água subterrânea dos estudos realizados por Bezerra *et al.* (2016a), para as águas do sertão da Paraíba, que apresenta terreno cristalino, como o encontrado na região de Crateús.

Devido os efeitos benéficos do cálcio e magnésio sobre a saúde, demonstrado em inúmeros artigos científicos, alguns países, como a Itália e Portugal, recomendam que a dureza da água seja mantida entre um valor mínimo e um valor máximo.

Em Portugal, o decreto lei nº 306/2007, que estabelece o regime da

qualidade de água destinada ao consumo humano, recomenda na nota 4, que a dureza total em carbonato de cálcio esteja compreendida entre 150 e 500 mg/L (PORTUGAL, 2020b) e, na Itália, através do Decreto Legislativo 31/2001, o valor recomendado para a dureza das águas é de 15 - 50 ° F, equivalente a 60 - 200 mg Ca/L, aplicando o limite inferior às águas sujeitas a tratamento de abrandamento ou dessalinização (OTTAVIANI; FERRETTI; LUCENTIN, 2007).

De acordo com Nerbrand *et al.* (1992 *apud* MONARCA *et al.*, 2006), dois litros de água rica em magnésio (40 mg/L) forneceriam cerca de 25% das necessidades totais de um adulto, destacando que o magnésio pode ser mais biodisponível na água potável do que na comida.

Monarca *et al.* (2006), com base em uma revisão completa de estudos epidemiológicos relatados no período 1979 - 2004, atribui um importante papel na saúde à presença de magnésio na água. O magnésio exerce muitas funções biológicas e por isso sua presença na água potável pode ser importante em áreas onde a ingestão de magnésio é baixa.

Nos pontos estudados as concentrações do íon cálcio foram em grande parte inferiores a 1 mg/L nas águas dessalinizadas. Os resultados do íon magnésio variaram de 0,2 a 14,4 mg/L nos pontos que fazem uso do dessalinizador. No poço AS06 foi detectada a maior concentração para cálcio (23,2 mg/L) e magnésio (14,4 mg/L).

Os pontos com águas subterrâneas naturais registraram para o íon magnésio valores que variaram de 8,6 a 178,6 mg/L, o poço AS10 apresentou o menor valor para esse íon (8,6 mg/L), já o poço AS15 apresentou um valor intermediário (67,2 mg/L) e os outros cinco poços apresentaram valores superiores a 100 mg/L. Quanto ao cálcio, incluindo o ponto AS10, as concentrações foram bem menores que o magnésio, com valores que variaram de 6,4 a 52,8, com exceção apenas de um ponto (AS16), as concentrações dos demais poços foram todas inferiores ao maior valor encontrado na água dessalinizada, que foi 23,2 mg/L. A concentração máxima de cálcio, observada no poço AS 16, foi de 52,8 mg/L, podendo ser considerada uma concentração ideal para a saúde humana.

Analisando os dados do estudo de Neves *et al.* (2017), sobre a qualidade da água de dessalinizadores nas comunidades rurais de Pentecoste - CE, as quais são utilizadas para o consumo humano, observa-se que as concentrações de cálcio não foram detectadas, pois todos os resultados foram 0,0 mmol/L.

Em Portugal, a legislação recomenda que a concentração de magnésio e cálcio na água potável não seja superior a 50 mg/L e a 100 mg/L, respectivamente (PORTUGAL, 2020a). O excesso de magnésio reduz a frequência cardíaca em pessoas com problemas do coração, no entanto, em dosagens adequadas, trata tensão pré-menstrual e a hipertensão, previne cálculos renais e biliares e ajuda os músculos a trabalhar (BRASIL, 2007).

Com base no que foi exposto e observando os valores de cálcio e magnésio das águas dessalinizadas estudadas, pode-se dizer que estas são carentes nesses importantes nutrientes e por isso faz-se necessário a remineralização da água através da adição de sais ou acrescentar um volume adequado de água bruta na água dessalinizada, sobretudo se o consumo da água for prolongado.

5.1.1.4 Condutividade Elétrica e STD

A condutividade elétrica não tem padrão definido na legislação, mas relaciona-se diretamente com o teor de salinidade, sendo usada como indicador de qualidade da água. A CE expressa quantitativamente a capacidade de a água conduzir corrente elétrica, esse parâmetro depende da concentração total das substâncias dissolvidas ionizadas e de sua mobilidade que, por sua vez, depende da temperatura na qual a medida é realizada. Para o consumo humano, é importante que a água possua uma condutividade entre 50 e 1500 $\mu\text{s}/\text{cm}$ (BRASIL, 2007).

A condutividade elétrica nos pontos com água dessalinizada apresentou valores que variam de 38,7 a 499,5 $\mu\text{s}/\text{cm}$. Esses valores corresponderam a águas doces, cuja concentração em sólidos totais dissolvidos está entre 28 e 282 mg/L e, portanto, apresentam uma excelente palatabilidade (Tabela 3). Porém, o valor mínimo encontrado de STD, no ponto AS03, não é recomendado para águas destinadas ao consumo humano, visto que de acordo a RDC nº 316, de 17 de outubro de 2019, que dispõe sobre os requisitos sanitários da água do mar dessalinizada, potável e envasada, o teor mínimo de sais deve ser de 30 mg/L (BRASIL, 2019b). Dessa maneira, sugere-se que a água após a dessalinização seja avaliada quanto a sua qualidade, de forma que a sua potabilidade atenda a legislação pertinente a águas dessalinizadas.

Lutai (1992) conduziu um importante estudo epidemiológico na região de Ust-Ilim-Rússia, com enfoque na correlação entre morbidades e o consumo de água com diferentes concentrações de STD. Neste estudo, foi observado que a população da área abastecida com água de baixo teor em minerais, apresentou maiores taxas de incidência de bócio, hipertensão, doença isquêmica do coração, úlceras gástricas e duodenais e gastrite crônica; já a menor morbidade foi associada a água com níveis de cálcio de 30 - 90 mg/L, níveis de magnésio de 17 - 35 mg/L, e STD de cerca de 400 mg/L (para águas contendo bicarbonato), por fim o autor concluiu que a água pode ser considerada fisiologicamente ótima, para o ser humano, quando apresenta um equilíbrio dos seus sais minerais.

A Tabela 9 mostra os elevados valores de condutividade elétrica das águas subterrâneas da cidade de Crateús, onde a maioria dos poços capta água com CE entre 455 e 2895 $\mu\text{s}/\text{cm}$. Apenas a água do poço AS10 apresenta CE relativamente baixa, típica de água doce encontrada nos aluviões. Os valores máximos de CE foram registrados no poço AS16. Valores semelhantes de CE foram encontrados por Lopes *et al.* (2008) em poços do município de Ocara – CE, que capta água do cristalino.

Em termos de STD, nos poços que não fazem uso de dessalinizador a concentração varia de 271 mg/L (AS10) a 1602 mg/L (AS16). Mas, ressalta-se que o valor encontrado no ponto AS10, não é comum em águas armazenadas nos terrenos cristalinos, sendo, portanto, provável que exista conexão hidráulica das águas do aquífero fissural com as águas dos aluviões.

Na classificação do Conama 357/2005 quanto à salinidade, as águas doces são aquelas com salinidade inferior a 0,5 ‰, que corresponde a 500 mg/L de STD (BRASIL, 2005). Teores acima desse valor são tolerados ao consumo humano, tendo em vista os padrões de potabilidade estabelecidos pela Portaria de Consolidação nº 05, que é de 1000 mg/L de STD (BRASIL, 2017). No entanto, a melhor palatabilidade da água é até 600 mg/L (Tabela 3), e por isso, o sabor da água é normalmente o parâmetro que leva a população a rejeitar uma determinada água, mesmo que sua concentração não ultrapasse os 1000 mg/L de STD.

Considerando o STD e o sabor da água, pode-se dizer que os poços AS10, AS12, AS14 e AS15, captam águas doces e com paladar variando de excelente a razoável. Já os pontos AS11, AS13 e AS16, captam águas salobras e com paladar variando de pobre a inaceitável, sendo indicadas para a dessalinização.

Valores semelhantes de STD foram encontrados por Lopes *et al.* (2008) em poços de Ocara – CE, que capta água do terreno cristalino, caracterizando águas salobras. Gomes *et al.* (2010), também estudou poços do município de Morada Nova - CE, dentre os 18 pontos analisados, 42% captam águas salobras, ou seja, com teor em STD > 500 mg/L, e entre as salobras existem três poços com STD > 1000 mg/L, como o que ocorre em Crateús. Esses resultados mostram que esse é um fato recorrente nas águas subterrâneas do Ceará.

5.1.1.5 Ferro

Quanto ao parâmetro ferro, as águas subterrâneas da área de estudo apresentaram valores dentro do padrão de potabilidade (< 0,1 a 0,2), que permite atender a um VMP de 0,3 mg/L, sendo o ferro um dos principais elementos responsáveis pela cor da água, não limitando o seu uso.

Em águas subterrâneas, o ferro constitui nutriente para algumas espécies de bactérias, principalmente do gênero *Crenotrix* e *Gallionella*, denominadas ferrobactérias, que podem crescer no interior das redes de distribuição, também conferindo cor, odor e sabor à água, além de possibilidade de incrustação. O ferro não apresenta inconveniente sanitário, mas de caráter econômico, por produzir manchas em roupas e cerâmica, em concentrações superiores a 0,3 mg/L (LIBÂNIO, 2016).

5.1.1.6 Fluoretos

Os valores encontrados para o íon fluoreto variaram de 0,4 a 2,0 mg/L para todos os pontos pesquisados. Observa-se, portanto, que as águas dessalinizadas mantiveram um determinado teor em fluoreto, entre 0,4 e 0,7 mg/L, com média de $0,6 \pm 0,1$ mg/L, a qual está de acordo com a faixa considerada importante na prevenção de cáries.

A concentração de flúor varia de acordo com as condições climáticas e com o tipo de rocha encontrada no local. A faixa de flúor pode variar de 0,5 - 1,0 mg/L, sendo geralmente recomendada na redução de incidência de cáries. Em locais onde o consumo de açúcar é alto ou está aumentando, a cárie dentária será

ou se tornará um importante problema da saúde pública, a menos que haja intervenção apropriada (LENNON *et al.*, 2005 *apud* WHO, 2005).

Os poços AS15 e AS16 apresentaram o maior valor para esse íon (2,0 mg/L), estando esse resultado em desacordo com a legislação, que estabelece um valor máximo de 1,5 mg/L. Os demais poços apresentaram valores iguais ou inferiores a 1,0 mg/L, atendendo ao valor máximo permitido.

O uso das águas dos poços acima citados, AS15 e AS16, também não são adequados na irrigação, devido a concentração de fluoreto exceder o limite recomendado, que é de 1 mg/L, de acordo com a Resolução Conama nº 396/2008, sendo aceitável apenas para dessedentação animal cujo VMP é de 2 mg/L, conforme a Resolução acima mencionada (BRASIL, 2008).

Libânio (2016) enfatiza que concentrações de fluoretos são relativamente comuns em águas subterrâneas decorrentes da decomposição de solos e rochas. Concentrações de fluoreto na água para consumo humano entre 0-0,5 mg/L tem como efeito crônico na saúde o surgimento de cáries dentárias. Os dados apresentados nas Tabelas 8 e 9 mostraram que 31,2% das amostras apresentaram valores médios igual ou inferior a 0,5 mg/L, o que leva a população a buscar complementação na sua dieta alimentar para o elemento flúor.

5.1.1.7 Compostos Nitrogenados

A quantidade de nitrogênio na água pode indicar uma poluição recente ou remota. O nitrogênio pode estar presente sob as suas diversas formas: orgânica, amoniacal, nitrito e nitratos. Assim, é possível avaliar o grau e a distância a uma fonte de poluição através das concentrações e das formas dos compostos nitrogenados presentes na água. Águas com predominância de nitrogênio orgânico e amoniacal são poluídas por descargas de esgotos próximos. Águas com concentrações de nitrato predominantes sobre nitrito e amônia indicam uma poluição remota, porque os íons nitratos são produtos finais de oxidação do nitrogênio (BRASIL, 2007).

Nas amostras analisadas, os valores de nitrato variaram de 0,9 a 5,9 mg/L nos pontos de água dessalinizada, atendendo assim a legislação brasileira. Já nos demais poços os valores registrados foram entre 1,7 e 47,0 mg/L. Os poços AS11, AS12, AS13 e AS14 apresentaram concentrações superiores a 10 mg/L, o valor

limite estabelecido pela legislação brasileira, ou seja, de 7 pontos pesquisados 57% dos poços não atendem ao VMP na legislação, com relação a esse parâmetro.

No sertão da Paraíba, Bezerra *et al.* (2016a) também encontrou valores semelhantes de nitrato na água bruta analisada nos poços da região. A contaminação por nitrato, provavelmente é oriunda da infiltração de esgotos domésticos, de fossas e de resíduos de animais, sendo facilmente disseminada através das fissuras das rochas.

Dentre os compostos nitrogenados, o nitrato é o que causa maior preocupação ambiental, pois é uma forma de nitrogênio eminentemente solúvel que se infiltra facilmente através do perfil pedológico. Segundo Lenzi, Favero e Luchese (2009), a origem de íons nitratos das águas naturais pode ser mineral ou orgânica e natural ou antrópica. As fontes de nitrato mineral, além do solo que é fonte natural, são os fertilizantes químicos solúveis e águas residuais. Concentrações de nitrato indicam uma poluição mais antiga, onde a matéria orgânica já foi mineralizada.

Segundo Colin e Cann (2011), o excesso do íon nitrato em água potável é um potencial perigo à saúde, uma vez que pode resultar em metemoglobinemia em recém-nascidos, bem como em adultos com uma particular deficiência de enzimas. Alguns cientistas têm debatido que o excesso de íon nitrato em água potável e alimentos poderiam chegar a um aumento na incidência de câncer de estômago em humanos, uma vez que parte dele é convertido no estômago a íon nitrito.

Assim como o nitrato, o nitrito provoca efeitos adversos à saúde, mas sua concentração é geralmente muito baixa nas águas subterrâneas. Na área de estudo, o poço AS12 apresentou um resultado de 0,06 mg/L, o maior valor encontrado nos pontos estudados. Nos demais poços analisados os valores foram inferiores a 0,01 mg/L, como mostrou as Tabelas 8 e 9, todos os pontos atenderam ao VMP estabelecido na legislação brasileira.

Os resultados para compostos nitrogenados mostram que os valores do parâmetro nitrogênio amoniacal não variaram, apresentando em todos os pontos o seguinte resultado $< 0,1$ mg/L, atendendo assim a legislação. A amônia representa uma contaminação recente do aquífero, pois no processo de decomposição da matéria orgânica nitrogenada, o primeiro estágio é a formação da amônia. Os resultados encontrados nos poços permite afirmar que a poluição não é recente, sendo notadamente influenciada por um solo saturado de rejeitos domésticos.

5.1.1.8 Potencial Hidrogeniônico (pH)

Dentre os parâmetros analisados nos 9 pontos que fazem uso de dessalinizador, apenas o pH dos pontos AS02 e AS05 estavam em desacordo com a legislação, pois apresentaram pH considerado ácido, ou seja, abaixo de 6,0. Os demais poços de águas subterrâneas apresentaram valores de pH entre 6,40 e 7,41, todas as amostras de água subterrânea bruta estão de acordo com a legislação para águas potáveis. Sendo o pH controlado pelo sistema de equilíbrio do gás carbônico – bicarbonatos – carbonatos.

Segundo Ribeiro *et al.* (2010), o pH indica a medida da concentração hidrogeniônica da água ou solução, refletindo as reações químicas e o equilíbrio entre os íons presentes. Trata-se essencialmente de uma função do gás carbônico dissolvido e da alcalinidade.

Valores semelhantes de pH foram encontrados por Neves *et al.* (2017) em poços do município de Pentecoste - CE, que também fazem uso de dessalinizador, pois dentre os 4 poços analisados, 3 apresentaram pH ácido. Essa acidez pode ser uma causa natural ou influência do processo de dessalinização, podendo ser decorrente da adição de ácidos para amenizar os problemas de incrustação nas membranas usadas nos dessalinizadores, ou devido apenas à remoção dos sais. Neves *et al.* (2017) destaca ainda, que águas brutas com pH entre o neutro e levemente alcalino, 7,0 e 7,8, tornaram-se ácidas após o processo de dessalinização, apresentando pH entre 5,4 e 6,1.

O pH é de grande importância na determinação da corrosividade da água, e em geral, quanto mais baixo o pH, maior o nível de corrosão. Dessa maneira, o pH pode ter efeito indireto sobre a saúde, por intensificar processos de lixiviação de metais.

5.1.1.9 Sódio e Potássio

O íon sódio na água dessalinizada apresentou valores que variaram de 6,5 a 55,5 mg/L. Já nas águas subterrâneas o teor de sódio variou de 59,3 a 346 mg/L, com o ponto AS16 registrando resultado acima do VMP, que é 200 mg/L, os demais apresentaram concentrações de sódio inferiores ao permitido para águas potáveis, na legislação brasileira.

A concentração de potássio nos pontos com água dessalinizada foi inferior a 3 mg/L. Já nos demais pontos variou de 2,8 a 13,4 mg/L (Tabela 9), sendo os maiores valores registrados nos pontos AS10 e AS11, nos outros poços os valores foram inferiores a 10 mg/L. O íon potássio apresenta solubilidade similar à do sódio, sendo facilmente afetado por troca de base, sendo absorvido de forma pouco reversível pelas argilas em formação para fazer parte de sua estrutura, o que o diferencia do íon sódio (BRASIL, 2007).

5.1.1.10 Sílica

Quanto ao parâmetro sílica, os valores encontrados para as águas que passaram pelo dessalinizador variaram de 0,2 a 8,3 mg/L. O poço AS02 apresentou os menores valores para esse parâmetro (0,2 mg/L). Nos outros poços analisados os resultados variaram de 22,6 a 52,3 mg/L.

O ponto AS10 apresentou o maior valor desse parâmetro (52,3 mg/L), sendo importante destacar que a água subterrânea que apresenta valores acima de 50 mg/L de sílica e que utilizam o sistema de dessalinização, apresentam problemas de incrustação nas membranas, danificando as mesmas, reduzindo a sua vida útil para três meses. Para instalar dessalinizador nesse ponto, esse parâmetro deve ser levado em consideração, para evitar problemas futuros nos sistemas de dessalinização.

A Portaria do Ministério da Saúde não estabelece um valor máximo permitido para esse parâmetro. A sílica presente no ambiente aquático é proveniente, principalmente, da decomposição de minerais de silicato de alumínio, que são mais frequentes em rochas sedimentares. Na água, a sílica pode estar sob três formas principais: solúvel, coloidal e particulada (ESTEVEES, 2011).

A sílica na água potável pode reduzir o risco de desenvolver a doença de Alzheimer em mulheres idosas (GILLETTE-GUYONNET *et al.*, 2005). Esses resultados corroboram com os de outro estudo epidemiológico realizado na França por Rondeau *et al.* (2009), onde foi observado uma associação entre níveis elevados de sílica ($\geq 11,25$ mg / litro) e menor risco de demência.

5.1.1.11 Sulfatos

Os sulfatos, combinados com íons cálcio e magnésio, causam a dureza permanente da água, e na presença de íons de magnésio e sódio podem provocar distúrbios gastrointestinais (LENZI; FAVERO; LUCHESE, 2009). Dentre os pontos analisados e que fazem uso de dessalinizador, os valores de sulfato variaram de 0,6 a 5,5 mg/L (Tabela 8).

Nos demais poços, os resultados de sulfato variaram de 12,1 a 380,9 mg/L (Tabela 9). No poço AS16 foi observado o maior valor de sulfato (380,9 mg/L), estando acima do valor máximo permitido pelo Ministério da Saúde. Porém, quanto ao uso para dessedentação não apresentam restrição visto que o VPM é de 1000 mg/L, de acordo com a Resolução Conama nº 396/2008 (BRASIL, 2008).

Entre os ânions o sulfato foi o de menor concentração, sendo o cloreto o dominante, seguido do bicarbonato, esses ânions são marcadamente abundantes nas águas de maior salinidade, obedecendo a relação $Cl^- > HCO_3^- > SO_4^{2-}$.

5.1.1.12 Turbidez

Dentre os resultados de turbidez, todos os pontos analisados encontram-se com valores abaixo do permitido pelo Ministério da Saúde, que é 5,0 uT, mostrando águas pouco turvas. Os estudos de Bezerra *et al.* (2016a), nos poços de uma comunidade de Juazeirinho no sertão da Paraíba, também apresenta resultados de turbidez que atendem ao VMP apresentado na portaria em vigor. Segundo Esteves (2011), a turbidez da água é a medida de sua capacidade em dispersar a radiação.

