



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

STEPHANIE DE OLIVEIRA SOUZA

VARIAÇÃO DE ÍNDICES IÔNICOS EM RESERVATÓRIOS NO SERTÃO
CEARENSE

FORTALEZA

2019

STEPHANIE DE OLIVEIRA SOUZA

VARIAÇÃO DE ÍNDICES IÔNICOS EM RESERVATÓRIOS NO SERTÃO CEARENSE

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (Recursos Hídricos), do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do Título de Mestre em Engenharia Civil. Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Fernando José Araújo da Silva.

FORTALEZA

2019

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)

S235v Souza, Stephanie de Oliveira.
Variação de índices iônicos em reservatórios no sertão cearense / Stephanie de Oliveira Souza. – 2019.
152 f. : il. color.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental, Fortaleza, 2019.
Orientação: Prof. Dr. Fernando José Araújo da Silva.

1. Trópico semiárido. 2. Salinidade. 3. Índices de qualidade de água. I. Título.

CDD 628

STEPHANIE DE OLIVEIRA SOUZA

VARIAÇÃO DE ÍNDICES IÔNICOS EM RESERVATÓRIOS NO SERTÃO CEARENSE

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (Recursos Hídricos), do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do Título de Mestre em Engenharia Civil. Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Aprovada em: 15/02/2019.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Fernando José Araújo da Silva (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Profa. Dra. Marisete Dantas de Aquino
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Dr. Rubens Sonsol Gondim
Embrapa Agroindústria Tropical

A Deus.

Aos meus pais, Antônio e Cláudia.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelas graças alcançadas durante todo o meu caminho.

Aos meus pais, Antônio Cardoso Souza e Antônia Cláudia de Oliveira Souza, por todo o apoio, dedicação e amor a mim concedidos.

Aos meus familiares, que sempre apoiaram e torceram por esse momento.

Aos professores, pelo conhecimento amplamente transmitido ao longo desse período de mestrado.

A todos os meus colegas de pós-graduação, em especial aos meus amigos de turma: Grazielly Lima, Gustavo Ross, Klayton Marques e Lucas Abreu, pelo companheirismo e amizade.

À Universidade Federal do Ceará, que me permitiu adquirir amplos conhecimentos através de sua infraestrutura como um todo.

Ao Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (DEHA), pela excelência e qualidade do programa de pós-graduação ofertado.

À FUNCAP, pela bolsa de mestrado a mim concedida.

Ao meu orientador, Fernando José Araújo da Silva, pela confiança, oportunidade, atenção, paciência, gentileza, orientação, amizade e conhecimentos a mim conferidos durante a elaboração deste trabalho.

À Companhia de Gestão de Recursos Hídricos (COGERH) e à Fundação Cearense de meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME), pelo fornecimento dos dados dos reservatórios do estudo.

Aos professores participantes da banca examinadora pelo tempo, pelas valiosas colaborações e sugestões.

A todos os servidores da UFC, que cooperaram de alguma forma para a minha formação profissional durante esse período de mestrado.

A todos, que de alguma forma contribuíram para que eu chegasse neste momento tão especial.

RESUMO

A escassez de água é desafio premente, sendo as regiões áridas e semiáridas as mais afetadas. Nessas regiões é comum a captação e armazenamento de água em reservatórios superficiais, que constituem a principal fonte de abastecimento para os múltiplos usos da água. O clima semiárido potencializa o processo de salinização das águas, o que representa um dos principais problemas de qualidade da água enfrentado em reservatórios destas regiões. Nesse contexto, avaliou-se a qualidade iônica das águas superficiais dos reservatórios cearenses Pereira de Miranda e Sítios Novos através do cômputo de índices de estabilidade da água, de qualidade da água para uso na irrigação e referentes ao conteúdo iônico. Complementarmente, foram determinados os índices de aridez. Realizou-se a abordagem estatística (testes de aderência, critério de informação de *Akaike*, testes de análise de variância (paramétrico e não paramétrico), correlação de *Pearson* e simulação de *Monte Carlo*) dos dados de qualidade de água desses reservatórios, fornecidos pela COGERH, referentes ao período de 2004 a 2014. Determinou-se a influência do ciclo climático anual e do nível operacional dos reservatórios, a variação temporal dos índices iônicos e o grau de falha dos principais parâmetros segundo o enquadramento legal. Os resultados apontaram águas do tipo cloretadas sódicas, evidenciando a influência da litologia local e a proximidade com o oceano. Os índices de aridez mostraram a tendência decrescente de precipitação e a vulnerabilidade da área à desertificação. Houve potencial corrosivo como indicado pela maioria dos índices de estabilidade da água. Quanto à adequação ao uso na irrigação, as águas eram de média salinidade, baixo risco de sodicidade, moderadamente duras e seguras para fins de irrigação, quanto a permeabilidade e o efeito perigoso do CO_3^{2-} e HCO_3^- . Os índices de qualidade da água referentes ao conteúdo iônico indicaram águas com baixa restrição e qualidade variando de boa a excelente. Correlações fortes entre a fração de volume disponível e diversos parâmetros iônicos foram obtidas. A turbidez e os sólidos dissolvidos totais apresentaram grau de falha mais significativo segundo os instrumentos normativos utilizados. As estações chuvosa e seca influenciaram a diferenciação significativa somente quanto aos índices de aridez, mesmo sendo perceptível no cômputo dos índices iônicos a deterioração da qualidade de água no período de estiagem. Conclui-se que a avaliação do conteúdo iônico das águas superficiais do Trópico Semiárido através de índices é uma excelente ferramenta para a gestão da qualidade desses recursos, indicando possíveis limitações de usos finais e norteador medidas preventivas e corretivas.