5.1.1.13 Discussão

Os resultados dos 9 pontos que fazem uso do dessalinizador, demonstram a importância do mesmo, com relação ao atendimento a legislação, sendo possível destacar que o mesmo se mostra parcialmente eficaz para o seu uso, pois a tecnologia utilizada remove partículas bem pequenas, mas em alguns pontos é importante destacar a necessidade de remineralização da água, através da adição de sais ou acrescentando um volume adequado de água bruta na água

dessalinizada, na busca de atender aos níveis mínimos de nutrientes essenciais a fisiologia humana, como exemplo o cálcio e o magnésio.

Um outro ponto a ser considerado, seria a correção do pH em alguns poços, visto que, a exposição a uma água ácida, também pode ocasionar problemas de saúde. No Brasil é comum as pessoas fazerem uso de água mineral natural, que geralmente é ácida, sendo recomendado a correção do pH dessas águas também.

O processo de dessalinização melhora a condição estética da água, possibilitando uma maior aceitação de consumo por parte da população, a água captada nesses poços é usada pela população local para beber e para as atividades domésticas. A qualidade da água é aceitável, tendo em vista a falta de outras fontes de água para abastecimento, mas a exposição prolongada à água desmineralizada pode ocasionar riscos à saúde.

Diante dos resultados se observa que os 7 pontos que captam água subterrânea e que não fazem uso do dessalinizador, apresentam alguns parâmetros em desacordo com a legislação, mas que não inviabilizam o seu uso, dependendo da atividade para a qual se destinam. Na maioria dos pontos, os resultados das análises efetuadas indicam predominância de águas do tipo cloretada sódica, muito mineralizadas, contaminadas por nitrato, a níveis superiores ao estabelecido pela legislação brasileira.

No comparativo dos resultados do ponto AS06, uma água dessalinizada, com o poço AS10, uma água natural, observou-se que em muitos parâmetros analisados, a AS06 apresentou resultados superiores ou muito semelhantes a AS10. Com características tão marcantes, o sistema de dessalinização do ponto 06 deve ser constantemente submetido à manutenção e o ponto 10, como descrito anteriormente apresenta uma água de qualidade e que pode ser oriunda de águas dos aluviões.

Dentre os parâmetros analisados nas águas subterrâneas AS11, AS13 e AS16, esses 3 pontos apresentaram uma água com qualidade inferior, pois dos dezenove parâmetros analisados, em sete deles os resultados estavam acima do valor máximo permitido na legislação brasileira.

A partir dos resultados obtidos, foi possível diagnosticar a qualidade da água subterrânea disponibilizada a população na cidade de Crateús. A disponibilidade dos dados de qualidade ajuda no entendimento da dinâmica dos recursos hídricos, e na tomada de atitudes corretivas mais adequadas para o

desenvolvimento da região, reduzindo o sofrimento da população local, na busca de alternativas para a problemática da seca, minimizando os impactos negativos da falta de água.

Durante o estudo na região de Crateús foi possível observar que a infiltração efetiva no aquífero foi nula, devido às poucas precipitações e as altas temperaturas, contribuindo para a escassez de água nos poços e a sua salinização.

Portanto, os dados apresentados são muito significativos para a região de Crateús, que sofre com a seca, e a água subterrânea contribui para minimizar os efeitos da estiagem prolongada. Em épocas críticas os poços que captam água salobra, também podem contribuir com a oferta de água e uma alternativa para melhorar a qualidade dessas águas foi à instalação de dessalinizadores em alguns pontos estratégicos da cidade.

5.1.2 Parâmetros Físico-químicos do Rejeito Salino

Dos 9 poços em uso na área urbana de Crateús, que utilizam o sistema de dessalinização, gerando ao final do tratamento o rejeito salino, apenas no ponto AS03 não foi possível a coleta do rejeito gerado no dessalinizador, identificado como RS03. As análises referem-se a amostras de rejeito salino coletadas no ano de 2018 e os dados das análises estão apresentados na Tabela 12.

Os parâmetros analisados têm por objetivo fornecer informações para a avaliação das características físico-químicas do rejeito salino, de acordo com o padrão de qualidade para os usos preponderantes na região e potenciais impactos ambientais. Na apresentação da Tabela 12 o VMP é com base na Portaria de Consolidação nº 5, anexo XX, que estabelece um valor máximo para parâmetros de qualidade para consumo humano (BRASIL, 2017).

A discussão dos resultados de cada ponto foi feita com base nas características semelhantes de cada poço e para o uso a qual se recomenda. Mesmo considerando que o sistema de dessalinização retém substâncias, a apresentação da presença dessas substâncias contidas inicialmente na água do poço, determinará a presença e concentração das mesmas substâncias na água do concentrado salino.

Tabela 12 - Resultados dos Parâmetros Físico-Químicos do Rejeito Salino (RS) do Sistema de Dessalinização em Crateús

Unidade	VMP	Parâmetro	RS01	RS02	RS03	RS04	RS05	RS06	RS07	RS08	RS09
mg CaCO ₃ /L	NE	Alcalinidade	40,4	367,6	NC	395,9	521,2	420,2	688,4	303,0	262,6
mg HCO ₃ ⁻ /L	NE	Bicarbonato	49,3	448,5	NC	483,0	635,8	512,6	839,9	369,7	320,4
mg Ca ²⁺ /L	NE	Cálcio	10,4	228,0	NC	8,0	75,2	32,0	92,0	91,2	68,0
mg Cl ⁻ /L	250	Cloreto	25,0	1857,4	NC	167,9	289,9	561,8	1397,6	1032,7	248,9
μS/cm	NE	Condutividade	210,6	6273,0	NC	1601,0	2247,0	3097,0	6494,0	4449,0	1791,0
mg CaCO ₃ /L	500	Dureza Total	56,0	2820,0	NC	376,0	740,0	932,0	1530,0	1010,0	654,0
mg Fe/L	0,3	Ferro	< 0,1	< 0,1	NC	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
mg F ⁻ /L	1,5	Fluoreto	0,5	0,8	NC	1,0	1,0	0,8	1,0	1,0	0,7
mg Mg ²⁺ /L	NE	Magnésio	7,2	540,0	NC	85,4	132,5	204,5	312,0	187,7	116,2
mg N-NO ₃ ⁻ /L	10	Nitrato	ND	65,0	NC	27,2	32,9	86,8	119,0	45,4	55,2
mg N-NO ₂ ⁻ /L	1,0	Nitrito	< 0,01	0,01	NC	< 0,01	< 0,01	0,01	0,04	< 0,01	< 0,01
mg N-NH ₃ /L	2,0	Nitrogênio Amoniacal	< 0,1	< 0,1	NC	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
-	6,0-9,0	pH	6,07	6,61	NC	7,19	6,93	6,87	7,16	7,45	7,05
mg K ⁺ /L	NE	Potássio	1,8	18,2	NC	4,7	5,7	6,6	13,4	8,6	4,7
mg SiO ₂ /L	NE	Sílica	5,7	39,1	NC	45,3	45,1	43,3	56,5	28,1	33,4
mg Na ⁺ /L	200	Sódio	20,0	373,8	NC	211,0	230,2	254,3	901,0	556,8	107,5
mg/L	1000	Sólidos Totais Dissolvidos	115,0	3800,0	NC	1135,0	1588,0	2027,0	4611,0	2770,0	1160,0
mg SO ₄ ²⁻ /L	250	Sulfato	1,5	48,3	NC	55,1	73,9	73,5	531,0	323,5	50,5
uT	5,0	Turbidez	3,0	2,9	NC	3,9	3,4	4,5	3,2	3,8	3,9

Fonte: autora.

VMP: valor máximo permitido pela Portaria de Consolidação nº 5, anexo XX;

ND: não detectado pelo método;

NE: VMP não especificado na legislação;

Valores em **vermelho** encontram-se acima do VMP.

5.1.2.1 Ponto RS01

Nesse ponto, o rejeito salino é caracterizado por ser uma água doce (STD < 500 mg/L), mole (dureza < 75 mg/L CaCO₃), sem indicativo de contaminação antrópica (compostos nitrogenados não detectados), aspecto límpido (turbidez < 5), excelente palatabilidade (STD < 300 mg/L) e pH na faixa do recomendado para águas potáveis. Essas características permitem o reaproveitamento do RS01 para diversos fins, inclusive o consumo humano.

A Portaria de Consolidação nº 5, Art 5º, estabelece que a água para consumo humano não é apenas para a ingestão, mas também para a preparação e produção de alimentos e higiene pessoal, independentemente da sua origem (BRASIL, 2017).

Dentre os pontos analisados apenas o rejeito do ponto RS01 apresenta CE baixa (210,6 µs/cm), mostrando ser oriundo de uma água bruta com baixo teor de salinidade. Valores semelhantes de CE foram encontrados por Neves *et al.* (2017) no rejeito salino gerado no sistema de dessalinização do município de Pentecoste – CE, que capta água do cristalino.

Não foi possível analisar a qualidade das águas brutas, ou seja, as águas de alimentação do sistema de dessalinização, mas, com base nos resultados das análises do rejeito salino RS01, pode-se inferir que o poço do ponto 01 não precisava de dessalinizador ou, ao longo do tempo, o bombeamento do poço induziu o deslocamento de águas armazenadas em outras regiões do aquífero, com qualidade melhor, em direção às regiões onde ocorreu retirada de água.

Também, a dessalinização por osmose reversa pode ter sido indicada para esse poço de água doce, por ausência de estudos aprofundados na região, sobre o potencial hídrico subterrâneo, onde se acreditava que pudesse ter contaminação antrópica. Visto que na maioria dos poços, as águas subterrâneas de Crateús e do rejeito salino são contaminadas por nitrato e, até a água dessalinizada potável contém nitrato, entre 1 e 6 mg/L, pois muito provavelmente é proveniente de uma água subterrânea rica nesse componente químico.

5.1.2.2 Pontos RS02 e RS08

Nesses pontos, o rejeito salino é caracterizado por ser uma água salobra, muito dura, e com teor em cloreto acima do VMP para irrigação. Quanto ao uso para dessedentação, a concentração de nitrato é inferior ao VMP estabelecido pela Resolução Conama nº 396/2008, que é de 90 mg/L (BRASIL, 2008). As concentrações em nitrato dos pontos RS02 e RS08, são 65 mg/L e 46 mg/L, respectivamente, sendo recomendado para uso na dessedentação animal.

Os estudos com rejeito realizados por Bezerra *et al.* (2016a) no sertão da Paraíba, registraram na maioria das amostras, dureza com valores acima de 500 mg/L, assim como o que ocorreu nas amostras de rejeito em Crateús, onde em RS02 a dureza atingiu 2.820 mg/L. Valores inferiores a 500 mg/L foram encontrados apenas nos pontos RS01 e RS04.

5.1.2.3 Pontos RS04, RS05, RS06 e RS09

Todos esses pontos apresentam rejeito salino caracterizado por água salobra, muito dura, com elevados teores em nitrato, mas, não superior ao VMP para uso na dessedentação animal, os valores de cloreto nesses pontos, ficaram entre 100 e 600 mg/L, sendo recomendado para uso na irrigação (BRASIL, 2008). Com isso, o rejeito desses pontos, juntamente com o RS01, é o de melhor aproveitamento nos usos preponderantes da região.

5.1.2.4 Ponto RS07

A Resolução Conama nº 396/2008 estabelece 700 mg/L como VMP de cloreto na água para irrigação e, 90 mg/L de nitrato, como VMP para águas destinadas a dessedentação animal (BRASIL, 2008). Com base nessa Resolução pode-se dizer que o rejeito salino do ponto RS07 é inadequado para irrigação e dessedentação animal, visto que os valores em cloreto e nitrato, foram 1.398 mg/L e 119 mg/L, respectivamente.

Altas concentrações de cloreto no rejeito também foram destacadas no trabalho de Bezerra *et al.* (2016b), que apresentou uma média de cloreto de 2.600 mg/L na pesquisa realizada no sertão do Rio Grande do Norte. Os cloretos podem

funcionar como indicadores de poluição por esgotos sanitários ou por intrusão salina em aquíferos costeiros. Águas com alto teor de cloreto são corrosivas e atacam estruturas e recipientes metálicos.

5.1.2.5 *Discussão*

Na discussão dos resultados obtidos, recomenda-se os demais usos preponderantes, como a dessedentação animal e a irrigação, com base no VMP da Resolução Conama nº 396/2008, a qual dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências (BRASIL, 2008).

Com base nos resultados apresentados e com exceção do RS01, pode-se dizer que o rejeito salino do sistema de dessalinização de Crateús se caracteriza por águas salobras, com teor em STD entre 1.160 mg/L e 4.611 mg/L, muito duras e fortemente contaminadas por nitrato. Quanto aos parâmetros turbidez, pH e ferro, os valores encontrados no rejeito salino, pouco ou nada se diferenciam das águas subterrâneas naturais.

Com grande parte dos resultados apresentando águas salobras, muito duras e contaminadas por nitrato é importante destacar, que o despejo inadequado do rejeito salino, como por exemplo, sobre o solo e na rede de esgoto, pode trazer sérios prejuízos ambientais, como a degradação do solo e contaminação por nitrato das águas superficiais e subterrâneas.

Os resultados dos 8 pontos de rejeito salino gerado no sistema de dessalinização, apresentam alguns parâmetros em desacordo com a legislação, mas que na grande maioria não inviabilizam o seu uso, dependendo da atividade para a qual se destinam. A disponibilidade dos dados de qualidade do rejeito, ajuda no entendimento da dinâmica da produção do concentrado salino, possibilitando a tomada de atitudes corretivas mais adequadas para o desenvolvimento da região, reduzindo os impactos negativos da deposição inadequada do mesmo no meio ambiente.

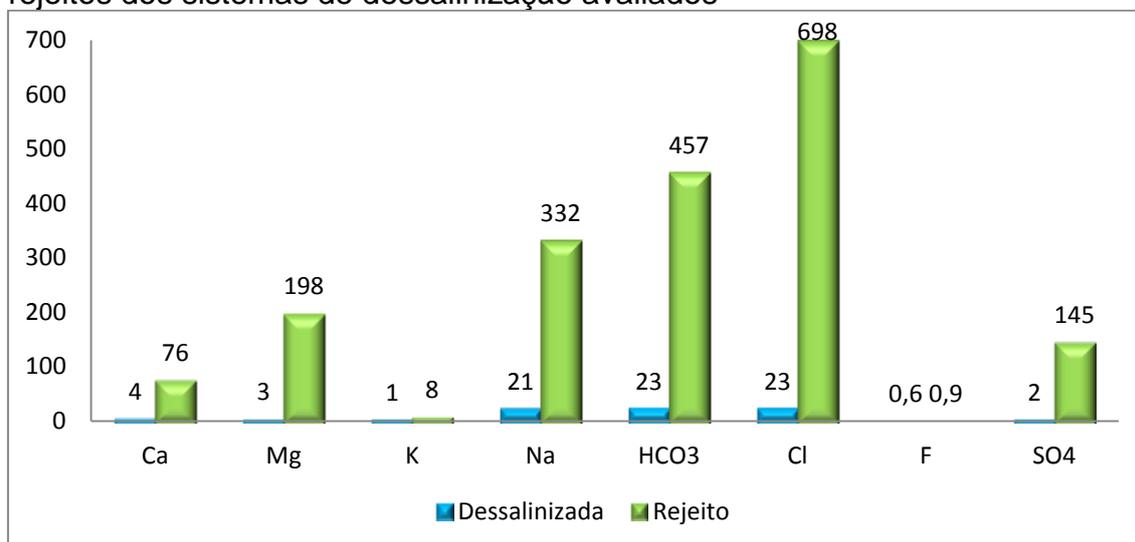
Portanto, os dados apresentados são muito significativos para a região de Crateús, que sofre com a seca, e a água subterrânea que passa pelo sistema de dessalinização contribui para minimizar os efeitos da falta de água para a subsistência da população local. Em épocas críticas o rejeito salino, mesmo sendo

uma água salobra, também pode contribuir com a oferta de água para usos múltiplos.

5.1.2.6 Cátions e ânions

O Gráfico 5 mostra os valores médios em mg/L dos cátions e ânions das águas dessalinizadas e dos rejeitos dos sistemas de dessalinização avaliados. Observa-se que os íons de maior presença nas águas dos poços foram cloreto, bicarbonato e sódio.

Gráfico 5 – Valores médios em mg/L, dos íons das águas dessalinizadas e dos rejeitos dos sistemas de dessalinização avaliados



Fonte: autora.

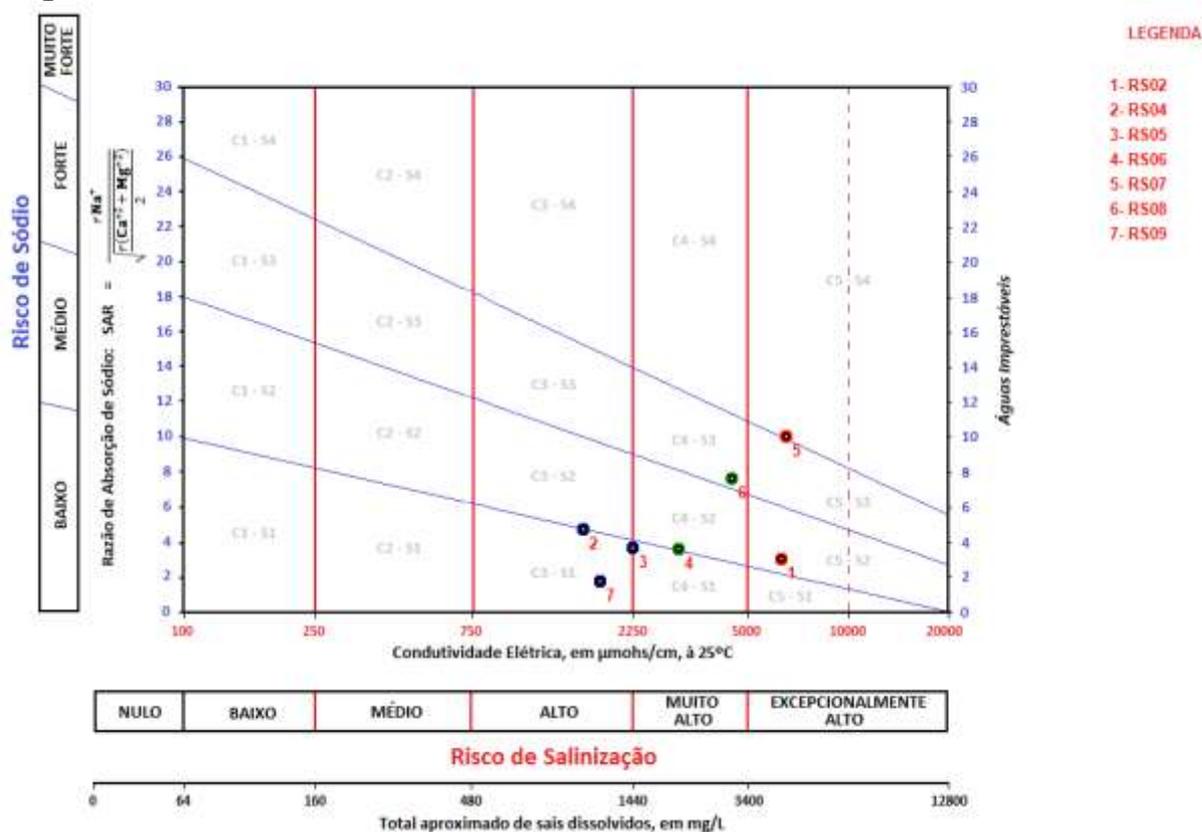
Neves *et al.* (2017) enfatiza em seu estudo realizado na cidade de Pentecoste – CE, que a elevada concentração de sódio e de outros íons na água do poço e do rejeito, podem contribuir para a salinidade dos solos, quando o destino desse rejeito é o solo, uma lagoa ou um rio, causando impactos ambientais negativos para as gerações futuras. Sendo importante estimar os riscos de sodificação e salinização do solo.

5.1.2.7 Estimativa do risco de sodificação e salinização do solo

Uma das sugestões para o uso do rejeito salino é destinado à irrigação, mesmo sendo na área urbana, é uma alternativa para a região, pois em alguns locais da cidade existem pequenos terrenos que podem ser destinados para fins agrícolas, e para esse processo se utilizaria a água proveniente do rejeito.

Aplicando o diagrama do USSL, as águas do rejeito salino, da área de estudo, foram classificadas quanto ao risco de sódio e salinização, conforme mostra a Figura 21. Na imagem é possível observar que os valores da condutividade elétrica estão diretamente ligados aos de sódio, a RAS.

Figura 21 – Classificação do rejeito salino para fins de irrigação, segundo o diagrama do USSL



Fonte: autora.

O risco de salinidade da água do rejeito salino variou de muito alto (C4) a excepcionalmente alto (C5) e foi maior que o risco de sodicidade, que variou de baixo (S1) a forte (S3). Usando o Diagrama para Classificação das Águas para Irrigação, os rejeitos foram enquadrados nas seguintes classes, como explica o

Quadro 10.

Quadro 10 - Classificação das águas do rejeito salino de Crateús – CE para irrigação

Classe	Rejeitos Salino	Observações
C5S2	RS02	São águas com risco de salinidade excepcionalmente alta (C5) e risco de sódio médio (S2).
C3S2	RS04	São águas com risco de salinidade alta (C3) e risco de sódio médio (S2).
C3S1	RS05 e RS09	Águas com risco de salinidade alta (C3) e baixo risco de sódio (S1). A utilização dessa água fica limitada pela salinidade, exigindo cuidados na sua utilização.
C4S2	RS06	São águas com risco de salinidade muito alta (C4) e risco de sódio médio (S2).
C5S4	RS07	São águas com risco de salinidade excepcionalmente alta (C5) e risco de sódio muito forte (S4), portanto, são águas com severas restrições para o seu uso na irrigação, devido ao elevado risco de sodificação do solo.
C4S3	RS08	Águas com risco de salinidade muito alta (C4) e forte risco de sódio (S3).

Fonte: autora

Tendo visto as características do rejeito salino torna-se imprescindível o seu adequado manejo para evitar a degradação do solo através dos processos de salinização e sodificação, que dificultam o crescimento das plantas e alteram as propriedades físicas do solo, reduzindo a infiltração da água. Essas águas só podem ser utilizadas em solos bem drenados e com cultivo específico de plantas de alta tolerância salina, como as halófitas. Os pontos RS02, RS07 e RS08, apresentam águas que exigem muitos cuidados na sua utilização.

5.1.2.8 *Gestão do Sistema de Dessalinização e Alternativas de Uso do Rejeito Salino*

Para uma maior eficiência do sistema de dessalinização, é necessário adotar alternativas que reduzam o impacto que o rejeito salino venha a causar no meio ambiente. A tecnologia do dessalinizador utiliza-se de osmose reversa, que consegue remover bem os sais dissolvidos na água, revelando-se como um bom tratamento da água. Uma das problemáticas dessa tecnologia é a produção de

rejeito salino, que pode ser aproveitado ou descartado no ambiente.

Os estudos realizados por Lopes *et al.* (2008) também sugerem para as águas subterrâneas do município de Ocara – CE, que apresenta as mesmas condições de solo, comparado com Crateús, que essas águas necessitam passar por um processo de remoção de sais, sendo a osmose reversa o processo mais usado para dessalinização no Ceará. Nesse mesmo estudo, também foram realizadas análises em amostras que já havia passado pelo dessalinizador, onde se observou que o processo de dessalinização, reduziu cerca de 90% a concentração de sais. .

De acordo com Amorim *et al.* (2004), os rejeitos gerados no processo de dessalinização, são águas com elevados teores de sais, e normalmente são despejados ao solo sem qualquer critério. O fato se agrava, pois, em média 60% da água do poço que entra no sistema de dessalinização, é convertida em rejeito, tornando-se um poluente ambiental, que quando despejado no solo indiscriminadamente, provoca erosão e a salinidade do solo, ocasionando também alterações na fauna e flora dos locais de despejos.

Bezerra *et al.* (2016a) destaca, que o rejeito gerado no processo de osmose reversa é uma água residuária que tem concentração salina muito maior que a água salobra submetida ao tratamento e, por conseguinte, possui alto risco de contaminação ambiental. Neste sentido, apesar de ser uma técnica de grande aplicabilidade e com resultado satisfatório, proporcionando melhores condições para a população semiárida, esta também possui seus riscos, que podem gerar impactos negativos de grande significância para o meio ambiente, como também para as pessoas.

Devido a essa problemática, as situações verificadas na cidade de Crateús, com o uso da água dessalinizada podem remeter à necessidade de uma intervenção planejada que privilegie práticas adequadas ao desenvolvimento sustentável, como o uso e descarte apropriado do rejeito salino, voltado para o reuso do mesmo.

Segundo Neves *et al.* (2017) a produção do rejeito proveniente da dessalinização da água pode contaminar o lençol freático e gerar sérios impactos ambientais no solo, que futuramente pode gerar erosão. Diante dessa problemática é importante salientar a importância do dessalinizador e da busca por alternativas de uso do rejeito gerado. Em Pentecoste – CE, algumas localidades fazem uso do

dessalinizador, e dentre as famílias beneficiadas por essa tecnologia, muitas utilizam a água dessalinizada para consumo direto, para beber, assim como o que ocorre em Crateús.

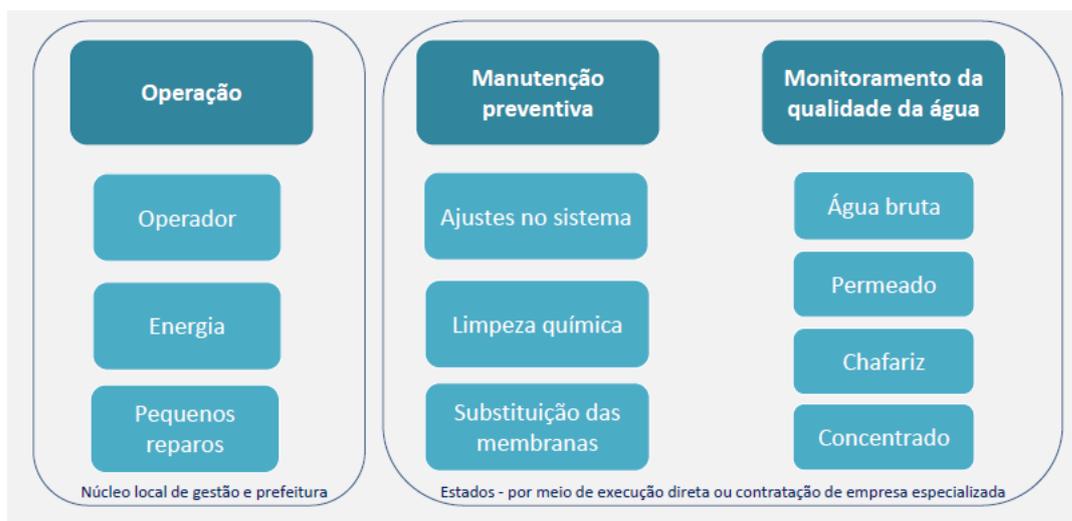
Zoby (2008) destaca também em seus estudos, que o uso de dessalinizadores torna possível a utilização dos poços que apresentam uma água com elevada salinidade. A osmose reversa tem sido o processo mais utilizado para a remoção dos sais. Muitas dificuldades, entretanto, estão presentes na implantação dos equipamentos de dessalinização e incluem a falta de operação e manutenção adequadas, que causam a paralisação dos mesmos, e a produção de rejeito, que normalmente é despejado no solo sem qualquer critério, provocando a erosão e a salinização do solo. Algumas alternativas para a questão da disposição do rejeito são a cristalização seletiva de sais, cultivo de tilápia rosa (*Oreochromis sp*) e irrigação da erva sal (*Atriplex nummularia*).

Além da problemática do rejeito, os sistemas de dessalinização também necessitam de manutenção preventiva, para que a água dessalinizada não perca a sua qualidade de potabilidade. Como principais fontes que podem afetar a qualidade da água dessalinizada têm-se a falta de um pré-tratamento ou pré-tratamento inadequado, o uso de elementos de membranas inadequados, falta de manutenção e monitoramento, e operadores não qualificados (BRASIL, 2015).

A Figura 22 destaca a gestão compartilhada dos sistemas de dessalinização, que inclui um operador, que cuida diretamente do funcionamento do sistema e que quando possível realiza pequenos reparos no mesmo, esse operador costuma ser uma pessoa da comunidade, que foi treinado pela Prefeitura, sendo de extrema importância à participação da população local nesse primeiro momento da gestão compartilhada. A manutenção preventiva é uma ação de extrema importância, pois aumenta o tempo de vida útil do sistema, costuma ser realizada pela Prefeitura, em parceria com órgãos estaduais. Já o monitoramento de qualidade da água, também costuma ser uma parceria entre municípios e o Estado, onde a Prefeitura fica responsável pela coleta e o Estado pelas análises, os parâmetros que costumam ser monitorados são os bacteriológicos.

A gestão compartilhada é de extrema importância para o bom funcionamento do sistema de dessalinização e para a distribuição de uma água de qualidade, essa é a condição ideal, mas que infelizmente não ocorre em todas as cidades que se utilizam dessa tecnologia.

Figura 22 – Gestão Compartilhada dos Sistemas de Dessalinização



Fonte: Brasil (2015).

O sistema de dessalinização da cidade de Crateús é gerenciado pela Prefeitura do município em parceria com o Governo do Estado, que cuida da operação, manutenção e monitoramento da qualidade da água. Os problemas mais comumente relatados na cidade foram com motobomba e com as membranas do equipamento. Visando manter o bom funcionamento dos sistemas de dessalinização, é cobrado uma taxa de manutenção para a população abastecida no valor de R\$ 0,50 (cinquenta centavos), que dá direito a um garrafão de 20 litros. Esse quantitativo é coordenado pela Defesa Civil do município, que faz o acompanhamento e manutenção dos dessalinizadores (PMC, 2018).

No trabalho de campo foi possível observar que o técnico que cuida desses equipamentos na cidade, estava bem treinado e sempre que o equipamento dava problema, o mesmo se fazia presente para consertar, pois bastava o equipamento parar, que a população abastecida já reclamava, devido essa água ser de extrema importância para todos. A qualidade da água dessalinizada é monitorada pela Vigilância Sanitária do município, que faz coletas bacteriológicas mensalmente.

Na cidade de Crateús nos sistemas de dessalinização, o rejeito gerado no processo é armazenado numa caixa de polietileno, de forma a evitar que o mesmo se disperse no ambiente. Quando a caixa chega ao seu limite de armazenamento, em alguns poços esse rejeito vai para a rede de esgoto; em outros é disposto no solo sem nenhum tratamento ou aproveitamento; em algumas comunidades esse

concentrado é aproveitado para uso doméstico, como recomenda o Ministério do Meio Ambiente.

O Ministério do Meio Ambiente sugere que, dependendo do teor, dos tipos de sais e da presença de determinadas substâncias químicas nesse concentrado, o rejeito poderá ser utilizado para diversos usos, como: dessedentação animal; no uso doméstico, como exemplo em descargas sanitárias, lavagem de louça, higiene pessoal e limpeza em geral; irrigação em plantações (plantas halófitas, capim elefante entre outras); e criação de peixes (BRASIL, 2015). Essas alternativas são de grande valia para minimizar os efeitos do rejeito gerado nos dessalinizadores, pois a água produzida com essa tecnologia é essencial para a população que vive no semiárido.

Em sua pesquisa Neves *et al.* (2017) destaca que experiências exitosas em outros estados mostram o rejeito sendo aproveitado para produção de camarões e tilápias vermelhas para engorda e para obter sal com a evaporação do rejeito, produzindo cloreto de sódio, cálcio, magnésio, sulfeto de cálcio e sulfeto de magnésio. No Ceará o rejeito também é usado para lavagem de roupas, carros e motos, mas não há pesquisas mostrando se essas práticas promovem benefícios às pessoas, sendo apenas experiências isoladas e motivadas pela absoluta falta de água de boa qualidade. Mas o que predomina é a drenagem dos rejeitos para terrenos próximos ao sistema e aos cursos de água, que é uma forma mais prática e de baixo custo de descartá-los.

A observância ao princípio da precaução justifica que o procedimento seja a contenção do concentrado em tanques próprios, revestidos de material impermeável, para que este não se disperse no ambiente. Mantido armazenado no tanque, parte desse concentrado é evaporado naturalmente diminuindo significativamente seu volume (BRASIL, 2015).

Para um aproveitamento sustentável do rejeito salino gerado no processo de dessalinização é ideal que se construa nas proximidades do poço um tanque de contenção de concentrado, que é estrutura destinada a receber o rejeito gerado pelo processo de dessalinização com o objetivo de armazená-lo de forma a evitar que se disperse no ambiente.

A Figura 23 demonstra a condição ideal para o armazenamento e destinação do rejeito, com as entradas e saídas do sistema, em tempos de estiagem ocorre uma falha na entrada, pois devido às chuvas escassas, acaba entrando

praticamente só o concentrado salino, ocorrendo uma maior concentração dos sais. Além das poucas chuvas que ajudam na dissolução dos sais, a situação se agrava devido à alta evaporação na região.

Figura 23 – Balanço Hídrico do Tanque de Contenção do Rejeito



Fonte: Brasil (2015).

Para o uso do concentrado salino é importante dimensionar o volume a ser utilizado, e para um correto acompanhamento da gestão do tanque concentrado, é importante observar o balanço hídrico. Para a definição dos possíveis usos é necessário que se tenha conhecimento da composição do concentrado, o que pode ser visto na análise físico-química do rejeito, pois dependendo da concentração de sais e de outros elementos, como o magnésio, poderá se fazer uso do mesmo para a dessedentação animal e irrigação.

A Tabela 13 sugere um limite máximo de sais em g/L, que pode ser consumido por algumas categorias de animais, onde se observa uma melhor e maior tolerância de sais nos ovinos e caprinos, que são animais bem adaptados ao semiárido cearense, sendo comum de encontrar criações desses animais na cidade de Crateús ou nas proximidades.

A grande maioria da população, independente da localidade, não tem conhecimento se o rejeito causa algum dano à saúde humana ou ao meio ambiente (NEVES *et al.*, 2017). Essa é uma realidade na cidade de Crateús, pois em conversa com os cidadãos que fazem uso da água dessalinizada, muitos não tinham nem

noção da produção do rejeito e os que sabiam da existência do mesmo, não imaginava que pudesse causar algum impacto ao meio ambiente.

Tabela 13 – Limite máximo de sais na água usada na dessedentação de animais

Categoria	Total de Sais (g/L)
Aves	2,8
Suínos	4,3
Equinos	6,4
Bovinos Leiteiros	7,1
Bovinos de Corte	10,0
Ovinos	12,8
Caprinos	17,0

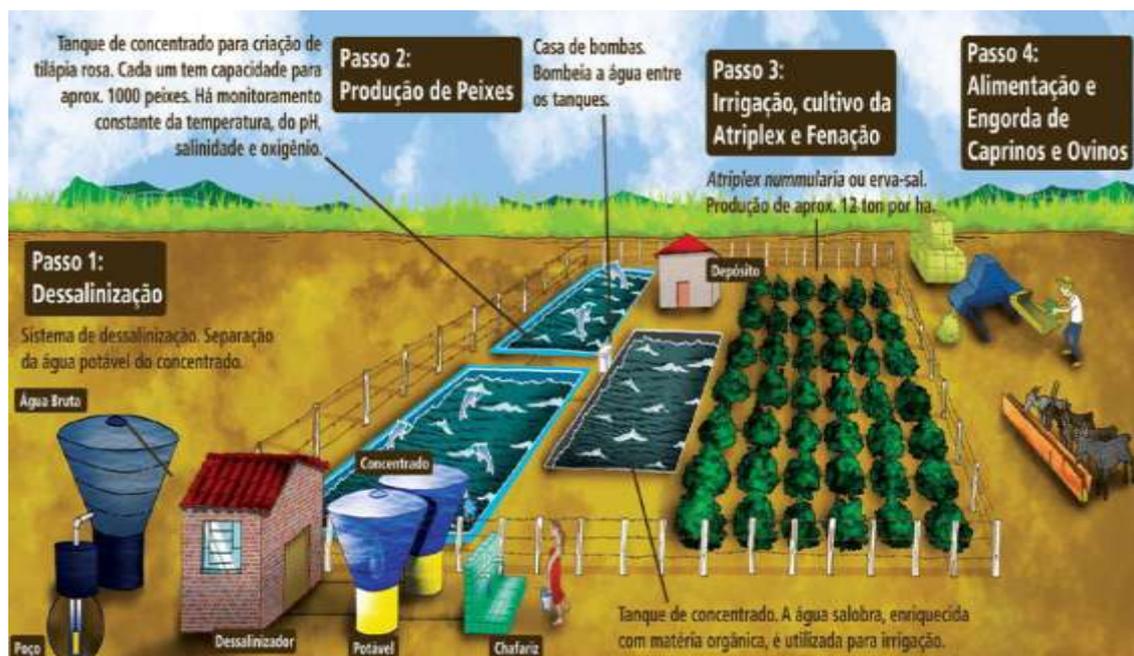
Fonte: Brasil (2015).

Outro exemplo exitoso de uso desta água salobra poderá ser para o cultivo hidropônico, contribuindo para o aumento da produção nesta área. Na hidroponia, a salinidade tolerada pelas culturas é maior que no cultivo convencional em solos salinos, devido a maior e constante disponibilidade de água nos diversos tipos de sistemas hidropônicos em relação ao cultivo em solo, e a pouca ou inexistente contribuição do potencial mátrico sobre o potencial total da água, devendo isto representar uma maior absorção de água e nutrientes pelas plantas para uma mesma quantidade de sais (MACIEL *et al.*, 2012).

Segundo Bezerra *et al.* (2016b), a utilização do rejeito da dessalinização na piscicultura, surgiu visando o uso múltiplo da água, através da inserção desta atividade produtiva com fins econômicos e como forma de sustentabilidade ambiental. Entretanto, o volume de água necessário para abastecer os dois tanques de piscicultura é maior que o volume gerado, nos sistemas de dessalinização.

A Figura 24 contempla todos os passos para o uso sustentável da água subterrânea, com a captação da água salobra, que passa pelo sistema de dessalinização, obtendo uma água para consumo humano e a geração do rejeito, que seria utilizado de forma interdisciplinar, com a produção de peixes, irrigação de culturas resistentes a salinização e na dessedentação animal, todos esses passos visam causar o mínimo impacto ao meio ambiente, com o aproveitamento de 100% da água e do rejeito.

Figura 24 – Sistema de Produção Integrado da Água Subterrânea



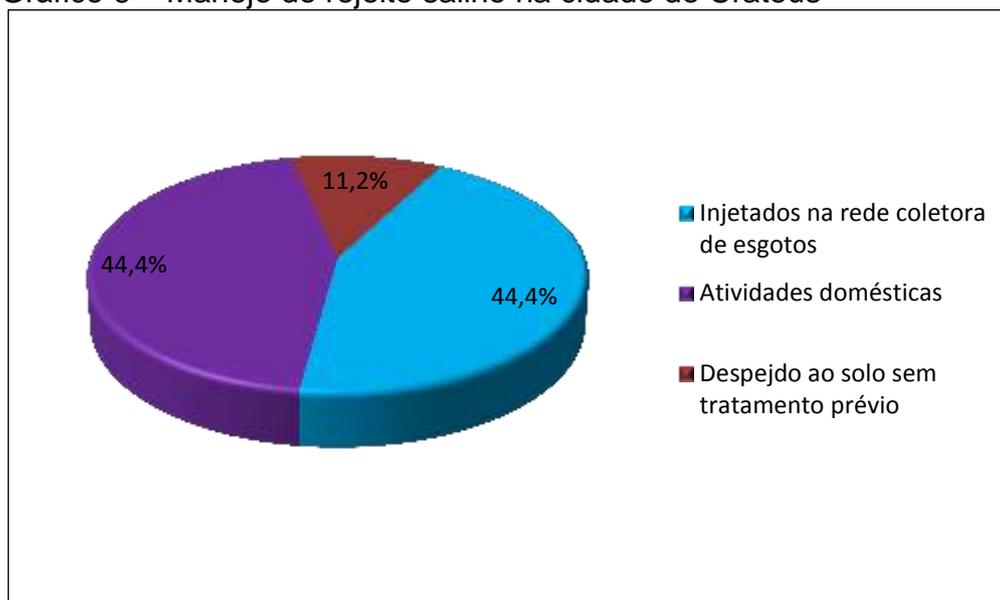
Fonte: Brasil (2016).

Para a área urbana de Crateús ficaria complicado desenvolver o sistema de produção integrado por completo, devido os dessalinizadores, terem sido instalados em áreas da cidade bem povoadas, sendo esse sistema ideal para ser utilizado na zona rural, onde se dispõe de grandes áreas.

Na cidade já é desenvolvido o passo 1 e daria para ser aplicado os passos 3 e 4 (Figura 24), destacando assim as hortas verticais que podem funcionar pelo método tradicional ou pelo sistema hidropônico, podendo essas culturas hidropônicas se desenvolverem bem na cidade, por não exigirem grandes espaços. O passo 4 destaca a criação de caprinos e ovinos, pois em alguns bairros se observam pequenos terrenos que tornam essa prática viável. Todas essas alternativas são uma excelente forma de aproveitamento do rejeito salino na área urbana.