Palavras-chave: Trópico semiárido. Salinidade. Índices de qualidade de água.

ABSTRACT

Water scarcity is a pressing challenge, with arid and semi-arid regions being the most affected. In these regions, it's common to capture and store water for later use in surface reservoirs. These reservoirs serve as the main source of water during times of drought. The semi-arid climate enhances the process of water salinization, which is one of the main water quality issues faced in reservoirs located in these regions. The ionic quality of the surface waters of the Ceará reservoirs of Pereira de Miranda and Sítios Novos was evaluated through the calculation of water stability indexes, water quality for irrigation use and ion content. In addition, aridity indices were determined. The statistical approach (adhesion tests, Akaike's information criterion, variance analysis (parametric and non-parametric), Pearson's correlation and Monte Carlo simulation) of the water quality data of these reservoirs was provided by COGERH. The data was collected during the time period 2004-2014. The influence of the annual climate cycle as well as the operational level of the reservoirs, the temporal variation of the ionic indexes and the degree of failure of the main parameters were determined according to the legal framework. The results showed sodium chloride waters, evidently caused by the influence of the local lithology and the proximity to the ocean. The aridity indices showed the decreasing level of precipitation and the vulnerability of the area to desertification. There was corrosive potential as indicated by most water stability indices. Regarding the suitability for use in irrigation, the waters were of medium salinity, low sodium hazard, moderate hardness and safe for irrigation purposes regarding the permeability and the dangerous effect of CO_3^{2-} and HCO_3^- . The water quality indexes related to ionic content indicated water with low restriction and quality ranging from good to excellent. Strong correlations between the available volume fraction and several ionic parameters were obtained. Turbidity and total dissolved solids showed the most significant degree of failure according to the normative instruments used. The rainy and dry seasons showed statistically significant influences only in the aridity indices, however, the deterioration of the water quality in the drought period is perceptible in the other indices. It's concluded that the evaluation of the ionic content of the superficial waters of the Semi-Arid Tropic through indexes is an excellent tool for the management of the quality of these resources, indicating possible limitations of end uses and guiding preventive and corrective measures.

Keywords: Semi-Arid tropic. Salinity. Water quality indexes.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Diagrama para classificação das águas para irrigação.	41
Figura 2 – Classificação da água de irrigação baseada no Índice de Permeabilidade.	43
Figura 3 – Percentual de sódio <i>versus</i> condutividade elétrica.	46
Figura 4 – Reservatórios do estudo.	61
Figura 5 – Variação da precipitação na área do Açude Pereira de Miranda.	62
Figura 6 – Variação da precipitação na área do Açude Sítios Novos.	62
Figura 7 – Diagrama de Piper para as águas do açude Pereira de Miranda (Pentecoste) no período chuvoso (1º semestre de cada ano).	75
Figura 8 – Diagrama de Piper para as águas do açude Pereira de Miranda (Pentecoste) no período de estiagem (2º semestre de cada ano).	76
Figura 9 – Diagrama de Piper para as águas do açude Sítios Novos no período chuvoso (1º semestre de cada ano)	77
Figura 10 – Diagrama de Piper para as águas do açude Sítios Novos no período de estiagem (2º semestre de cada ano).	78
Figura 11 – Classificação das águas do açude Pereira de Miranda no período chuvoso segundo o diagrama de salinidade do USSL.	95
Figura 12 – Classificação das águas do açude Pereira de Miranda no período de estiagem segundo o diagrama de salinidade do USSL.	96
Figura 13 – Classificação das águas do açude Sítios Novos no período chuvoso segundo o diagrama de salinidade do USSL.	97
Figura 14 – Classificação das águas do açude Sítios Novos no período de estiagem segundo o diagrama de salinidade do USSL.	98
Figura 15 – Classificação das águas do açude Pereira de Miranda no período chuvoso segundo o diagrama de Wilcox.	104
Figura 16 – Classificação das águas do açude Pereira de Miranda no período de estiagem segundo o diagrama de Wilcox.	105
Figura 17 – Classificação das águas do açude Sítios Novos no período chuvoso segundo o diagrama de Wilcox.	106
Figura 18 – Classificação das águas do açude Sítios Novos no período de estiagem segundo o diagrama de Wilcox.	107