Quanto ao destino dos rejeitos na cidade de Crateús, constatou-se que são realizados três tipos de manejo: injeção na rede coletora de esgoto; atividades domésticas; e o despejo diretamente no solo. Conforme pode ser observado no Gráfico 6, em 44,4% dos sistemas avaliados os rejeitos são injetados na rede coletora de esgotos; 44,4% são utilizados pela população em atividades domésticas, como lavagem de louça e roupa e para descarga em banheiro; 11,2% é despejado ao solo sem qualquer tratamento prévio (PMC, 2018).

Gráfico 6 – Manejo do rejeito salino na cidade de Crateús



Fonte: PMC (2018).

Em suma, é importante observar que esta prática de despejos na rede de esgotos, não deixa de ser um problema ambiental, pois, estes rejeitos certamente encontrarão um corpo d'água receptor e os altos teores de sais do rejeito poderá aumentar a salinidade do mesmo.

5.2 Água Superficial

O monitoramento constante da qualidade das águas de territórios de secas é, não apenas necessário, mas também muito mais barato do ponto de vista da sustentabilidade do que o tratamento posterior ao estabelecimento do problema, resultando muitas vezes em altos custos para o tratamento de água, sendo esses custos repassados a população.

5.2.1 Parâmetros Físico-químicos

Com os dados produzidos e coletados junto a Cagece, foi possível elaborar um diagnóstico de qualidade da água nesses anos de intensa estiagem na cidade de Crateús. A disponibilidade dos dados de qualidade ajudará no entendimento da dinâmica dos recursos hídricos, na tomada de atitudes corretivas mais adequadas e para o desenvolvimento da região, reduzindo o sofrimento da

população local, na busca de alternativas para a problemática da seca, minimizando os impactos negativos da falta de água.

A partir das análises realizadas foi possível associar os dados de qualidade da água com os dados da alta demanda da mesma em anos que não houve reposição suficiente no manancial.

As análises referem-se a amostras de água bruta coletadas no açude Carnaubal, quando o mesmo disponha de água para abastecer a cidade de Crateús, nos anos de 2012, 2013, 2014 e 2015. São análises realizadas semestralmente, representado o período chuvoso no primeiro semestre e o período de estiagem no segundo semestre.

Como discutido anteriormente o açude Carnaubal secou, e a cidade de Crateús está sendo abastecida pelo açude Araras, que pertence a bacia do Acaraú e localiza-se no município de Varjota – CE, as coletas para esse açude foram realizadas nos anos em que o mesmo foi utilizado para abastecer Crateús, são eles 2015, 2016 e 2017, sendo as análises realizadas semestralmente.

Os dados das análises apresentadas nas Tabelas 14 e 15 têm por objetivo fornecer informações para avaliação das características físico-químicas e bacteriológicas das águas superficiais, de acordo com o padrão de qualidade, requeridos para os usos preponderantes, estabelecidos pela Resolução Conama nº 357/2005 e, de acordo com a referida resolução, enquanto não aprovado o enquadramento do manancial, as águas doces serão consideradas classe 2, exceto se as condições de qualidade atuais forem melhores, o que determinará a aplicação da classe mais rigorosa correspondente.

O Conama considera que o enquadramento dos corpos d'água deve estar baseado não necessariamente no seu estado atual, mas nos níveis de qualidade que deveriam possuir para atender as necessidades da comunidade. Baseado na Resolução Conama nº 357/2005, as águas dos açudes analisados podem ser classificadas como sendo águas doces e suas condições físico-químicas, bacteriológicas e usos preponderantes, permitem enquadrá-las na classe 2, as quais são:

Destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho; à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campo de esportes e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; à aqüicultura,

atividade de pesca, ou seja, o rio apresenta múltiplos usos que se conflitam com as atividades humanas (BRASIL, 2005).

Dentre os usos múltiplos dos açudes estudados se destacam a dessedentação animal, uso doméstico local, recreação de contato primário e secundário, usos públicos (abastecimento), na indústria, pesca artesanal, na irrigação e agricultura de vazante, reforçando que esses usos múltiplos ocorrem em condições favoráveis, ou seja, em períodos de não escassez de água, pois em épocas de intensa estiagem o abastecimento humano é priorizado.

A discussão dos resultados de cada parâmetro foi feita com base nos valores apresentados nas Tabelas 14 e 15, revelando que as águas superficiais dos açudes estudados, estão em conformidade em quase todos os parâmetros, atendendo assim aos padrões de potabilidade estabelecidos pelo Ministério do Meio Ambiente. Os parâmetros que estão com valores acima do permitido para águas superficiais são: cloreto, pH, ferro e manganês, parâmetros esses que podem ser corrigidos no tratamento da água e que não inviabilizam o uso da mesma.

Tabela 14 – Resultados dos Parâmetros físico-químicos do Açude Carnaubal, no período de 2012 a 2015

Unidade	VMP	Parâmetro	2012.1	2012.2	2013.1	2013.2	2014.1	2014.2	2015.1	2015.2
-	6,0-9,0	pH	7,97	7,0	7,94	8,16	8,71	7,82	7,07	-
uH	75	Cor Verdadeira	30	20	30	30	40	20	50	-
µs/cm	NE	Condutividade	615	784	1032,3	1241,5	1298,3	NC	347	-
uT	100	Turbidez	4,8	1,8	5,4	5,68	6,76	19,6	35,3	-
mg CaCO ₃ /L	NE	Alcalinidade	134,2	160,0	171,5	203,2	272,0	187,2	123,2	-
mg HCO ₃ ⁻ /L	NE	Bicarbonatos	134,2	160	171,5	203,2	235,8	187,2	123,2	-
mg CaCO ₃ /L	NE	Dureza Total	133,3	164,3	192,2	205,4	188,2	131,4	92	-
mg N-NH ₃ /L	2,0	Amônia	ND	NC	0,38	0,39	ND	0,24	0,54	-
mg N-NO ₃ ⁻ /L	10	Nitrato	0,10	0,05	0,05	0,10	0,23	ND	0,03	-
mg N-NO ₂ ⁻ /L	1	Nitrito	0,01	ND	0,001	0,024	0,006	ND	0,019	-
mg Ca ²⁺ /L	NE	Cálcio	26,7	18,2	28,7	6,4	29,8	11	16,8	-
mg Mg ²⁺ /L	NE	Magnésio	16	28,5	28,9	45,5	27,3	24,9	12	-
mg Na ⁺ /L	NE	Sódio	46,6	51,7	76,3	93,9	96,1	150	36,2	-
mg K ⁺ /L	NE	Potássio	11,8	14,1	21,1	31,4	24,3	20	10,5	-
mg Cl ⁻ /L	250	Cloreto	93,8	149,7	218,1	271,3	235,3	167,9	27,7	-
mg SO ₄ ²⁻ /L	250	Sulfato	3	1	2	2	4	14	ND	-
mg Al/L	0,1	Alumínio	ND	ND	ND	ND	0,01	ND	ND	-
mg F ⁻ /L	1,4	Fluoreto	0,31	0,4	0,58	0,64	0,86	0,66	0,27	-
mg Mn/L	0,1	Manganês	0,03	ND	0,02	ND	0,04	ND	ND	-
mg Fe/L	0,3	Ferro Dissolvido	0,12	0,02	0,03	ND	0,02	0,07	0,19	-

Fonte: Ceará (2018d);

VMP: valor máximo permitido pela Resolução Conama nº 357/2005;

NC: amostra não coletada;

ND: não detectado pelo método;

NE: VMP não especificado na legislação;

Valores em **vermelho** encontram-se acima do VMP.

Tabela 15 – Resultados dos Parâmetros físico-químicos do Açude Araras, no período de 2015 a 2017

Unidade	VMP	Parâmetro	2015.1	2015.2	2016.1	2016.2	2017.1	2017.2
-	6,0-9,0	pH	9,10	8,93	7,61	7,67	7,42	8,14
uH	75	Cor Verdadeira	40	20	60	40	60	30
µs/cm	NE	Condutividade	433,1	505,2	530,5	563,8	321,1	385,2
uT	100	Turbidez	24,3	38,2	39,1	22,9	10,5	8,51
mg CaCO ₃ /L	NE	Alcalinidade	129,8	142,4	144,1	158,9	92,5	136,1
mg HCO ₃ ⁻ /L	NE	Bicarbonatos	105,8	114,5	144,1	158,9	92,5	136,1
mg CaCO ₃ /L	NE	Dureza Total	104,2	132,6	113,5	114,5	76	93,1
mg N-NH ₃ /L	2,0	Amônia	0,06	NC	0,60	1,19	0,61	0,48
mg N-NO ₃ ⁻ /L	10	Nitrato	ND	0,02	NC	0,04	0,04	0,07
mg N-NO ₂ ⁻ /L	1	Nitrito	ND	ND	NC	ND	ND	0,013
mg Ca ²⁺ /L	NE	Cálcio	20	18,8	22,1	18,2	17,6	19,8
mg Mg ²⁺ /L	NE	Magnésio	13	20,6	14	16,6	7,7	10,5
mg Na ⁺ /L	NE	Sódio	39	51,8	45	57	32	42
mg K ⁺ /L	NE	Potássio	7	7,5	8	13	10	9
mg Cl ⁻ /L	250	Cloreto	55	63,6	60,6	74,6	35,8	41,3
mg SO ₄ ²⁻ /L	250	Sulfato	1	3	9	2	11	7
mg Al/L	0,1	Alumínio	ND	0,01	0,01	ND	ND	ND
mg F ⁻ /L	1,4	Fluoreto	NC	0,39	0,33	0,32	0,19	0,26
mg Mn/L	0,1	Manganês	ND	ND	0,17	0,09	0,04	ND
mg Fe/L	0,3	Ferro Dissolvido	0,30	0,08	0,84	0,58	0,06	0,07

Fonte: Ceará (2018d);

VMP: valor máximo permitido pela Resolução Conama nº 357/2005;

NC: amostra não coletada;

ND: não detectado pelo método;

NE: VMP não especificado na legislação;

Valores em **vermelho** encontram-se acima do VMP.

5.2.1.1 pH

Ao longo do período de estiagem, entre os anos de 2012 a 2015, as águas do açude Carnaubal apresentaram valores de pH entre 7,00 e 8,71, que resultaram em um pH médio, levemente alcalino, de $7,81 \pm 0,55$. Em águas superficiais, um dos fatores que pode elevar ou reduzir o pH seria uma intensa atividade fotossintética, por exemplo.

Resultados semelhantes foram encontrados nas águas do sertão do Rio Grande Norte, onde os valores de pH das amostras de água estudadas variaram entre 7,10 a 8,20 com média de 7,72 (PINTO FILHO; SOUZA; PETTA, 2018).

Em águas que serão usadas para abastecimento público, o pH é um parâmetro fundamental de controle de desinfecção, pois a cloração perde eficiência em pH elevado. Todos os valores de pH do açude Carnaubal estão de acordo com a legislação para águas doces (Tabela 14).

As águas do açude Araras, amostrado também na pesquisa, apresentou no período de estiagem, embora em anos diferentes, águas mais alcalinas que as do Carnaubal, o pH médio do açude Araras foi $8,14 \pm 0,65$ (Tabela 15). No primeiro semestre de 2015, o açude Araras apresentou pH (9,1) acima do permitido na legislação, mas, esse parâmetro tem a vantagem de poder ser corrigido no tratamento da água.

5.2.1.2 Condutividade Elétrica e STD

No açude Carnaubal, a salinidade, expressa em condutividade elétrica, variou de valores de água doce, encontrados nos anos de 2012 e 2015, a levemente salobra, nos anos de 2013 e 2014, quando a condutividade atingiu o máximo de $1.298 \mu\text{s/cm}$, o equivalente a aproximadamente 900 mg/L de STD. No período de estiagem a concentração de sais tende a aumentar devido à evaporação das águas, que como já mencionado, chega a atingir 12,8 mm/ano.

Quanto à salinidade, as águas do açude Araras, responsável pelo abastecimento de Crateús nos demais anos de seca, apresentaram uma qualidade melhor em comparação ao Carnaubal, visto que permaneceram doces com condutividade elétrica entre $321 \mu\text{s/cm}$ e $563 \mu\text{s/cm}$.

Considerando o período de estiagem, no segundo semestre dos anos estudados, observa-se que a condutividade elétrica aumentou, entre 6% e 27%, nos dois açudes. Esse processo deve ocorrer devido ao aumento da evaporação que acaba concentrando mais sais na água. O aumento da CE foi menos expressivo, 6%, no ano relativamente mais chuvoso, 2016, do período da longa seca de 2012 a 2017, e foi mais expressivo, 27%, no ano de 2012, o qual apresentou menor precipitação pluviométrica, 117 mm/ano.

5.2.1.3 *Cor e Turbidez*

Os resultados de cor verdadeira nos açudes estudados, variaram entre 20 e 60, estando de acordo com os padrões estabelecidos na legislação. Observa-se que foram registrados valores mais altos no primeiro semestre, possivelmente devido às chuvas, que mesmo não tendo sido intensas, acabam por carrear substâncias húmicas do solo. A cor na água deve-se à presença de matéria orgânica, como os ácidos húmicos, sendo influenciada também pela presença de ferro e outros metais (HELLER; PÁDUA, 2010).

Dentre os resultados de turbidez, os açudes analisados encontram-se com valores abaixo do permitido pela resolução, como mostra as Tabelas 14 e 15. Heller e Pádua (2010) destacam que a turbidez da água bruta tem grande importância, na medida em que é um dos principais parâmetros para seleção de tecnologia de tratamento e controle operacional, apresentando variações sazonais entre períodos de chuva e estiagem.

5.2.1.4 *Alcalinidade e Bicarbonatos*

Quanto à alcalinidade, as águas superficiais da área de estudo apresentaram valores entre 92,5 e 272,0 mg/L CaCO₃. Além de servir como um sistema tampão, que reduz as alterações de pH, a alcalinidade também serve como um reservatório de carbono inorgânico (necessário para o processo de fotossíntese), determinando a habilidade de a água suportar o crescimento fitoplanctônico e de macrófitas (HELLER; PÁDUA, 2010).

A concentração de bicarbonato nos açudes, variou entre 92,5 e 235,8

mg/L (Tabelas 14 e 15). O conjunto de sais normalmente dissolvidos na água, formado pelos bicarbonatos, cloretos e sulfatos, podem conferir à água sabor salino e tem propriedade laxativa, tornando-se inconvenientes em concentrações maiores.

5.2.1.5 *Dureza, Cálcio e Magnésio*

Os resultados para o parâmetro dureza mostram que, as águas do açude Carnaubal apresentaram valores que variam de 92 a 205 mg/L, podendo ser classificadas quanto ao grau de dureza em uma água moderadamente dura e dura, conforme a Tabela 11. Já os resultados das águas do açude Araras, variaram de 76 a 133, sendo classificadas apenas em uma água moderadamente dura. Com a análise dos dados, observa-se que os resultados de alcalinidade, contribuem para uma dureza de carbonatos, ou dureza temporária, que pode ser facilmente eliminada com a ebulição da água.

Os valores encontrados para o íon cálcio variaram de 6,4 a 29,8 mg/L nos dois açudes. Nas águas doces, as concentrações de Ca^{2+} costumam variar de 10 a 250 mg/L. Os resultados do íon magnésio variaram de 7,7 a 45,5 mg/L nos dois açudes estudados. A legislação brasileira não especifica um VMP para cálcio e magnésio. Concentrações maiores que 100 mg/L de magnésio, são raramente encontradas, exceto em águas do mar, salmouras e nas águas subterrâneas do semiárido, como ocorreu com as águas de Crateús.

5.2.1.6 *Cloreto*

A concentração do cloreto nas amostras dos dois açudes variou de 27,7 a 271,3 mg/L, ou seja, varia de concentrações baixas a concentrações encontradas em águas salobras. A maior concentração de cloreto, que excede o VMP estabelecido na Resolução Conama nº 357/2005, que é de 250 mg/L, foi registrada no açude Carnaubal, no segundo semestre de 2013, quando o mesmo apresentava menos de 1% da sua capacidade hídrica.

Os estudos citados por Esteves (2011) no seu livro de Limnologia mostraram que, com o decorrer da estiagem, ocorre aumento da concentração de cloreto nas águas dos açudes do Nordeste do Brasil. Libânio (2016) destaca que,

maiores concentrações de cloretos conferem sabor à água de consumo e maior índice de rejeição por parte da população abastecida, sendo prejudiciais às plantas.

5.2.1.7 *Sulfatos*

Os sulfatos, na presença de íons de magnésio e sódio podem provocar distúrbios gastrointestinais e gosto na água (HELLER; PÁDUA, 2010). Dentre os açúdes analisados, os valores de sulfato variaram de 1 a 14 mg/L ou não foi detectado pelo método. Esses valores estavam bem abaixo do valor máximo permitido pela Resolução Conama nº 357/2005.

5.2.1.8 *Sódio e Potássio*

O teor de sódio nos dois açúdes analisados variou de 32 a 150 mg/L, sendo o maior valor encontrado no açúde Carnaubal no segundo semestre de 2014, quando o mesmo encontrava-se com um volume de água de menos de 1%.

A concentração de potássio nas águas variou de 7,5 a 31,4 mg/L, sendo o maior valor registrado para o açúde Carnaubal no segundo semestre de 2013, período em que o açúde chegou a registrar menos de 1% da sua capacidade. Em água doce sua concentração costuma variar de 0,1 a 10 mg/L. Ao contrário do sódio, o potássio é um elemento vital para o crescimento das plantas e é um dos constituintes de fertilizantes agrícolas (BRASIL, 2007). Essa concentração citada por Brasil (2007) deve ocorrer em anos de condições climáticas normais, pois em anos de estiagem intensa, ocorre uma maior concentração dos sais.

5.2.1.9 *Alumínio*

Os resultados de alumínio foram pouco significativos, onde na grande maioria das amostras dos dois açúdes, não foi detectado pelo método ou apresentou valor de 0,01, ou seja, todas as amostras estavam de acordo com a legislação.

5.2.1.10 Ferro e Manganês

Quanto ao parâmetro ferro, as águas superficiais da área de estudo, apresentaram valores não detectados (ND) e resultados que variaram de 0,02 a 0,84 mg/L. As concentrações mais baixas, inferiores a 0,3 mg/L, foram detectadas no açude Carnaubal e nos demais períodos de análises no açude Araras, pois no ano de 2016 o açude Araras apresentou resultados de ferro (0,58 e 0,84 mg/L) acima do permitido pela legislação que é de 0,3 mg/L.

O ferro é um dos principais elementos responsáveis pela cor da água. Mas, nas amostras analisadas não houve uma relação positiva entre turbidez e ferro dissolvido. Valores de turbidez em torno de 40 uT, foram encontrados tanto em amostras com concentrações de ferro inferiores a 0,3 mg/L, como em amostra com 0,84 mg/L. Isso sugere que a densidade de fitoplâncton pode ser a principal causa da turbidez nos pontos com elevada turbidez e baixa concentração de ferro.

Como o ferro origina-se da dissolução de compostos de rochas e solos, acredita-se que a erosão eólica tenha contribuído para esse processo. Lenzi, Favero e Luchese (2009) destacam que o ferro em concentrações maiores que 0,5 mg/L confere sabor amargo e adstringente a água. Porém, como o tratamento da água para remoção desse metal é geralmente simples, aeração seguida de filtração, esse parâmetro não limita o uso da água.

Quanto ao parâmetro manganês, as águas superficiais da área de estudo apresentaram valores não detectados (ND) e resultados que variaram de 0,02 a 0,17 mg/L. Assim como ocorreu com o parâmetro ferro, no ano de 2016 o açude Araras registrou resultados de manganês de 0,17 e 0,09 mg/L, ou seja, apresentou um valor superior ao permitido pela Resolução Conama nº 357/2005, que é de 0,1 mg/L, e um muito próximo ao VMP. Muito provavelmente, esse valor estava relacionado com o alto valor de ferro registrado para o mesmo período. Heller e Pádua (2010) destacam que em concentrações maiores, o ferro, muitas vezes associado ao manganês, confere à água um gosto amargo e adstringente.

5.2.1.11 Fluoreto

Segundo Heller e Pádua (2010), os fluoretos são componentes essenciais

da água potável, por prevenir as cáries infantis, pois uma coletividade abastecida com água contendo menos de 0,5 mg/L de fluoretos apresenta alta incidência de cáries dentárias. Já em concentrações superiores a 2 mg/L, podem favorecer o desenvolvimento da fluorose, progressivo escurecimento e deterioração dos dentes.

Por considerarem que a quantidade de flúor na alimentação já é suficiente ou por motivos econômicos e éticos, alguns países, como França e Bélgica, não permitem a fluoretação artificial da água para consumo humano (VILAGINÈS, 2003). No Ceará, no processo produtivo, a água bruta passa pelas etapas de floculação, decantação, filtração, cloração, fluoretação e correção de pH, ou seja, é adicionado o flúor na água.

A concentração ótima de flúor na água potável, para a saúde bucal, geralmente está entre 0,5 a 1,0 mg/L e depende do volume de água potável consumido e da exposição a outras fontes (WHO, 2005).

No açude Araras a concentração de fluoreto foi baixa, esteve entre 0,19 mg/L a 0,39 mg/L e, no açude Carnaubal a concentração foi geralmente maior que 0,5 mg/L, mas não superior ao limite estabelecido pela Resolução Conama nº 357/2005 para águas Classe 2, que é 1,4 mg/L.

5.2.1.12 Compostos Nitrogenados

Níveis muito elevados de nitrogênio amoniacal prejudicam a qualidade da água. Na água a amônia pode ser encontrada tanto na forma do íon amônio (NH_4^+) como na forma não ionizada (NH_3), sendo essa última considerada tóxica para a vida aquática e, quanto maior o pH da água, maior será a percentagem da forma tóxica.

Nos açudes estudados os valores de N-amoniacal variaram de não detectado a um máximo de 1,19 mg/L. Quando ocorreu esse valor máximo de nitrogênio amoniacal total, o pH da água detectado foi 7,67 e, considerando 30 °C a temperatura da água obtém-se, através da equação de Johanson et Wedborg (AMINOT; CHAUSSEPIED, 1983), 0,05 mg/L de amônia tóxica. Portanto, nessa situação de pH 7,67, o risco de intoxicação dos peixes é baixo (KUBITZA, 2003).

As Tabelas 14 e 15 mostram que todas as amostras apresentaram nitrogênio amoniacal total ($\text{N-NH}_{3,4}$) dentro dos padrões estabelecidos pela

Resolução Conama nº 357/2005, onde a concentração limite é 2 mg/L, mas dependendo do pH pode ser 1 mg/L. Esse parâmetro representa uma contaminação recente, pois no processo de decomposição da matéria orgânica nitrogenada, o primeiro estágio é a formação da amônia, assim, sua presença muitas vezes indica a presença desses resíduos. Para tanto, embora os valores encontrados estejam atendendo à legislação ambiental, merece atenção pela presença desses elementos, já que são considerados indicativo negativo da alteração da qualidade ambiental.

O íon nitrato nos dois açudes analisados, apresentou em alguns períodos, resultados não detectados pelo método, e em outros períodos variou de 0,02 a 0,23 mg/L. Todas as amostras apresentaram valores bem baixos, obedecendo assim, ao valor máximo permitido pela resolução de águas doces.

Em águas superficiais, altas concentrações de nitrato podem estimular o crescimento de plantas aquáticas e do fitoplâncton. Concentrações de nitrato indicam uma poluição mais antiga, onde a matéria orgânica já foi mineralizada.

A concentração de nitrito é geralmente muito baixa nas águas superficiais, e na área de estudo, no açude Araras, em quase todas as amostras não foi detectado, já no açude Carnaubal apresentou valores inferiores a 1mg/L, o valor máximo permitido pela Resolução Conama nº 357/2005. Esses resultados se confirmam, com o estudo de Pinto Filho, Souza e Petta (2018), que apresentou resultados abaixo do limite de detecção, em amostras de carros-pipas, que foram coletados em mananciais superficiais do sertão Potiguar.

O íon nitrito é uma forma de nitrogênio combinado em estado intermediário de oxidação (entre a amônia, forma mais reduzida, e o nitrato, mais oxidada). Geralmente, o íon nitrito encontra-se em concentrações muito reduzidas (0,001 mg/L), incrementos das mesmas podem indicar poluição recente por efluentes industriais e são frequentemente associados à qualidade microbiológica insatisfatória da água (HELLER; PÁDUA, 2010).

5.2.1.13 *Discussão*

Os resultados mostram que mesmo na condição de estiagem, na qual os açudes apresentaram um baixo volume das suas águas, os valores discutidos nos

parâmetros físico-químicos, demonstram que os açudes atendem na maioria dos parâmetros, ao que estabelece a legislação, e com relação aos parâmetros que estão um pouco acima do VMP, não limitam o uso da água bruta, que ainda passaria por um processo de tratamento para distribuir água tratada para os crateuenses, a grande problemática desse período, foi realmente os custos com transporte da água e a sua falta em alguns períodos na cidade.

Além das análises físico-químicas, é essencial se pesquisar a presença de microrganismos patogênicos através de análise bacteriológica, pois microrganismos provenientes de materiais fecais podem produzir uma série de doenças infecciosas causadas por bactérias, protozoários ou vírus, representando um risco para a saúde humana. A contaminação da água pode ser direta ou indireta, por águas de esgotos ou por excrementos de animais.

Os próximos tópicos tratam dos parâmetros bacteriológicos e da identificação e contagem de fitoplâncton, com foco em cianobactérias e suas toxinas. As análises de cianobactérias são de fundamental importância, pois monitoram se as mesmas são potenciais produtoras de cianotoxinas, que dependendo do grau de toxicidade pode passar para a água tratada, podendo causar a morte.

5.2.2 Parâmetros Bacteriológicos

As análises realizadas no açude Carnaubal e no açude Araras caracterizaram a presença de coliformes totais e *Escherichia coli*. O Ministério da Saúde destaca que o emprego dos coliformes totais na avaliação da qualidade da água bruta tem valor sanitário limitado, devido ao grupo dos coliformes incluir bactérias não exclusivamente de origem fecal, podendo ocorrer naturalmente no solo, água e plantas (BRASIL, 2006).

Os coliformes totais não são indicadores adequados da qualidade da água *in natura*, guardando validade apenas como indicadores da qualidade da água tratada e distribuída. Sua presença pode indicar falhas no tratamento, uma possível contaminação após o tratamento ou, ainda a presença de nutrientes em excesso, nos reservatórios ou nas redes de distribuição (BRASIL, 2006).

Devido às limitações do emprego dos coliformes totais como indicadores

da qualidade da água bruta, eles não apresentam um padrão estabelecido na Resolução Conama nº 357/2005. O resultado para coliformes totais serve apenas como uma relação para a presença de *E. coli*.

Tabela 16 – Resultados dos Parâmetros Bacteriológicos do açude Carnaubal, no período de 2012 a 2015

Parâmetro (NMP/100 mL)	2012.1	2012.2	2013.1	2013.2	2014.1	2014.2	2015.1
Coliformes Totais	1000	1500	310	24000	110	19000	19000
<i>E. coli</i>	< 1.0	8,5	< 1.0	< 1.0	< 1.0	8,4	61

Fonte: Ceará (2018d).

Tabela 17 – Resultados dos Parâmetros Bacteriológicos do açude Araras, no período de 2015 a 2017

Parâmetro (NMP/100 mL)	2015.1	2015.2	2016.1	2016.2	2017.1	2017.2
Coliformes Totais	730	100	75	430	11000	2400
<i>E. coli</i>	16	< 1.0	1.0	47	29	4,1

Fonte: Ceará (2018d).

As Tabelas 16 e 17 mostraram os valores obtidos para coliformes totais e *E. coli* nos dois açudes. Diante das circunstâncias de escassez de água, os resultados se mostraram bem variados.

Apesar das poucas chuvas registradas no Ceará, os períodos dos anos estudados apresentaram valores diferenciados a cada semestre, muitos fatores podem contribuir para a diminuição ou elevação dos valores de concentração de substâncias na água, tais como: processo de diluição e de autodepuração dos corpos hídricos, procedimentos inadequados de coleta, ou, simplesmente, pela ausência de despejo de esgoto naquele momento específico.

De acordo com os padrões estabelecidos pela Resolução Conama nº 357/2005 as águas dos açudes estudados são consideradas como sendo águas doces classe 2, destinadas ao consumo humano após tratamento convencional. Nesse caso, os resultados não deveriam exceder o limite de 1.000 coliformes termotolerantes em 100 mL de água. A bactéria *E. coli* poderá ser determinada em

substituição ao parâmetro coliformes termotolerantes, de acordo com limites estabelecidos pelo órgão ambiental competente (BRASIL, 2005).

O grupo dos coliformes termotolerantes inclui bactérias de origem não exclusivamente fecal, tendo em vista o fato de que a presença desse grupo, na maioria das vezes, guarda melhor relação com a presença de *E. coli*, o indicador mais preciso de contaminação fecal (BRASIL, 2006).

Nos resultados apresentados nas Tabelas 16 e 17 observa-se que em 100% das amostras os resultados obtidos para *E. coli* foram inferiores ao máximo permitido para águas classe 2, ou seja, com relação ao parâmetro bacteriológico, a qualidade hídrica dos açudes encontra-se aceitável em todos os períodos analisados.

Esse resultado se confirma com o monitoramento realizado pela COGERH nos açudes estudados, pois a companhia realiza análises bimestrais nesses açudes, e nos anos correspondentes aos da pesquisa, em todos os períodos monitorados os valores apresentados estavam abaixo do VMP estabelecido na legislação ambiental (CEARÁ, 2018b).

Portanto, mesmo com as adversidades da intensa estiagem a qualidade bacteriológica dos açudes estava de acordo com a legislação. Outros parâmetros biológicos e de estado trófico foram analisados, para que se possa ter um diagnóstico completo da qualidade da água desses açudes usados para abastecimento público.

5.2.3 Identificação e Contagem de Fitoplanctôn

A comunidade fitoplanctônica não constitui um grupo taxonômico, mas uma assembleia de organismos fotoautotróficos que vivem suspensos na coluna d'água. Em águas interiores, a comunidade fitoplanctônica é muito diversa e podem ser encontrados representantes de praticamente todos os grupos algais. A predominância de um ou outro grupo em determinado ecossistema é função, principalmente, das características predominantes do meio, como o que ocorre nos lagos eutróficos, onde o número de espécies é mais reduzido, porém apresenta elevado número de indivíduos de uma única espécie (ESTEVES, 2011).

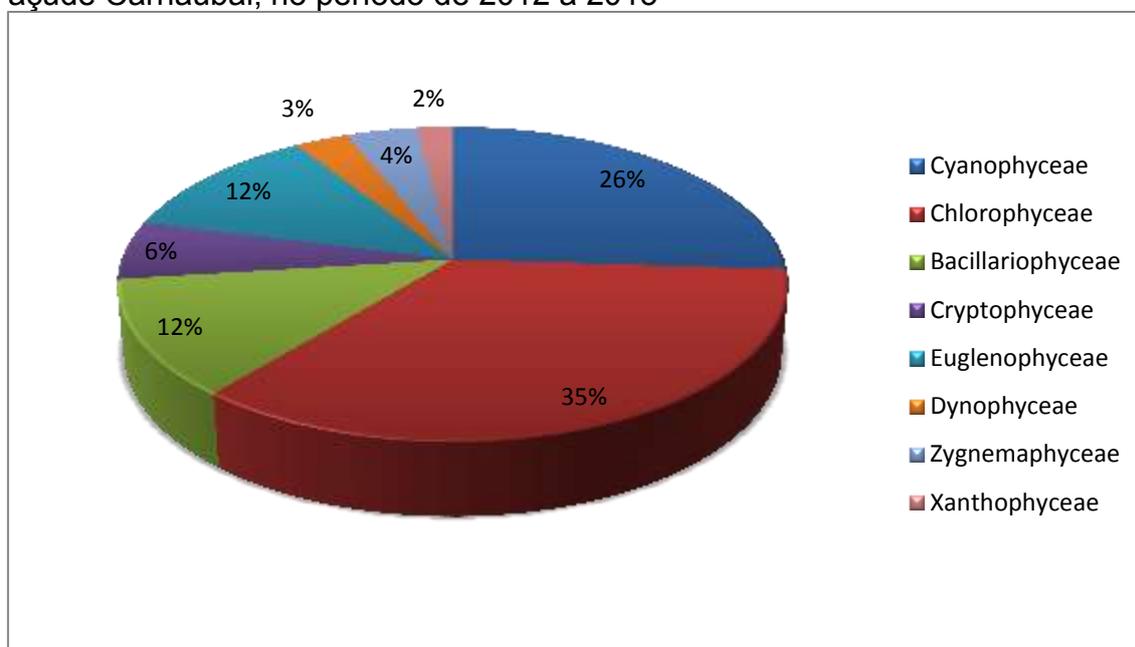
A distribuição espacial e temporal do fitoplâncton está intimamente ligada

à variação de fatores abióticos e bióticos. Dentre os abióticos, destacam-se a temperatura, a disponibilidade de radiação subaquática e de nutrientes, a turbulência gerada pelos ventos, os padrões de circulação e renovação da coluna d'água e a salinidade, entre outros (CALIJURI *et al.*, 2002). Dentre os bióticos, destacam-se a herbivoria e o parasitismo (ESTEVES, 2011).

5.2.3.1 Açude Carnaubal

Ao longo do período amostral do açude Carnaubal foram identificados 51 táxons distribuídos em oito classes taxonômicas: Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Cryptophyceae, Cyanophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae, Xantophyceae e Zygnemaphyceae. O Gráfico 7 evidencia a diversidade fitoplanctônica do açude Carnaubal, possibilitando destacar que dentre os organismos identificados, as classes com as maiores riquezas de espécies foram Cyanophyceae, Chlorophyceae, Bacillariophyceae e Euglenophyceae .

Gráfico 7 – Percentual das classes de organismos fitoplanctônicos identificados no açude Carnaubal, no período de 2012 a 2015



Fonte: Ceará (2018d).

A partir da análise das espécies identificadas no açude Carnaubal, pode-se verificar que os táxons encontrados são comuns de regiões tropicais. As espécies identificadas foram também encontradas por Molisani *et al.* (2010) em outras regiões

semiáridas do Nordeste, estas são espécies comuns em muitos ecossistemas aquáticos localizados no Brasil e costumam apresentar elevadas densidades de organismos.

Nas sete coletas realizadas no açude Carnaubal, a dominância dos organismos se manteve constante em quase todos os períodos analisados. Já a densidade fitoplanctônica variou, mas, de maneira geral, acompanhou a variação apresentada nos valores de clorofila *a*.

As análises qualitativas e quantitativas de fitoplâncton no açude Carnaubal mostram que os organismos dominantes no monitoramento realizado nos anos de 2012, 2013 e no primeiro semestre de 2014 pertencem à classe Cryptophyceae e Bacillariophyceae. Segundo Reynolds (1984), esses organismos são dominantes comuns em corpos d'água altamente ricos em nutrientes.

No segundo semestre de 2014 o açude Carnaubal apresentava menos de 1% da sua capacidade e, os organismos dominantes nesse período pertencem à classe Cyanophyceae e Bacillariophyceae. A cianobactéria dominante nesse período, pertence ao gênero *Anabaenopsis*, onde apresentou um resultado de 27.043,0 células/mL desse organismo. Esse resultado está acima do VMP definido na Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde, que recomenda que quando a densidade de cianobactérias exceder 20.000 células/mL, deve-se realizar análise de cianotoxinas na água do manancial, no ponto de captação, com frequência semanal (BRASIL, 2017).

A análise de cianotoxinas foi realizada, pois o gênero *Anabaenopsis* pode ser um potencial produtor de hepatotoxinas, uma toxina que afeta o fígado e pode causar o aumento desse órgão e hemorragias que podem levar à morte. Os resultados das cianotoxinas, microcistinas, saxitoxinas e cilindropermopsinas, estavam abaixo do VMP estabelecido na portaria, ou seja, a cianobactéria presente no açude não era uma cepa tóxica.

A presença das cianobactérias também foi evidenciada no resultado de clorofila *a* que obteve um valor de 199,7 µg/L, resultado bem superior aos valores registrados nos demais períodos estudados, e acima do VMP de 30 µg/L, estabelecido na Resolução Conama nº 357/2005. A clorofila *a* é frequentemente utilizada como indicadora da biomassa fitoplanctônica, ou seja, indica o crescimento de algas e cianobactérias.

Segundo Chellappa *et al.* (2009), quando os açudes se tornam mais

eutrofizados, a diversidade da composição de fitoplâncton diminui gradualmente, o que resulta finalmente na dominância de cianobactérias e numa possível produção de toxinas.

De acordo com Reynolds (1984), a classe Bacillariophyceae abrange organismos favorecidos por ambientes com boas condições de mistura da coluna d'água, o que explicaria a alta densidade de organismos desta classe taxonômica no açude Carnaubal, principalmente no segundo semestre de 2014, período no qual o nível da água reduz consideravelmente devido a evapotranspiração e a seca intensa na região, com isso a coluna d'água fica sujeita a turbulência induzida pela ação dos ventos.

No ano de 2015, o açude Carnaubal continuava com menos de 1% da sua capacidade, mas as cianobactérias deixaram de ser organismos dominantes. As classes que se mostraram presentes em maior quantidade foram Cryptophyceae e Euglenophyceae, todos esses organismos se desenvolvem bem na presença de matéria orgânica em excesso. Esta afirmativa se confirma com os altos valores de fósforo total registrados nesse período.

Como pode ser observada, a situação tende a se agravar a cada ano, principalmente em anos de estiagem intensa, implicando assim em um controle mais restrito dos seus múltiplos usos e dos lançamentos de efluentes ao longo dos rios.

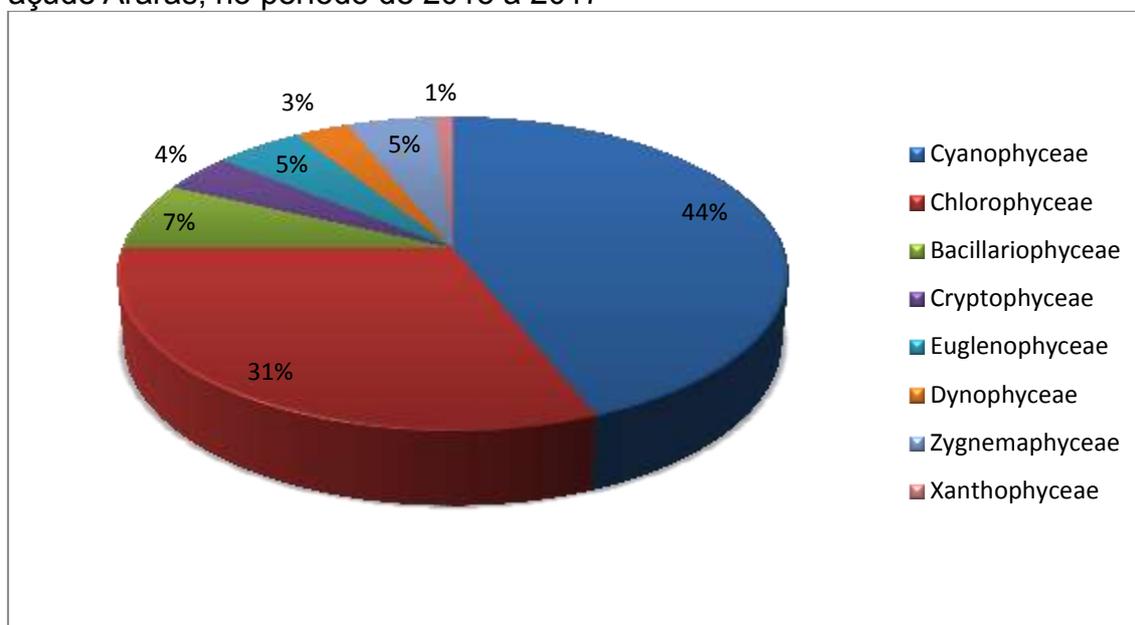
5.2.3.2 Açude Araras

Ao longo do período amostral do açude Araras foram identificados 45 táxons distribuídos em oito classes taxonômicas: Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Cryptophyceae, Cyanophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae, Xantophyceae e Zygnemaphyceae. O Gráfico 8 destaca em percentual a diversidade fitoplanctônica do açude Araras, possibilitando destacar que dentre os organismos identificados, as classes com as maiores riquezas de espécies foram Cyanophyceae e Chlorophyceae.

Nas seis coletas realizadas no açude Araras, a dominância dos organismos se manteve constante em quase todos os períodos analisados e de maneira geral, acompanhou a variação apresentada nos valores de clorofila *a* e fósforo total. As análises qualitativas e quantitativas de fitoplâncton no açude Araras mostram que os organismos dominantes no monitoramento realizado nos anos de

2015, 2016 e 2017 pertencem à classe Cyanophyceae, e alguns organismos da classe Bacillariophyceae e Cryptophyceae.

Gráfico 8 – Percentual das classes de organismos fitoplanctônicos identificados no açude Araras, no período de 2015 a 2017



Fonte: Ceará (2018d).

Segundo Iwata e Câmara (2007), os organismos fitoplanctônicos são indicadores das condições ambientais da água, pois respondem às modificações ocorridas no meio, indicando a sua qualidade. São os principais produtores de oxigênio através da fotossíntese e constituem a base da cadeia alimentar dos corpos d'água.