LISTA DE TABELAS

Tabela 1– Origem e íons frequentemente encontrados em águas naturais.....	25
Tabela 2 – Principais parâmetros empregados na caracterização iônica da água.....	26
Tabela 3 – Exemplos de limites de importantes variáveis de qualidade em águas superficiais doces de Classes 1, 2, 3 e 4 segundo à Resolução CONAMA N° 357/2005.	30
Tabela 4 – Valor Máximo Permitido (VMP) para alguns dos principais parâmetros de qualidade de água para fim potável segundo a PRC N° 05/17.....	31
Tabela 5 – Interpretação da qualidade da água para irrigação.....	32
Tabela 6 – Parâmetros associados a problemas de qualidade da água em processos industriais	34
Tabela 7 – Interpretação do Índice de Saturação de Langelier.	36
Tabela 8 – Interpretação do Índice de Estabilidade de Ryznar.	37
Tabela 9 – Interpretação do Índice de Larson-Skold.	37
Tabela 10 – Interpretação do Índice de Incrustação de Puckorius.....	38
Tabela 11 – Interpretação do Índice de Agressividade.....	39
Tabela 12 – Interpretação da Razão de Adsorção de Sódio e Condutividade Elétrica.	40
Tabela 13 – Interpretação do Carbonato de Sódio Residual.....	42
Tabela 14 – Interpretação do Índice de Permeabilidade.	42
Tabela 15 – Interpretação da Razão de Magnésio.	44
Tabela 16 – Interpretação da Razão de Kelly.	44
Tabela 17 – Interpretação do Percentual de Sódio.....	45
Tabela 18 – Interpretação da Dureza Total.....	47
Tabela 19 – Limites para os parâmetros utilizados na determinação do qi.....	49
Tabela 20 – Pesos dos parâmetros do IQA _M	49
Tabela 21 – Classes do IQA _M proposto por Meireles <i>et al.</i> (2010).	50
Tabela 22 – Limites para os parâmetros utilizados na determinação do qi.....	50
Tabela 23 – Pesos dos parâmetros selecionados para o IQA _{AN}	51
Tabela 24 – Limites e restrições das classes do IQA _{AN} para reservatórios no Ceará.	51
Tabela 25 – Normalização de valores dos parâmetros selecionados para o IQA _{DLM}	52
Tabela 26 – Normalização de valores dos parâmetros selecionados para o IQA _{DLM}	52
Tabela 27 – Peso atribuído aos parâmetros selecionados.....	53
Tabela 28 – Classes do IQA _{DLM} proposto por De La Mora-Orozco <i>et al.</i> (2017).	53
Tabela 29 – Pesos e parâmetros físico-químicos para o cálculo do IQA _{SV}	54