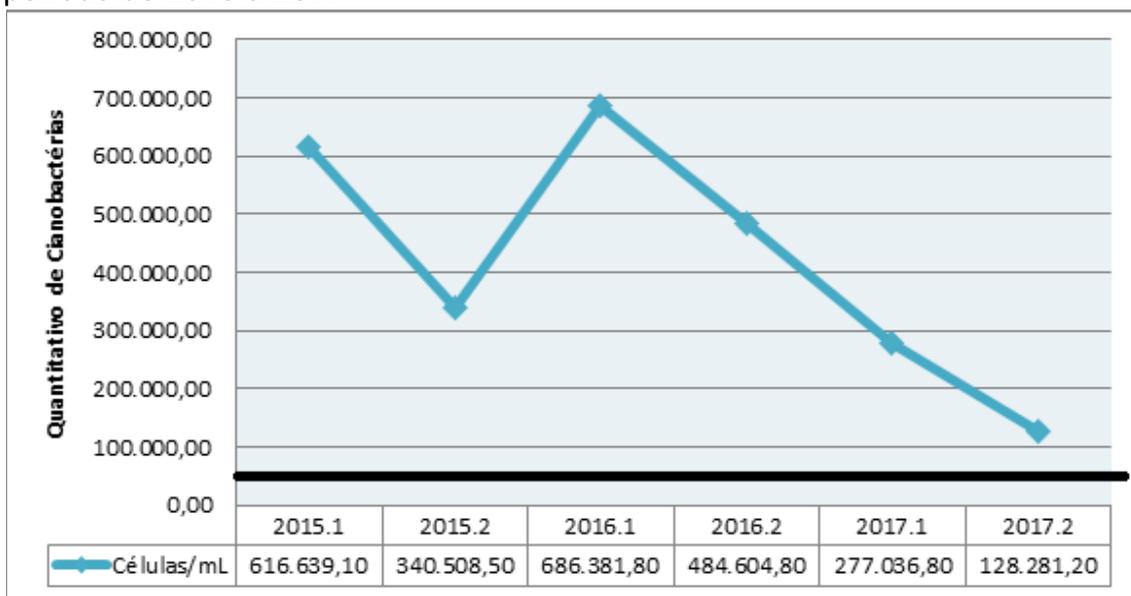
Como dito anteriormente, a Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde, recomenda que quando a densidade de cianobactérias exceder 20.000 células/mL, deve-se realizar análise de cianotoxinas na água do manancial, no ponto de captação, com frequência semanal (BRASIL, 2017). Já a Resolução Conama nº 357/2005 estabelece para águas doces classe 2 uma densidade de cianobactérias até 50.000 células/mL (BRASIL, 2005).

Quanto à presença de cianobactérias no açude Araras, a qualidade dessa água está em desacordo com a legislação, pois apresenta resultados acima do VMP, de 20.000 células/mL, chegando em alguns períodos a quase 700.000 células/mL, esses valores podem ser visualizados no Gráfico 9. Para consumo humano essa água tem que passar por um processo de tratamento convencional ou avançado.

Em todos os períodos analisados, as cianobactérias presentes em maior número nesse açude foram *Planktothrix agardhii*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Merismopedia tenuissima*, como foi dito anteriormente, esses organismos são potenciais produtores de cianotoxinas, e no caso desse açude, a concentração de células/mL variou de 128.281,2 a 686.381,8. Valores bem acima do que estabelece a legislação, por conta desse quantitativo de células, foram realizadas análises de cianotoxinas, são elas: microcistinas, saxitoxinas e cilindrospermopsina.

No período 2015.1 a cianobactéria dominante no reservatório era a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*, já no período de 2015.2 se destacou a espécie *Planktothrix agardhii*. Dentre as toxinas analisadas, foi detectado que no ano de 2015 essas cianobactérias estavam produzindo saxitoxinas.

Gráfico 9 – Quantitativo de células/mL de cianobactérias no açude Araras, no período de 2015 a 2017



Fonte: Ceará (2018d).

A linha em preto representa o VMP de 20.000,00 células/mL, estabelecido pela Portaria de Consolidação nº 5, anexo XX;

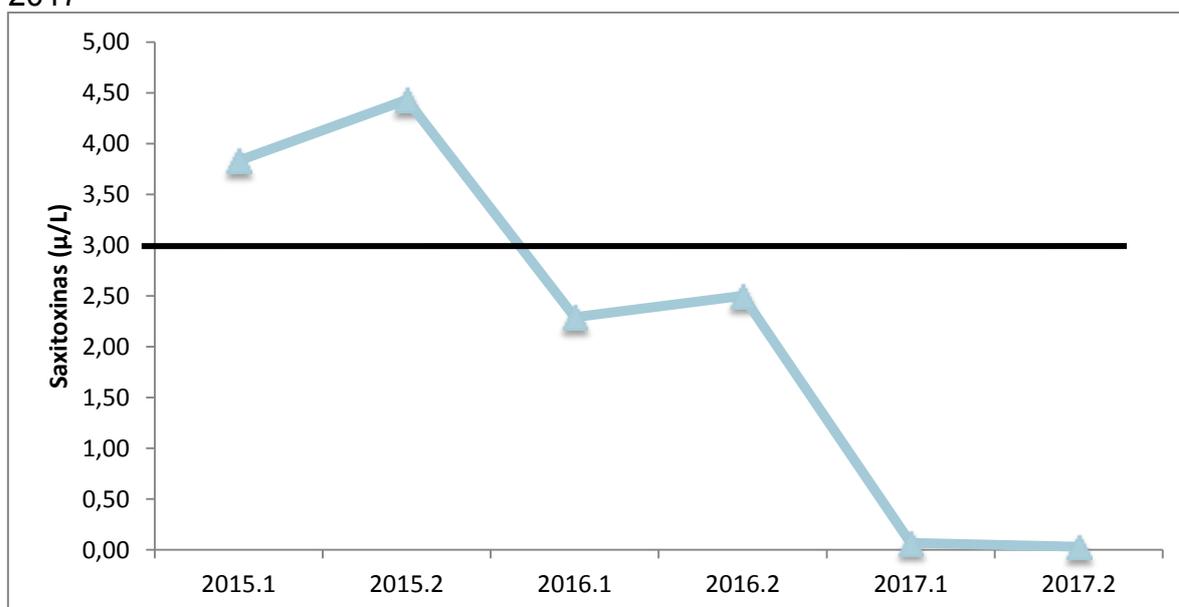
De acordo com Sant'anna *et al.* (2006), essas saxitoxinas são neurotóxicas, e nos seres vivos atuam na interrupção da comunicação dos neurônios com as células musculares, através dos canais de sódio, impedindo a propagação do impulso nervoso, podendo provocar convulsões, paralisia e falência respiratória. Calijuri *et al.* (2006), reforça que a sintomatologia das saxitoxinas causam paralisia progressiva dos músculos, diminuição dos movimentos, exagerada

respiração abdominal, cianose, convulsões, parada respiratória e morte.

O Gráfico 10 demonstra que no ano de 2015 os valores encontrados para saxitoxinas, estavam elevados, pois quando esse valor ultrapassa 3 μL , a legislação recomenda que seja realizada uma análise na água tratada, pois na água distribuída o resultado dessa cianotoxina deve ser abaixo de 3 μL .

As amostras de água tratada do período estudado foram analisadas e os valores encontrados foram de 1,28 e 0,43 μL , ou seja, os resultados atendem ao que recomenda a legislação e o tratamento da água está sendo adequado para distribuir uma água de qualidade. Nos anos seguintes houve uma redução considerável, atendendo assim ao limite máximo estabelecido.

Gráfico 10 – Quantitativo de saxitoxinas no açude Araras, no período de 2015 a 2017



Fonte: Ceará (2018d).

A linha em preto representa o VMP de 3,00 μL , estabelecido pela Portaria de Consolidação nº 5, anexo XX.

O caso mais conhecido de intoxicações envolvendo cianotoxinas, ocorreu no ano de 1996 em Caruaru - PE, onde 123 pacientes renais crônicos, que tinham sido submetidos à hemodiálise, passaram a apresentar um quadro clínico compatível com uma grave hepatotoxicose. As pesquisas confirmaram a presença de microcistinas no carvão ativado utilizado no sistema de purificação da água da clínica, bem como em amostras de sangue e fígado dos pacientes intoxicados. Destes, 54 vieram a falecer até cinco meses após o início dos sintomas, tornando-se

o primeiro registro confirmado no mundo de morte de seres humanos causada por uma toxina produzida por cianobactérias (AZEVEDO, 1998). Essa triste notícia, confirma o poder e a toxicidade das cianobactérias, independente de qual toxina esse microrganismo esteja produzindo, se deve dá total atenção, pois pode ocasionar a morte.

Segundo Lopes *et al.* (2015), as espécies de cianobactérias, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Planktothrix agardhii*, apresentam alta toxicidade e são organismos bem presentes nos reservatórios do Nordeste. Em seu trabalho, o autor realizou um estudo mais aprofundado com essas cianobactérias, onde os organismos foram isolados do reservatório Sítios Novos, no Ceará, e no decorrer da pesquisa observou-se a produção de cianotoxinas, concluiu-se que essas cianobactérias são organismos produtores de saxitoxinas. Resultado muito semelhante ao que ocorreu no açude Araras.

Barros *et al.* (2017), destaca em seus estudos que em muitos reservatórios do Ceará, o gênero *Cylindrospermopsis* se destaca como organismo dominante, podendo ocorrer uma mudança gradual por um outro grupo de organismos, especialmente *Merismopedia* e *Pseudanabaena*, quando o reservatório recebe um novo aporte de água.

O fato descrito acima foi muito semelhante ao que ocorreu no açude Araras, pois nos anos de 2015 e 2016, os organismos dominantes eram *Cylindrospermopsis* e *Planktothrix*, nesse período o açude acumulava menos de 8% da sua capacidade. Já em 2017, o açude recebeu um pouco de água e chegou a quase 16%, e os organismos que dominavam anteriormente foram substituídos por outras espécies de cianobactérias, *Merismopedia*, *Pseudanabaena*, *Anabaenopsis* e *Aphanocapsa*, ocorrendo uma redução significativa de saxitoxinas nesse período (Gráfico 10), esse fato se deve a um maior aporte de água, que contribuiu para uma maior variedade de espécies e uma redução dos valores de fósforo total.

Em estudos realizados por Chellappa *et al.* (2008), no reservatório Cruzeta, no Rio Grande do Norte, a cianobactéria dominante pertence a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*. Em outro estudo realizado por Chellappa *et al.* (2009), foi analisada a qualidade das águas do reservatório Assu, localizado no Rio Grande do Norte, e identificaram a dominância de *Planktothrix agardhii*, cianobactéria potencialmente tóxica. Esses resultados são compatíveis com os observados no açude Araras. Barros *et al.* (2017) também observou a dominância de

Planktothrix agardhii, em quase todo o período de amostragem no açude Sítios Novos, localizado no Ceará.

O crescimento massivo de cianobactérias nos ecossistemas aquáticos continentais limita sua utilização como áreas de recreação e de abastecimento, em razão do odor e gosto desagradável gerado pelas florações. Por outro lado, nem todas as florações de cianobactérias são tóxicas e algumas podem ser tóxicas durante apenas um período do ano, do mês ou da semana. No Brasil, entre os gêneros potencialmente nocivos, destacam-se *Microcystis*, *Cylindrospermopsis*, *Oscillatoria*, *Planktothrix* e *Aphanocapsa* (COCHÔA; ANCIUTTI, 2010). A espécie *Planktothrix* é destaque em florações no Brasil, devido a sua ampla distribuição.

Portanto, muitos mananciais do Ceará mostram pouca biodiversidade de fitoplâncton, o mesmo estaria ocorrendo com o açude Araras. Isso mostra ser uma preocupação para as autoridades de saúde, já que um número muito grande de uma única espécie de cianobactéria, por exemplo, pode levar à produção de cianotoxinas, que são prejudiciais à saúde humana.

O crescimento de cianobactérias fitoplanctônicas nos ambientes naturais depende do equilíbrio entre a oferta e a demanda de recursos: condição dada por sua capacidade de acesso e utilização dos mesmos. As condições ambientais mais importantes que favorecem o desenvolvimento de florações, são a intensidade da luz, a temperatura, as características hídricas do corpo d'água, a estabilidade da coluna de água, o pH, os macro e micronutrientes e por último os fatores antropogênicos, sem descartar outros fatores ambientais e biológicos (GIANUZZI *et al.*, 2011).

As cianobactérias são capazes de ocorrer em qualquer manancial superficial, especialmente naqueles com elevados níveis de nutrientes (nitrogênio e fósforo), podendo produzir toxinas com efeitos adversos à saúde. Isso mostra que é fundamental realizar o monitoramento desses microrganismos, devido à alta carga de nutrientes dos efluentes que os mananciais recebem e ao intenso período de estiagem, todas essas problemáticas proporcionam o desenvolvimento de cianobactérias.

5.2.4 Índice de Estado Trófico (IET)

O rápido processo de degradação de corpos aquáticos tem se tornado um problema agudo, sobretudo em ambientes aquáticos tropicais. Dessa maneira, os índices de estado trófico foram desenvolvidos com o intuito de classificar as águas, facilitando assim a tomada de decisões pelos agentes públicos e a comunicação ao público em geral sobre o estado ou a natureza na qual se encontram tais sistemas aquáticos.

Para analisar o grau de eutrofização dos açudes estudados, foi calculado o IET a partir dos valores de fósforo total e clorofila *a*, sendo estimado o IET médio de cada período do ano, ocorrendo às coletas a cada semestre do ano, como pode ser observado na Tabela 18.

Tabela 18 – Médias do IET nos Açudes Carnaubal e Araras, para Clorofila *a*, Fósforo Total e IET final

Açude	Período	Clorofila <i>a</i> (µg/L)	IET (CL)	Fósforo Total (µg/L)	IET (PT)	IET
Carnaubal	2012.1	7,1	82,9	1	34,5	58,7
	2012.2	4,3	80,4	110	62,9	71,7
	2013.1	11	85	40	56,8	70,9
	2013.2	11,6	85,3	100	62,4	73,8
	2014.1	19,9	87,9	110	62,9	75,4
	2014.2	199,7	99,2	280	68,6	83,9
	2015.1	35,9	90,8	530	72,5	81,6
Média Geométrica (MG)			87,2	MG	58,7	-
Araras	2015.1	200,2	99,3	170	65,6	82,4
	2015.2	178,9	98,7	230	67,4	83,1
	2016.1	200,7	99,3	250	67,9	83,6
	2016.2	175,1	98,6	230	67,4	83
	2017.1	61,2	93,4	120	63,5	78,5
	2017.2	50,1	92,5	60	59,3	75,9
Média Geométrica (MG)			96,9	MG	65,1	-

Fonte: autora.

5.2.4.1 Açude Carnaubal

Na interpretação dos resultados, para o açude Carnaubal, foram utilizadas as médias geométricas das concentrações de fósforo total e clorofila *a* para cálculo do IET(PT) e IET(CL), sendo o IET final resultante da média aritmética simples dos índice relativos ao fósforo total e à clorofila *a* de todos os anos pesquisados. A

equação representativa do cálculo final do IET do açude Carnaubal é expressa nos seguintes cálculos:

$$\text{IET} = [\text{IET (PT)} + \text{IET (CL)}] / 2$$

$$\text{IET} = 58,7 + 87,2 / 2$$

$$\text{IET} = 72,9$$

De acordo com os critérios estabelecidos pela CETESB, o enquadramento final para o IET do açude Carnaubal, conforme demonstra a Tabela 19, apresentou um estado trófico na classificação de reservatórios hipereutrófico, a média final contemplou o estágio mais avançado de eutrofização (SÃO PAULO, 2018).

Tabela 19 – IET médio do Açude Carnaubal, no período de 2012 a 2015

Estado Trófico	IET	Açude Carnaubal
Ultraoligotrófico	IET ≤ 47	
Oligotrófico	47 < IET ≤ 52	
Mesotrófico	52 < IET ≤ 59	
Eutrófico	59 < IET ≤ 63	
Supereutrófico	63 < IET ≤ 67	
Hipereutrófico	IET > 67	72,9

Fonte: autora.

Observa-se que houve variabilidade na qualidade da água em função da sazonalidade e condições hidrológicas do açude, a determinação do grau de eutrofização médio do açude Carnaubal pode não identificar todas as variações que ocorreram ao longo do período estudado, mas caracteriza bem a dinâmica sofrida com a falta de água para recompor a sua recarga.

Os resultados do açude Carnaubal mostram que no primeiro semestre de 2012, período chuvoso, o açude apresentou, durante o estudo, para índices de estado trófico, nível mesotrófico, com valor de IET igual a 58,7. Um corpo aquático mesotrófico apresenta produtividade intermediária, por possuir uma concentração média de nutrientes com ciclagem lenta, mas com variável concentração de microalgas e macrófitas que provocam baixo prejuízo aos usos múltiplos.

As análises quantitativas de fitoplâncton desse período mostram que os

organismos dominantes pertencem à classe Bacillariophyceae e Cryptophyceae, e, segundo Molisani *et al.* (2010), os organismos dessas classes são característicos de ambientes mesotróficos/eutróficos, corroborando com o resultado do IET do açude Carnaubal. Resultados semelhantes de IET mesotrófico e dessas classes de fitoplâncton foram encontrados por Bonfim (2013) em pesquisa realizada no mesmo açude e no mesmo período.

Nos demais anos estudados, períodos mais críticos da seca, houve um aumento no grau de trofia, passando a ser hipereutrófico com valores de IET variando entre 70,9 e 83,9, o que pode ocasionar alterações indesejáveis na qualidade da água, prejudicando os seus múltiplos usos.

No segundo semestre de 2014 o açude Carnaubal apresentava menos de 1% da sua capacidade e, os organismos dominantes nesse período pertencem à classe Cyanophyceae e Bacillariophyceae. A presença das cianobactérias foi evidenciada no resultados de clorofila *a* que obteve um valor de 199,7 µg/L, resultado bem superior aos valores registrados nos demais períodos estudados. Nesse mesmo período foi registrado o maior valor de IET 83,9, intensificando a hipertrofia no ambiente.

O IET se elevou, devido ao aumento na concentração do fósforo, que apresentou resultados acima do VMP (0,1 mg/L) definido na Resolução Conama nº 357/2005. Os valores de clorofila *a* também foram aumentando conforme o açude foi secando. Os resultados apresentados de IET hipereutrófico estão condizentes com o monitoramento realizado pela COGERH no açude Carnaubal, em todos os anos estudados (CEARÁ, 2018b).

Resultados semelhantes aos do açude Carnaubal para fósforo total e clorofila *a*, foram observados nos estudos de Viana *et al.* (2016), no reservatório Acauã localizado no estado da Paraíba, que destacou que as concentrações de fósforo total durante o período de estudo foram elevadas (acima de 100 µg/L). No reservatório Acauã as concentrações de clorofila *a*, tiveram valores mínimos de 21,57 µg/L, e máximos, 135,73 µg/L, com oscilações durante todo o período de estudo.

Esses resultados se confirmam com os estudos realizados por Sousa *et al.* (2007), em reservatórios do Ceará, que apresentaram estado eutrófico, tendendo algumas vezes para um estado hipereutrófico, e por Oliveira (2009), que mostrou um resultado com índices bem elevados que variavam de mesotrófico a hipereutrófico.

Em resumo, a eutrofização ocorre devido ao aumento da concentração de nutrientes em um dado ecossistema aquático, que tem como consequência o aumento da produtividade de diversos de seus compartimentos e alterações diversas sobre seu funcionamento. Como decorrência deste processo, o ecossistema aquático passa da condição de oligotrófico ou mesotrófico para eutrófico ou mesmo hipereutrófico (ESTEVES, 2011). Esse processo demonstra bem o que ocorreu no açude Carnaubal, tendo essa situação se agravado com a estiagem na região, que acaba concentrando mais ainda os nutrientes.

5.2.4.2 Açude Araras

Na interpretação dos resultados, para o açude Araras, foram utilizadas as médias geométricas das concentrações de fósforo total e clorofila *a*, obtidos na Tabela 18, para cálculo do IET (PT) e IET (CL), sendo o IET final resultante da média aritmética simples dos índices relativos ao fósforo total e à clorofila *a* de todos os anos pesquisados. A equação representativa do cálculo final do IET do açude Araras é expressa nos seguintes cálculos:

$$\text{IET} = [\text{IET (PT)} + \text{IET (CL)}] / 2$$

$$\text{IET} = 65,1 + 96,9 / 2$$

$$\text{IET} = 81$$

De acordo com os critérios estabelecidos pela CETESB, o enquadramento final para o IET do açude Araras, conforme demonstra a Tabela 20, apresentou um estado trófico na classificação de reservatório hipereutrófico (SÃO PAULO, 2018).

Tabela 20 – IET médio do açude Araras, no período de 2012 a 2015

Estado Trófico	IET	Açude Araras
Ultraoligotrófico	IET ≤ 47	
Oligotrófico	47 < IET ≤ 52	
Mesotrófico	52 < IET ≤ 59	
Eutrófico	59 < IET ≤ 63	
Supereutrófico	63 < IET ≤ 67	
Hipereutrófico	IET > 67	81

Fonte: autora.

Diante desse cenário o açude atingiu um elevado nível de eutrofização, com valores de IET variando entre 75,9 e 83,6. Mostrando que as águas do ambiente de estudo apresentavam maior enriquecimento por nutrientes com a intensa estiagem registrada no estado do Ceará. Um ambiente hipereutrófico apresenta consequências indesejáveis para seus múltiplos usos, podendo ocasionar episódios de floração de algas e mortandade de peixes.

Os resultados do açude Araras mostram que em todos os períodos analisados, devido a forte concentração de fósforo, ocorreu um aumento na produtividade de organismos fitoplanctônicos, e conseqüentemente na concentração de clorofila *a*. Estando esses resultados em desacordo com o padrão estabelecido pela Resolução Conama nº 357/2005.

Os valores apresentados de IET hipereutrófico estão condizentes com o monitoramento realizado pela COGERH no açude Araras, nos anos de 2015 e 2016, já para o ano de 2017, apresentou IET eutrófico (CEARÁ, 2018b). Esse fato, pode ter ocorrido devido a condições diferentes na época da coleta.

De acordo com Gianuzzi *et al.* (2011), muitas são as variáveis que atuam de maneira combinada desencadeando os processos de eutrofização. Se destacam o clima, as características geológicas e hidrológicas do sistema, a morfometria limnológica, a transparência da água devido ao material inorgânico em suspensão, o tempo de residência da água e a dinâmica interna de nutrientes. Contudo, a causa primária que desencadeia a passagem de um estado oligotrófico a um eutrófico é o aporte de nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio em uma taxa maior a que o sistema aquático pode processar.

Um estudo realizado pela Agência Nacional de Águas (ANA), mostra que os pontos mais críticos com relação ao IET (condição supereutrófica e hipereutrófica) encontram-se principalmente na região Nordeste, nos corpos d'água de pequeno e médio porte que recebem efluentes domésticos das regiões metropolitanas. Na região Nordeste, a questão da eutrofização é muito importante, pois a água acumulada nestes corpos d'água fica submetida à intensa evaporação, o que, juntamente com as escassas precipitações, concentra os sais e os compostos de fósforo e nitrogênio, acelerando a eutrofização e o conseqüente crescimento de microalgas e cianobactérias (BRASIL, 2018).

Em muitas cidades do Nordeste os corpos d'água recebem sem tratamento, os esgotos urbanos e os efluentes industriais que carregam material

orgânico rico em nutrientes e superam a capacidade depurativa do manancial, que é agravado devido à falta de chuvas na região. Essas fontes pontuais de poluição conduzem a uma queda na qualidade das águas e a um intenso processo de eutrofização, como o observado nos ambientes aquáticos avaliados.

Como pode ser observada, a situação tende a se agravar a cada ano, principalmente em anos de estiagem intensa, como a registrada no anos do estudo, implicando assim em um controle mais restrito dos seus múltiplos usos e dos lançamentos de efluentes ao longo do rio.

5.2.5 Doenças Notificadas no Município de Crateús

São quatro as principais classes de doenças relacionadas à água: problemas transmitidos pela água ingerida (fecal-oral); problemas contraídos durante o banho; problemas provocados pelo contato com água contaminada; e problemas relacionados a vetores que se reproduzem na água. Essas doenças resultam da baixa qualidade da água utilizada para beber, lavar e outras finalidades (BRASIL, 2011).

Dentre as doenças notificadas no município de Crateús (Tabela 21), e que tem relação com a água e as suas formas de armazenamento, merece destaque a dengue que durante a realização do estudo apresentou um número razoável de casos confirmados no ano de 2013, representando cerca de 1% dos casos de dengue confirmados no estado (CEARÁ, 2019a).

Tabela 21 – Casos confirmados das doenças de notificação compulsória em Crateús, no período de 2012 a 2017

Doenças	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Aids	6	2	2	3	7	2
Dengue	45	505	101	401	343	190
Hanseníase	21	19	11	9	12	6
Hepatite viral	3	18	3	5	3	4
Leishmaniose tegumentar	2	-	1	-	-	-
Leishmaniose visceral	2	7	11	3	3	2
Meningite	1	3	1	1	-	1
Tuberculose	27	27	24	25	23	25

Fonte: Ceará (2019a).

Essa doença está diretamente relacionada ao mosquito *Aedes Aegypti*,

que se prolifera em ambientes com água parada, uma situação comum no município de Crateús nesses anos de estiagem, pois devido às oscilações na distribuição da água e a sua falta em tempos mais críticos, quando dispunha desse recurso à população era obrigada a acumular o bem hídrico em recipientes para a sua subsistência. Fator esse que favoreceu a proliferação do mosquito *Aedes Aegypti*.

Outros fatores que favorecem os casos de dengue na cidade se devem principalmente pelas fragilidades na vigilância entomológica, além de mudanças sociais e ambientais ocasionadas pelo processo de urbanização, exigindo um substancial esforço do setor de saúde para minimizar a multiplicação do mosquito (PMC, 2015).

As doenças transmitidas pela água incluem aquelas em que a água serve de meio de transmissão, especialmente no que diz respeito a agentes patogênicos provenientes do excremento e que são passados pela água aos seres humanos. Entre elas estão à maioria das doenças entéricas e diarreicas causadas por bactérias, parasitas e vírus, tais como vibrião colérico, *Giardia sp.*, *Salmonella typhi* e rotavírus. A água de beber contaminada por excremento humano ou animal é a principal causa de doenças de veiculação hídrica. As primeiras doenças deste tipo identificadas foram a febre tifóide e a cólera, e ambas ainda representam graves problemas em muitas regiões do mundo (BRASIL, 2011).

A situação epidemiológica das doenças transmissíveis tem apresentado mudanças significativas, observadas através dos padrões de morbimortalidade em todo o mundo, oferecendo desafios aos programas de prevenção. Doenças como cólera, dengue, meningites, diarreias e gastroenterites persistem, representando importante problema de saúde pública, principalmente em países em desenvolvimento (PMC, 2015).

Os indicadores de saúde são constituídos por meio de dados relacionados aos casos de doenças ou mortes e são utilizados para avaliar o nível de saúde da população. Dentre os principais indicadores estão os de morbidade e mortalidade por diarreia e gastroenterite. Percebe-se que em 2013, no município de Crateús, houve 241 internações por diarreia e gastroenterite, o que representa cerca de 21,4% dos casos ocorridos na microrregião do Sertão de Crateús. Em relação ao número de óbitos, o município apresentou a única morte registrada na microrregião. Esses números revelam certa preocupação, que podem estar associados à deficiência na infraestrutura sanitária (PMC, 2015).

Em suma, a importância da água é inestimável, sendo comprovada ao se perceber sua íntima relação com a qualidade ambiental e de saúde humana. Um dos agravantes da deterioração dos recursos hídricos e da sua falta é a repercussão na saúde humana e no aumento da mortalidade infantil e das internações hospitalares, provocando também alterações no ciclo hidrológico, causando impactos na evaporação, no balanço hídrico e na biodiversidade dos sistemas aquáticos (TUNDISI, 2005).

6 CONCLUSÃO

Com a discussão dos resultados pode-se observar que as situações verificadas nos setores da bacia dos Sertões de Crateús – CE podem remeter à necessidade de uma intervenção planejada que privilegie práticas adequadas ao desenvolvimento sustentável, como o planejamento ambiental, voltado para a escassez hídrica na região e a qualidade da água.

Em suma, a gestão dos recursos hídricos deve considerar as peculiaridades locais, já que os sistemas socioambientais diferem de uma região para outra. Sendo interessante observar a dinâmica climática de secas e cheias, que seguem o ciclo natural do clima da região, para que assim possam estar preparados para o próximo ciclo de estiagem. Cada região necessita avaliar as implicações concretas de suas políticas, enfocando, no entanto, objetivos comuns como a qualidade de vida e ambiental.

A manutenção do equilíbrio ambiental é fundamental para o desenvolvimento sustentável, pois respeitar a capacidade de suporte do ambiente fornece subsídio para o crescimento socioeconômico e para a conservação dos recursos naturais. Os recursos hídricos são bens indispensáveis à humanidade, pois a escassez de água acaba por condicionar entraves ao desenvolvimento econômico, que acaba limitando o desenvolvimento social de regiões semiáridas do país, como o que está ocorrendo no sertão cearense, pois em tempos de crise hídrica a população da cidade de Crateús sofria com a busca por fontes de água, sendo os mais humildes os mais afetados com essa crise.

Sob esse prisma, as estratégias para o enfrentamento das secas recorrentes geralmente buscaram garantir a oferta de água por meio de ações que envolveram a perfuração de poços, construção de açudes e transporte de água

entre bacias.

As medidas adotadas, no entanto, transformaram o semiárido em uma das regiões com maior capacidade de armazenamento de água do mundo, mas não resolveram o problema da escassez de água. Nota-se que os impactos das secas foram atenuados, mas a insegurança hídrica persiste, pois a maioria das ações é de caráter emergencial e assistencialista, aliviando parcialmente a vida dos sertanejos. Apesar da ocorrência cíclica de períodos com baixa pluviometria, as tentativas de combate ao fenômeno quase sempre apresentaram propostas de curto prazo inapropriadas ao comportamento ambiental da região.

A pesquisa realizada na cidade de Crateús – CE, sobre a qualidade da água subterrânea demonstrou que o uso de dessalinizador é uma tecnologia eficiente. Sendo importante destacar que a dessalinização também remove nutrientes essenciais a fisiologia humana, com isso, para atender aos níveis mínimos de sais minerais, como cálcio e magnésio, por exemplo, recomenda-se a remineralização da água, através da adição de sais ou acrescentando um volume adequado de água bruta na água dessalinizada, pois a exposição prolongada à água desmineralizada pode ocasionar riscos à saúde.

Os resultados também mostraram que em alguns poços a água dessalinizada apresentou pH ácido, sendo recomendado a correção do mesmo, a fim de evitar problemas de saúde. No Brasil é comum as pessoas fazerem uso de água mineral natural, que geralmente é ácida, sendo recomendado a correção do pH dessas águas também.

Já a água subterrânea que não utiliza dessalinizador, apresenta alguns parâmetros em desacordo com a legislação, são eles, cloreto, dureza, nitrato, sódio e STD. Esses parâmetros limitam o seu uso, pois dependem da atividade para a qual se destinam, mas continuam sendo uma alternativa de fonte hídrica na região. Com exceção do ponto AS10, que apresentou todos os resultados de acordo com o VMP estabelecido na legislação vigente, nos demais poços os resultados das análises efetuadas indicam predominância de águas do tipo cloretada sódica, muito mineralizadas, contaminadas por nitrato, a níveis superiores ao estabelecido pela legislação brasileira.

Uma problemática da tecnologia do dessalinizador é a geração de rejeito, pois em alguns pontos o mesmo está sendo injetado na rede coletora de esgoto,

podendo aumentar a salinidade do corpo d'água receptor; ou sendo despejado diretamente no solo ou sendo utilizado em algumas atividades domésticas.

Uma alternativa viável na região de Crateús para o uso desse concentrado salino proveniente do processo de dessalinização seria na criação de caprinos e ovinos e na irrigação, com exceção do ponto RS07, que apresenta um rejeito com risco de salinidade excepcionalmente alto e risco de sódio muito elevado, sendo portanto, uma água com severas restrições para o seu uso na irrigação e dessedentação animal.

As análises físico-químicas realizadas na água subterrânea, além de avaliar a qualidade da água, servem também como suporte para se desenvolver uma modelagem, que direciona o sistema de dessalinização para qual tipo de membrana usar naquele determinado poço, de acordo com as características daquela água, minimizando assim, as manutenções nos sistemas de dessalinização e principalmente o seu abandono.

A falta de critérios de locação de poços, de programas de manutenção das obras de captação desses poços e os problemas de salinização das águas subterrâneas, tornam muito elevada à quantidade de poços abandonados e desativados nas áreas do cristalino nordestino, principalmente em períodos de chuvas regulares. Na cidade de Crateús, dos 42 poços construídos, 12 não apresentaram vazão, ocorrendo desperdício de tempo e dinheiro em tempos de escassez de água.

O contexto hidrogeológico da área deve ser motivo de pesquisa mais detalhada para subsidiar providências no sentido de controlar a exploração dos poços que captam águas de boa qualidade, de forma a evitar a contaminação desses poços. As águas subterrâneas surgem como uma alternativa para a subsistência humana em intensos períodos de estiagem.

Apesar da relevância da água subterrânea para o desenvolvimento socioeconômico, o Brasil ainda apresenta uma deficiência séria no conhecimento do potencial hídrico de seus aquíferos e da qualidade das suas águas. Os estudos regionais são poucos e encontram-se defasados. A maior parte dos estudos de qualidade da água subterrânea publicados mais recentemente tem caráter mais localizado.

Com relação à água superficial e aos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos que foram analisados, constatou-se que os açudes estudados

oferecem condições de uso, pois a grande maioria dos parâmetros analisados estava de acordo com a Resolução Conama nº 357/2005, e os que estavam acima do VMP estabelecido na legislação, são passíveis de serem corrigidos no tratamento da água. Para os usos múltiplos se devem levar em consideração os outros parâmetros analisados, sendo recomendado um tratamento convencional de suas águas para o abastecimento público.

Os resultados apresentados são muito significativos para a região de Crateús, que sofreu com a seca, pois mesmo com as adversidades da intensa estiagem a qualidade dos açudes corrobora para amenizar o sofrimento da população de Crateús.

Na comunidade fitoplanctônica dos açudes estudados, encontram-se organismos dominantes, dentre eles as cianobactérias. As análises qualitativas e quantitativas de fitoplâncton no açude Carnaubal mostram que os organismos dominantes em quase todo o período monitorado pertencem à classe Cryptophyceae e Bacillariophyceae. Já no segundo semestre de 2014 o organismo dominante no açude Carnaubal pertencem à classe Cyanophyceae, que apresentou resultados acima do VMP definido na legislação, com isso, foram realizadas análises de cianotoxinas na água bruta, mas os resultados apresentados estavam abaixo VMP estabelecido na portaria, ou seja, a cianobactéria presente no açude não era uma cepa tóxica.

Devido ao grande número de células/mL de cianobactérias no açude Araras, a qualidade dessa água está em desacordo com a legislação brasileira em todos os períodos monitorados, pois apresenta resultados acima do VMP, de 20.000 células/mL de cianobactérias, chegando em alguns períodos a quase 700.000 células/mL, devido a esse quantitativo recomenda-se que se realize análises de cianotoxinas na água bruta, dentre as toxinas analisadas, a saxitoxinas apresentou resultados acima do VMP estabelecido na legislação, essa toxina é neurotóxica e pode causar a morte. Com isso foram realizadas análises na água tratada, mas verificou-se que o tratamento da água estava sendo eficaz, pois conseguiu remover a toxina que estava diluída na água.

A presença de cianobactérias na água é considerada um problema de saúde pública, devido à produção de toxinas prejudiciais à saúde humana. Do ponto de vista ambiental e da saúde pública, é importante sempre manter atualizados os dados referentes à contaminação dos recursos hídricos, para direcionar políticas

públicas eficazes na solução destes problemas.

Um ponto que agrava a qualidade da água dos açudes é o intenso processo de eutrofização, configurado pela alta concentração de nutrientes, favorecendo o crescimento excessivo de fitoplâncton. O Índice de Estado Trófico, que leva em consideração a clorofila *a* e o fósforo total, se caracterizou como hipereutrófico em quase todos os períodos analisados no açude Carnaubal e no açude Araras. Um ambiente com esse grau de trofia apresenta consequências indesejáveis para seus múltiplos usos, podendo ocasionar episódios de floração de algas e mortandade de peixes.

Para uma melhor estruturação dos recursos hídricos na região, tem-se a promessa de conclusão de outro açude, que beneficiará a população crateuense, conhecido como Lago de Fronteiras, um açude de grande porte, que assim como o açude Carnaubal, vai represar o rio Poti. A obra está sendo realizada pelo DNOCS, com capacidade de acumulação de 490,00 hm³ (DNOCS, 2017). A barragem melhorará o abastecimento de água na área urbana de Crateús e na região rural do município, além de ampliar as práticas de piscicultura e irrigação na região dos Sertões de Crateús.

A qualidade das águas em tempos de escassez acaba por se tornar um fator secundário, pois a falta da mesma para as necessidades básicas torna-se um fator de sobrevivência, e depois de se ter água em quantidade para as atividades básicas, é que vem a preocupação, “será que essa é uma água de qualidade?”, essa é uma problemática vivida pela população de Crateús. Se olharmos a questão sob o prisma da qualidade, a preocupação com a disponibilidade de água é ainda maior. Pode-se dizer que estamos enfrentando uma grande crise de água: vamos continuar tendo água, mas será difícil utilizá-la.

O aporte de água é fundamental para garantir, água em quantidade, qualidade e regularidade para a atual e as futuras gerações. Ampliando a infraestrutura hídrica de forma racional e planejada visando, principalmente, a distribuição de água de forma sustentável, preservando a sua qualidade e dos ecossistemas, como um todo.

Logo, é necessária a adoção de políticas públicas nesta região do semiárido, constantemente afetada pela estiagem, de modo a garantir o aumento da oferta hídrica, através de infraestrutura de acumulação em reservatórios; construção de cisternas para o armazenamento adequado da água da chuva em reservatórios

familiares ou comunitários; perfuração e recuperação de poços, interligação de bacias, estímulo de práticas de reuso, além de melhoria da eficiência na demanda por água e da sua qualidade. Para tanto, deve-se priorizar medidas que visem o desenvolvimento sustentável e a educação ambiental.

A educação é um elemento indispensável para a transformação da consciência ambiental, sendo evidente a importância de se educar os futuros cidadãos brasileiros para que, como empreendedores, venham a agir de modo responsável e com sensibilidade, conservando o ambiente saudável no presente e para o futuro. E como participantes do governo ou da sociedade civil, saibam cumprir suas obrigações, exigir e respeitar os direitos próprios e os de toda a comunidade, tanto local como internacional.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, O. A. de. **Qualidade da água de irrigação**. Cruz das Almas: EMBRAPA, 2010. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/26783/1/livro-qualidade-agua.pdf>. Acesso em: 05 de ago. 2020.
- ALVES, M. C.; FERNANDES, F. J. L.; PONTES, E. T. M. Reservatório subterrâneo de água e perfuração de poços profundos nos Sertões de Crateús. *In*: I CONGRESSO INTERNACIONAL DA DIVERSIDADE DO SEMIÁRIDO, 2016, Campina Grande. **Anais...** Campina Grande: CONIDIS, 2016.
- AMINOT, A.; CHAUSSEPIED, M. **Manuel des analyses chimiques em milieu marin**. Paris: CNEXO (Centre national pour exploitation des océans), 1983.
- AMORIM, M. C. C. de *et al.*, Diagnóstico de sistemas de dessalinização de água salobra subterrânea em municípios do estado da Paraíba – Brasil. *In*: XIII CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 2004, Cuiabá. **Anais...** Cuiabá: ABAS, 2004.
- APHA. American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22. ed. 2012.
- AZEVEDO, S. M. F. O. Toxinas de cianobactérias: causas e consequências para a saúde pública. Medicina on line – **Revista Virtual de Medicina**, Rio de Janeiro, v. 1, n. 3, ano I, p. 1-16, 1998.
- BARROS, M. U. G. *et al.* Impact of filamentous cyanobacteria on the water quality of two tropical reservoirs. **Brazilian Journal of Water Resources**, Porto Alegre, v. 22, n. 6, 2017.
- BEZERRA, E. B. N. *et al.* Impactos da destinação do rejeito da dessalinização de água subterrânea em uma comunidade de Juazeirinho – PB. *In*: I CONGRESSO INTERNACIONAL DA DIVERSIDADE DO SEMIÁRIDO, 2016a, Campina Grande. **Anais...** Campina Grande: CONIDIS, 2016a.
- BEZERRA, R. D. *et al.* Avaliação do efluente do dessalinizador e da tilapicultura em São José do Seridó – RN. **HOLOS**, Natal, v. 7. 2016b.
- BICUDO, C.E.M.; MENEZES, M. **Gêneros de águas continentais do Brasil (chave para identificação e descrições)**. 2. ed. São Carlos: RiMa, 2006.
- BONFIM, F. de M. **Análise de impacto ambiental e da qualidade da água na zona urbana de Crateús – CE**. 2013. 150 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente). – Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013.
- BRASIL. Serviço Geológico do Brasil. Ministério de Minas e Energia. **Sistema de informações de águas subterrâneas**. Fortaleza: CPRM, 2019a. Disponível em: <http://siagasweb.cprm.gov.br/layout>. Acesso em: 22 abr. 2019.

BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Ministério da Saúde. **Resolução – RDC nº 316/2019**: dispõe sobre os requisitos sanitários da água do mar dessalinizada, potável e envasada. Brasília: ANVISA, 2019b.