Tabela 30 – Classes do IQA _{SV} proposto por Sajitha e Vijayamma (2016).	54
Tabela 31 – Pesos de alguns parâmetros físico-químicos considerados.	55
Tabela 32 – Classes do IQA _Y proposto por Yidana e Yidana (2010).	55
Tabela 33 – Interpretação do Índice de Aridez de Lang.	57
Tabela 34 – Interpretação do Índice de Aridez de De Martonne.	58
Tabela 35 – Interpretação do Índice de Aridez – CONAMA N° 238/1997.	59
Tabela 36 – Características dos reservatórios do estudo.	61
Tabela 37 – Erro admissível nas análises dos íons maiores.	66
Tabela 38 – Índices de estabilidade da água.	67
Tabela 39 – Índices de qualidade da água para irrigação.	68
Tabela 40 – Índices IQA _{AN} , IQA _M e IQA _{DLM} referentes à salinidade e empregados para o estudo dos açudes Pentecoste e Sítios Novos.	69
Tabela 41 – Índices IQA _{SV} e IQA _Y referentes à salinidade e empregados para o estudo dos açudes Pentecoste e Sítios Novos.	70
Tabela 42 – Índices climáticos empregados no estudo.	71
Tabela 43 – Índice de Lang na área do Açude Pereira de Miranda.	79
Tabela 44 – Índice de Lang na área do Açude Sítios Novos.	80
Tabela 45 – Índice de De Martonne na área do Açude Pereira de Miranda.	80
Tabela 46 – Índice de De Martonne na área do Açude Sítios Novos.	81
Tabela 47 – Índice de Aridez (CONAMA 238/197) na área do Açude Pereira de Miranda. ...	82
Tabela 48 – Índice de Aridez (CONAMA 238/197) na área do Açude Sítios Novos.	82
Tabela 49 – Distribuições teóricas e testes de variância dos índices de aridez na área do Açude Pereira de Miranda.	83
Tabela 50 – Distribuições teóricas e testes de variância dos índices de aridez na área do Açude Sítios Novos.	84
Tabela 51 – Correlações entre os índices de aridez obtidos no estudo.	84
Tabela 52 – Índice de Saturação de Langelier nas águas do Açude Pereira de Miranda.	85
Tabela 53 – Índice de Saturação de Langelier nas águas do Açude Sítios Novos.	85
Tabela 54 – Índice de Estabilidade de Ryznar nas águas do Açude Pereira de Miranda.	86
Tabela 55 – Índice de Estabilidade de Ryznar nas águas do Açude Sítios Novos.	87
Tabela 56 – Índice de Estabilidade de Larson-Skold nas águas do Açude Pereira de Miranda	88
Tabela 57 – Índice de Estabilidade de Larson-Skold nas águas do Açude Sítios Novos.	88
Tabela 58 – Índice de Incrustação de Puckorius nas águas do Açude Pereira de Miranda.	89

Tabela 59 – Índice de Incrustação de Puckorius nas águas do Açude Sítios Novos.....	89
Tabela 60 – Índice de Agressividade nas águas do Açude Pereira de Miranda.....	90
Tabela 61 – Índice de Agressividade nas águas do Açude Sítios Novos.	91
Tabela 62 – Distribuições teóricas e testes de variância dos índices de estabilidade da água do Açude Pereira de Miranda.	92
Tabela 63 – Distribuições teóricas e testes de variância dos índices de estabilidade da água do Açude Sítios Novos.....	92
Tabela 64 – Correlações entre os índices de estabilidade da água.....	92
Tabela 65 – Razão de Adsorção de Sódio nas águas do Açude Pereira de Miranda.	93
Tabela 66 – Razão de Adsorção de Sódio nas águas do Açude Sítios Novos.	94
Tabela 67 – Carbonato de Sódio Residual nas águas do Açude Pereira de Miranda.....	99
Tabela 68 – Carbonato de Sódio Residual nas águas do Açude Sítios Novos.	99
Tabela 69 – Índice de Permeabilidade nas águas do Açude Pereira de Miranda.....	100
Tabela 70 – Índice de Permeabilidade nas águas do Açude Sítios Novos.	100
Tabela 71 – Razão de Magnésio nas águas do Açude Pereira de Miranda.	101
Tabela 72 – Razão de Magnésio nas águas do Açude Sítios Novos.	101
Tabela 73 – Razão de Kelly nas águas do Açude Pereira de Miranda.	102
Tabela 74 – Razão de Kelly nas águas do Açude Sítios Novos.....	102
Tabela 75 – Percentual de Sódio nas águas do Açude Pereira de Miranda.	103
Tabela 76 – Percentual de Sódio nas águas do Açude Sítios Novos.....	103
Tabela 77 – Dureza Total nas águas do Açude Pereira de Miranda.	108
Tabela 78 – Dureza Total nas águas do Açude Sítios Novos.....	108
Tabela 79 – Distribuições teóricas e testes de variância dos índices de qualidade da água para uso na irrigação para o Açude Pereira de Miranda.	109
Tabela 80 – Distribuições teóricas e testes de variância dos índices de qualidade da água para uso na irrigação para o Açude Sítios Novos.	110
Tabela 81 – Correlações entre os índices de qualidade da água para uso na irrigação.	110
Tabela 82 – IQA segundo Meireles <i>et al.</i> (2010) nas águas do Açude Pereira de Miranda.	111
Tabela 83 – IQA segundo Meireles <i>et al.</i> (2010) nas águas do Açude Sítios Novos.....	112
Tabela 84 – IQA segundo Araújo Neto <i>et al.</i> (2014) nas águas do Açude Pereira de Miranda	113
Tabela 85 – IQA segundo Araújo Neto <i>et al.</i> (2014) nas águas do Açude Sítios Novos.	113
Tabela 86 – IQA adaptado de De La Mora-Orozco <i>et al.</i> (2017) nas águas do Açude Pereira de Miranda.....	114

Tabela 87 – IQA adaptado de De La Mora-Orozco <i>et al.</i> (2017) nas águas do Açude Sítios Novos.	114
Tabela 88 – IQA adaptado de Sajitha e Vijayamma (2016) nas águas do Açude Pereira de Miranda.	115
Tabela 89 – IQA adaptado de Sajitha e Vijayamma (2016) nas águas do Açude Sítios Novos	116
Tabela 90 – IQA adaptado de Yidana e Yidana (2010) nas águas do Açude Pereira de Miranda	117
Tabela 91 – IQA adaptado de Yidana e Yidana (2010) nas águas do Açude Sítios Novos....	117
Tabela 92 – Distribuições teóricas e testes de variância dos índices de qualidade da água relativos ao conteúdo iônico das águas do Açude Pereira de Miranda.	118
Tabela 93 – Distribuições teóricas e testes de variância dos índices de qualidade da água relativos ao conteúdo iônico das águas do Açude Sítios Novos.....	118
Tabela 94 – Correlações entre os índices de qualidade da água relativos ao conteúdo iônico	119
Tabela 95 – Resultados mais representativos da análise da correlação de <i>Pearson</i> entre o nível operacional e outras variáveis nas águas do Açude Pereira de Miranda...	120
Tabela 96 – Resultados mais representativos da análise da correlação de <i>Pearson</i> entre o nível operacional e outras variáveis nas águas do Açude Sítios Novos.....	121
Tabela 97 – Resultados mais representativos da análise da correlação de <i>Pearson</i> entre o nível operacional e outras variáveis nas águas dos açudes do estudo.	121
Tabela 98 – Probabilidade de falha de determinados parâmetros referenciados na PRC 5/2017 do Ministério da Saúde nos açudes estudados.	123
Tabela 99 – Probabilidade de falha de determinados parâmetros referenciados na CONAMA 357/2005 nos açudes estudados.	123

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ACP	Análise de Componentes Principais
AF	Análise do Fatorial Multivariada
AIC	Critério de Informação de <i>Akaike</i>
Alc	Alcalinidade total
ANA	Agência Nacional de Águas
BIS	<i>Bureau of Indian Standards</i>
CE	Condutividade Elétrica
COGERH	Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do Ceará
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
D _{Ca}	Dureza de cálcio
DNOCS	Departamento Nacional de Obras Contra as Secas
DT	Dureza Total
ETP	Evapotranspiração potencial
FUNCEME	Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos
H _M	Profundidade média
IA	Índice de Agressividade
IA _C	Índice de Aridez - Resolução CONAMA N° 238/1997
IA _{dM}	Índice de Aridez de De Martonne
IA _L	Índice de Aridez de Lang
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ILS	Índice de Larson-Skold
IP	Índice de Permeabilidade
IQA _{AN}	Índice de Qualidade de Água proposto por Araújo Neto <i>et al.</i> (2014)
IQA _{DLM}	Índice de Qualidade de Água proposto por De La Mora-Orozco <i>et al.</i> (2017)
IQA _M	Índice de Qualidade de Água proposto por Meireles <i>et al.</i> (2010)
IQA _{SV}	Índice de Qualidade de Água proposto por Sajitha e Vijayamma (2016)
IQA _Y	Índice de Qualidade de Água proposto por Yidana e Yidana (2010)
KS	Teste de aderência de <i>Kolmogorov-Smirnov</i>
LSI	Índice de Saturação de Langelier
Na%	Percentual de Sódio
OMS	Organização Mundial da Saúde