BRASIL. Agência Nacional de Águas. **Portal da qualidade das águas**. Brasília: ANA, 2018. Disponível em: http://pnqa.ana.gov.br/rede/rede_panoramasuperficial.aspx. Acesso em: 20 ago. 2018.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria de consolidação nº 5**: anexo XX do controle e da vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília, 2017.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Seminário nacional saúde, ambiente e comunidades tradicionais**. Belo Horizonte: programa água doce, 2016.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Orientações técnicas dos componentes do programa água doce para implantação dos sistemas de dessalinização**. Brasília: programa água doce, 2015.

BRASIL. Agência Nacional de Águas. **Cuidando das águas**: soluções para melhorar a qualidade dos recursos hídricos. Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente. Brasília: ANA, 2011.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução Conama nº 396/2008**: dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. Brasília: CONAMA, 2008.

BRASIL. Serviço Geológico do Brasil e Universidade Federal do Ceará. Comportamento das bacias sedimentares da região semiárida do Nordeste brasileiro. **Hidrogeologia da bacia sedimentar de Lavras da Mangabeira**. Fortaleza: CPRM e UFC, 2007.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Inspeção sanitária em abastecimento de água**. Brasília: Ministério da Saúde, 2006. (Série A. Normas e Manuais Técnicos).

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução Conama nº 357/2005**: 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. Brasília: CONAMA, 2005.

BRASIL. Serviço Geológico do Brasil. Ministério de Minas e Energia. **Programa de recenseamento de fontes de abastecimento por água subterrânea no estado do Ceará**: diagnóstico do município de Crateús. Fortaleza: CPRM, 1998.

BRASIL. Ministério de Minas e Energia. **Levantamento de recursos naturais – Folha SB. v. 2**, Rio de Janeiro: RADAMBRASIL, 1973.

BRAZ, V. N. *et al.* Comparação entre as técnicas de tubos múltiplos e cromogênica na enumeração de coliformes em águas de praias. *In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*, 21., 2001, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: ABES, 2001.

CALIJURI, M. C. *et al.* **Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais.** São Carlos: RiMa, 2006.

CALIJURI, M. C. *et al.* Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP – Brazil). **Journal of Plankton Research**, Oxônia, v. 24, n. 7, p. 617-634, 2002.

CAVALCANTE J.C. *et al.* **Mapa geológico do estado do Ceará.** Fortaleza: CPRM, 2003.

CEARÁ. Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. **Qualigraf:** software para interpretação de análises físico-químicas, v.1.17. Fortaleza: FUNCEME, 2020. Disponível em: <http://www5.funceme.br/qualigraf>. Acesso em: 05 de ago. 2020.

CEARÁ. Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará. **Perfil básico municipal:** Crateús. Fortaleza: IPECE, 2019a. Disponível em: <https://ipece.ce.gov.br/perfil-municipal>. Acesso em: 24 abr. 2019.

CEARÁ. Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. **Séries históricas.** Fortaleza: FUNCEME, 2019b. Disponível em: <http://funceme.br/areas/monitoramento/download-de-serieshistoricas>. Acesso em: 28 abr. 2019.

CEARÁ. Superintendência de Obras Hidráulicas. **Relatório técnico dos poços perfurados no município de Crateús – CE.** Fortaleza: SOHIDRA, 2019c.

CEARÁ. Secretaria de Recursos Hídricos. **Sistema de informações dos recursos hídricos do estado do Ceará.** Atlas digital. Fortaleza: SRH, 2018a. Disponível em: <http://atlas.srh.ce.gov.br>. Acesso em: 08 fev. 2018. 2018a.

CEARÁ. Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos. **Portal hidrológico do Ceará:** nível dos açudes. Fortaleza: COGERH, 2018b. Disponível em: <http://hidro.ce.gov.br>. Acesso em: 8 abr. 2018. 2018b.

CEARÁ. Companhia de Água e Esgoto do Ceará. Operação de guerra. **Revista Cagece.** Fortaleza: Cagece, v. 7, p. 18-27, jan./fev./mar. 2018c.

CEARÁ. Companhia de Água e Esgoto do Ceará. **Laudos de análises de água.** Fortaleza: Cagece, 2018d.

CEARÁ. Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos. **Estudo hidrogeológico no aquífero Serra Grande.** Fortaleza: COGERH, 2016. Disponível em: <https://ceara.gov.br/2016/12/19/cogerh-faz-estudo-hidrogeologico-no-aquifero-serra-grande>. Acesso em: 28 dez. 2016. 2016.

CEARÁ. Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos. **Relatório consolidado dos encontros municipais dos Sertões de Crateús – CE**. Crateús: COGERH, 2011a.

CEARÁ. Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos. **Justificativa para a necessidade de divisão da bacia do Parnaíba em duas, resultando na criação da bacia da Serra da Ibiapaba e da bacia dos Sertões de Crateús**. Crateús: COGERH, 2011b.

CEARÁ. Secretaria dos Recursos Hídricos. Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos. **Inventário ambiental**: açude Carnaubal. Fortaleza: SRH e COGERH, 2011c.

CEARÁ. Assembleia Legislativa. **Caderno regional das bacias Poti-longá / Conselho de Altos Estudos e Assuntos Estratégicos**. In: SANTANA, E. W. de (coordenador). Fortaleza: INESP, 2009a. 112 p. : il. – (Coleção cadernos regionais do pacto das águas, v. 10).

CEARÁ. Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. Elaboração da base cartográfica de parte da mesorregião dos sertões cearenses. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 2009, Natal. **Anais...** Natal: FUNCEME, 2009b.

CEARÁ. Assembleia Legislativa do Estado do Ceará. **Cenário atual dos recursos hídricos do Ceará/ Conselho de Altos Estudos e Assuntos Estratégicos**. In: SANTANA, E. W. de (coordenador). Fortaleza: INESP, 2008. 174 p. : il. – (Coleção Pacto das Águas).

CEARÁ. Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos. **Diagnóstico institucional da região hidrográfica do Poti-Longá**. Fortaleza: COGERH, 2004.

CEARÁ. Companhia de Água e Esgoto do Ceará. **Programa de infra-estrutura básica em saneamento do estado do Ceará - SANEAR II**. Estudo de impacto ambiental e social – EIA. Crateús: Cagece, 2002.

CEARÁ. Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. **Classificação dos solos do Ceará**. Fortaleza: FUNCEME, 2000.

CEARÁ. Secretaria de Recursos Hídricos. Governo do Estado do Ceará. **Projeto de irrigação Realejo**: relatório de impacto ambiental. VBA Consultores, Fortaleza: SRH, 1986.

CHELLAPPA, N. T. *et al.* Phytoplankton community: indicator of water quality in the Armando Ribeiro Gonçalves Reservoir and Pataxó Channel, Rio Grande do Norte, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 69, n. 2, p. 241 – 251, 2009.

CHELLAPPA, N. T. *et al.* Phytoplankton community and physical-chemical characteristics of water in the public reservoir of Cruzeta, RN, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 68, n. 3, p. 477 – 494, 2008.

COCHÔA, A.; ANCIUTTI, M. Identificação de cianobactérias tóxicas em um corpo

hídrico no interior de Tangará, SC. **Unoesc & Ciência – ACBS**, Joaçaba, v. 1, n. 1, p. 29-36, jan./jun. 2010.

COLIN, B.; CANN, M. **Química ambiental**. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2011.

COSTA, J. A.; SILVA, D. F. da. Severidade de secas na bacia dos Sertões de Crateús – Índice de Anomalia de Chuva (IAC). *In*: CONGRESSO TÉCNICO CIENTÍFICO DA ENGENHARIA E DA AGRONOMIA, 2015, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza, 2015.

DNOCS. Departamento Nacional de Obras Contra a Secas. **Barragens**. Fortaleza: DNOCS, 2019. Disponível em: <https://dnocs.gov.br/~dnocs/barragens/araras/araras.htm>. Acesso em: 07 jul. 2019.

DNOCS. Departamento Nacional de Obras Contra as Secas. **Retomado os serviços de construção do lago de Fronteiras em Crateús – CE**. Fortaleza: DNOCS, 2017. Disponível em: <http://www2.dnocs.gov.br/gab-cs/3631-retomado-os-servicos-de-construcao-do-lago-de-fronteiras-em-crateus-ce>. Acesso em: 10 dez. 2017.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 2006..

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

FERNANDES, A. **Fitogeografia brasileira: províncias florísticas**. Fortaleza: Realce, 2006.

FERNANDES, A. **Fitogeografia brasileira**. Fortaleza: Multigraf, 2000.

FERREIRA, A. G.; MELLO, N. G. da S. Principais sistemas atmosféricos atuantes sobre a região Nordeste do Brasil e a influência dos oceanos pacífico e atlântico no clima da região. **Revista Brasileira de Climatologia**, Curitiba, v. 1, n. 1, 2005.

FRANCISCO, L. V. **Tales de Mileto: tudo Começa na Água**. Brasil Escola. Disponível em: <https://brasilecola.uol.com.br/filosofia/tales-mileto.htm>. Acesso em 23 de jan. de 2021.

FWR. Foundation for Water Reaserh. **Desalination for water supply**. Marlow: FWR, 2015. Disponível em: <http://www.fwr.org/desal.pdf>. Acesso em: 05 ago. 2020.

GIANUZZI, L. *et al.* **Cianobacterias como determinantes ambientales de la salud**. *In*: HANSEN M. (coordenador). Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Ministerio de Salud de la Nación, 2011.

GOMES, D. F. *et al.* Estudo hidroquímico e isotópico (^{18}O) do aquífero aluvião do rio Banabuiú – trecho Morada Nova – Ceará. **Revista de Geologia**, Fortaleza, v. 23, n. 1, p. 32 – 48, 2010.

GILLETTE-GUYONNET, S. *et al.* Cognitive impairment and composition of drinking water in women: findings of the EPIDOS Study. **The American Journal of Clinical Nutrition**, Oxônia, v. 81, n. 4, p. 897 – 902, 2005.

HELLER, L.; PÁDUA, V. L. de. **Abastecimento de água para consumo humano**. 2. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2010. 2v.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo demográfico de 2010**. Disponível em: <http://ibge.gov.br>. Acesso em: 07 jun. 2019.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Macrozoneamento geoambiental da bacia hidrográfica do rio Parnaíba/primeira divisão de geociências do Nordeste**. In: RIVAS, M. P. (coordenadora). Rio de Janeiro: IBGE, 1996.

IDEXX Laboratories. **One idexx drive**. São Paulo: IDEXX, 2017. Disponível em: <http://www.idexx.com/>. Acesso em: 23 abr. 2017.

IWATA, B de F.; CÂMARA, F de M. M. Caracterização ecológica da comunidade fitoplanctônica do rio Poti na cidade de Teresina. In: II CONGRESSO DE PESQUISA E INOVAÇÃO DA REDE NORTE NORDESTE DE EDUCAÇÃO TECNOLÓGICA, 2007, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa, 2007.

JARDIM, F. A. **Implantação e realização de análises de cianotoxinas com avaliação do potencial tóxico em estações de tratamento da COPASA, Minas Gerais**. 1999. 103 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1999.

KOMÁREK, J. **Cyanoprokaryota**. Parte 3: heterocytous genera. v. 19, n. 3. Berlin: Springer Spektrum, 2013.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. **Cyanoprokaryota**. Parte 1: Chroococcales. v. 19, n. 1. Berlin: Spektrum Akademischer Verlag, 2008a.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. **Cyanoprokaryota**. Parte 2: Oscillatoriales. . v. 19, n. 2. Berlin: Spektrum Akademischer Verlag, 2008b.

KUBITZA, F. **Qualidade da água no cultivo de peixes e camarões**. Jundia: Editora Kubitza, 2003.

LAMPARELLI, M. C. **Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 238 f. Tese (Doutorado em Ciências na Área de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LENZI, E.; FAVERO, L. O. B.; LUCHESE, E. B. **Química da água: ciência, vida e sobrevivência**. Rio de Janeiro: LTC, 2009.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 4. ed. Campinas: Átomo, 2016.

LIMA, E. C. **Planejamento ambiental como subsídio para gestão ambiental da bacia de drenagem do açude Paulo Sarasate Varjota – Ceará.** 2012. 201 f. Tese (Doutorado em Geografia) – Departamento de Geografia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2012.

LOPES, I. K. C. *et al.* Prevalence of paralytic shellfish poison-producing *Planktothrix agardhii* and *Cylindrospermopsis raciborskii* in a Brazilian semi-arid reservoir. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro, v. 27 n.2, p. 238-246, 2015.

LOPES, M. F. de O. *et al.* Avaliação da qualidade das águas subterrâneas no município de Ocara – CE. **Revista de Geologia**, Fortaleza, v. 21, n. 1, p. 35 – 48, 2008.

LUTAI, G. F. **Chemical composition of drinking water and the health of population.** (In Russian.) Gig Sanit, 1992, n.1, p. 13-15. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/252043662_Health_Risk_from_Drinking_De-mineralized_Water. Acesso em: 02 ago. 2020.

MACIEL, M. P. *et al.* Produção de girassol ornamental com uso de águas salobras em sistema hidropônico NFT. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 16, p. 165-172, 2012.

MELO, E. T. **Diagnóstico físico conservacionista da microbacia hidrográfica do riacho dos Cavalos – Crateús – Ceará.** 2008. 128 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2008.

MOLISANI, M. M. *et al.* Trophic state, phytoplankton assemblages and limnological diagnosis of the Castanhão Reservoir, CE, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro, v. 22, n. 1, p. 1 – 12, 2010.

MONARCA, S. *et al.* Review of epidemiological studies on drinking water hardness and cardiovascular diseases. **European Journal of Cardiovascular Prevention and Rehabilitation**, Londres, v. 13, p. 495–506, 2006.

MONTE, A. M. de S. **A planície fluvial do rio Poti nos municípios de Novo Oriente e Crateús – CE: os barramentos e suas repercussões socioambientais.** 2014. 125 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual do Ceará, Fortaleza, 2014.

MONTEIRO G. de S. **Arranjos de membranas de osmose inversa: avaliação e comparação do desempenho de pequenos sistemas.** 2009. 70 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2009.

MOTA, S. **Introdução à engenharia ambiental.** 5. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2012.

MOTA, S. **Urbanização e meio ambiente.** 4. ed. rev. Rio de Janeiro; Fortaleza: ABES, 2011.

NEVES, A. L. R. *et al.* Aspectos socioambientais e qualidade da água de dessalinizadores nas comunidades rurais de Pentecoste - CE. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 12, n. 1, 2017.

OLIVEIRA, R. R. A. **Estudo da qualidade ambiental do reservatório Pentecoste por meio do índice de estado trófico modificado**. 2009. 139 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2009.

OTTAVIANI, M. *et al.* La durezza dell'acqua destinata al consumo umano: riflessi sulla salute umana. **Notiziario dell'Istituto Superiore di Sanità**, Roma, v. 20. n. 3, p. 1-5, 2007. Disponível em: <https://www.physico.eu/pdf/notiziario-iss-durezza-acqua.pdf>. Acesso em: 05 ago. 2020.

PINTO FILHO, J. L. O.; SOUZA, R. F.; PETTA, A. R. Avaliação da água para consumo humano nas comunidades rurais do campo petrolífero Canto do Amaro, RN, Brasil. **Sustentabilidade em Debate**, Brasília, v. 9, n. 2, p. 102-119, 2018.

PMC. Prefeitura Municipal de Crateús. **Poços profundos**. Crateús: Coordenação de Proteção e Defesa Civil, 2018.

PMC. Prefeitura Municipal de Crateús. **Plano municipal de saneamento básico: abastecimento de água e esgotamento sanitário**. Crateús: PMSB, 2015.

PORTUGAL. **Diário da República Eletrônico**. Lisboa: DRE, 2020a. Disponível em: <https://dre.pt/pesquisa/-/search/114315237/details/maximized/>. Acesso em: 22 jul. 2020.

PORTUGAL. **Associação Portuguesa da Distribuição e Drenagem da Água**. Lisboa: APDA, 2020b. Disponível em: <https://www.apda.pt/site/upload/FT-QI-10-%20Dureza%20total.pdf>. Acesso em: 22 jul. 2020.

REYNOLDS, C. S. **The ecology of freshwater phytoplankton**. Cambridge: Cambridge University Press., 1984.

RIBEIRO, J. A. P. *et al.* Características hidroquímicas da faixa costeira leste da região metropolitana de Fortaleza – Ceará. *In: XVI CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS*, 2010, São Luís. **Anais...** São Luís, 2010.

RICHARDS, L. A. US Department of Agriculture. **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. Washington DC: USDA, 1954.

RICHTER, B. C.; KREITLER, C. W. **Geochemical techniques for identifying sources of ground-water salinization**. Boca Raton: CK. Smoley, 1993.

RONDEAU, V. *et al.* Aluminum and silica in drinking water and the risk of alzheimer's disease or cognitive decline findings from 15 year follow-up of the PAQUID cohort. **American Journal of Epidemiology**, Oxônia, v. 164, n. 4, p. 489 – 496, 2009.

SALES, M. C. L.; RAMOS, V. M.; OLIVEIRA, J. G. B. Climate and desertification in the Picos region. In: GAISER, T. (Org.). **Global change and regional impacts: water availability of ecosystems and society in the semiarid northeast of Brasil**. Berlim: Springer, 2003. p. 334-345.

SALES, M. I.; MARTINS, A. C.; SALES, S. M. C. **História de Crateús**. 4. ed. Crateús, 1997.

SALES, M. I.; MARTINS, A. C. **Resgate histórico: de piranhas à Crateús**. Fortaleza, 1995.

SANT'ANNA, C. L. *et al.* **Atlas de cianobactérias e microalgas de águas continentais brasileiras**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2012.

SANT'ANNA, C. L. *et al.* **Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras**. 10 ed. Rio de Janeiro: Interciência; São Paulo: SBFic., 2006.

SÃO PAULO. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo. Apêndice D - índices de qualidade das águas. **Índice do estado trófico**. São Paulo: CETESB, 2018. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br>. Acesso em 20 de junho. 2018.

SÃO PAULO. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Fitoplâncton de água doce: métodos qualitativo e quantitativo**. Norma técnica. São Paulo: CETESB, 2012.

SÃO PAULO. Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo. **Estudo hidrogeológico regional do estado do Rio Grande do Norte**. v. 9. São Paulo: IPT, 1982.

SENA, A. P. de. *et al.* O abastecimento emergencial da sede do município de Crateús: uma experiência exitosa como segurança hídrica e na solução de conflitos de uso de água no estado do Ceará. In: XIII SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 2016, Aracaju. **Anais...** Aracaju, 2016.

SERTÕES DE CRATEÚS. **Sertões de Crateús enfrentam o oitavo ano seguido de seca**. Crateús, 2017. Disponível em: <http://sertoesdecrateus.com.br/2017/06/22/serto-es-de-crateus-enfrentam-o-oitavo-ano-seguido-de-seca/>. Acesso em: 05 jan. de 2017.

SILVA, J. F. da.; NOBRE, F. W. O discurso da seca e da crise hídrica: uma análise do cinturão da água do Ceará. **Sustentabilidade em Debate**, Brasília, v. 7, Edição Especial, p. 22-37, 2016.

SOUSA, I. V. A. *et al.* Cálculo do índice de estado trófico com estudo de caso no reservatório Acarape do Meio. In: XVII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 2007, São Paulo. **Anais...** São Paulo, 2007.

TEIXEIRA, Z. A. *et al.* Hidrogeologia da região de Marco e Bela Cruz, estado do

Ceará. *In*: 1ST JOINT WORLD CONGRESS ON GROUNDWATER, 2000, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza, 2000.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Recursos hídricos no século XXI**. São Paulo: Oficina de Textos, 2011.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. 2. ed. São Carlos: RiMa, 2005.

VIANA, L. G. *et al.* Comparação de índices de avaliação de estado trófico em reservatório utilizado para abastecimento público durante período de seca, semiárido brasileiro. *In*: IV CONGRESSO BAIANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2016, Cruz das Almas. **Anais...** Cruz das Almas, 2016.

VILAGINÈS, R. **Eau, environnement et santé publique**. Introduction à l'hydrologie. 2. ed. Paris: EMI, 2003.

WHO. World Health Organization. **Nutrien in drinking water**. 2005. Disponível em: https://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/nutrientsindw.pdf?ua=1. Acesso em 20 de ago. 2020.

ZANELLA, M. E. As características climáticas e os recursos hídricos do estado do Ceará. *In*: SILVA, J. B. *et al.* (org.). **Ceará: um novo olhar geográfico**. Fortaleza: Edições Demócrito Rocha, 2005. p. 169-188.

ZOBY, J. L. G. Panorama da qualidade das águas subterrâneas no Brasil. XV CONGRESSO INTERNACIONAL DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NO BRASIL, 2008, Natal. **Anais [...]**. Natal, 2008.