P	Precipitação pluviométrica
PNCD	Política Nacional de Controle da Desertificação
PRC	Portaria de Consolidação
PSI	Índice de Incrustação de Puckorius
RAS	Razão de Adsorção de Sódio
RAS°	Razão de Adsorção de Sódio Corrigida
RK	Razão de Kelly
RMg	Razão de Magnésio
RMQA	Rede de Monitoramento da Qualidade da Água
RSC	Carbonato de Sódio Residual
RSI	Índice de Estabilidade de Ryznar
STD	Sólidos Totais Dissolvidos
T	Temperatura
T _{AR}	Temperatura do ar
Turb	Turbidez
UCCC	<i>University of California Commitee of Consultants</i>
UNEP	Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente
VMP	Valor Máximo Permitido
σ	Desvio Padrão
%Vol	Fração de volume disponível

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	18
1.1	Objetivos	20
<i>1.1.1</i>	<i>Objetivo geral.....</i>	<i>20</i>
<i>1.1.2</i>	<i>Objetivos específicos</i>	<i>20</i>
1.2	Estrutura da dissertação	20
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	22
2.1	Mudança climática e qualidade da água – contexto no semiárido brasileiro	22
2.2	Conteúdo iônico de águas superficiais	24
2.3	Conteúdo iônico da água e conformidade da qualidade	26
<i>2.3.1</i>	<i>Classificação das águas quanto à qualidade.....</i>	<i>27</i>
<i>2.3.2</i>	<i>Padrão de potabilidade da água.....</i>	<i>30</i>
2.4	Qualidade da água para irrigação	31
2.5	Qualidade da água para indústria	32
2.6	Índices iônicos.....	34
<i>2.6.1</i>	<i>Índices de estabilidade da água - incrustação e corrosividade.....</i>	<i>34</i>
<i>2.6.1.1</i>	<i>Índice de Saturação de Langelier.....</i>	<i>35</i>
<i>2.6.1.2</i>	<i>Índice de Estabilidade de Ryznar</i>	<i>36</i>
<i>2.6.1.3</i>	<i>Índice de Larson-Skold</i>	<i>37</i>
<i>2.6.1.4</i>	<i>Índice de Incrustação de Puckorius</i>	<i>37</i>
<i>2.6.1.5</i>	<i>Índice de Agressividade</i>	<i>38</i>
<i>2.6.2</i>	<i>Índices de qualidade da água para uso na irrigação</i>	<i>39</i>
<i>2.6.2.1</i>	<i>Razão de Adsorção de Sódio.....</i>	<i>39</i>
<i>2.6.2.2</i>	<i>Carbonato de Sódio Residual.....</i>	<i>41</i>
<i>2.6.2.3</i>	<i>Índice de Permeabilidade</i>	<i>42</i>
<i>2.6.2.4</i>	<i>Razão de Magnésio.....</i>	<i>43</i>
<i>2.6.2.5</i>	<i>Razão de Kelly.....</i>	<i>44</i>
<i>2.6.2.6</i>	<i>Percentual de Sódio</i>	<i>44</i>
<i>2.6.2.7</i>	<i>Dureza Total</i>	<i>46</i>
2.7	Índices de qualidade da água baseados no conteúdo iônico.....	47
<i>2.7.1</i>	<i>Índices referentes ao conteúdo iônico das águas superficiais e subterrâneas</i>	<i>48</i>
2.8	Índices climáticos.....	55

2.8.1	<i>Índice de aridez de Lang</i>	56
2.8.2	<i>Índice de aridez De Martonne</i>	57
2.8.3	<i>Índice de aridez – CONAMA 238/1997</i>	58
3	METODOLOGIA	60
3.1	Tipo de estudo	60
3.2	Reservatórios do estudo	60
3.2.1	<i>Açude Pereira de Miranda</i>	63
3.2.2	<i>Açude Sítios Novos</i>	63
3.3	Dados dos reservatórios em estudo	64
3.4	Balanco iônico	65
3.5	Índices empregados no estudo	66
3.5.1	<i>Índices de estabilidade da água</i>	66
3.5.2	<i>Índices de qualidade da água para uso na irrigação</i>	67
3.5.3	<i>Índices de qualidade da água quanto à salinidade</i>	68
3.5.4	<i>Índices climáticos</i>	70
3.6	Abordagem quantitativa	71
3.6.1	<i>Recursos computacionais</i>	73
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	74
4.1	Classificação iônica das águas dos açudes do estudo	74
4.2	Índices de aridez	79
4.2.1	<i>Análises estatísticas - índices de aridez</i>	83
4.3	Índices de estabilidade da água	84
4.3.1	<i>Índice de Saturação de Langelier</i>	84
4.3.2	<i>Índice de Estabilidade de Ryznar</i>	86
4.3.3	<i>Índice de Larson-Skold</i>	87
4.3.4	<i>Índice de Incrustação de Puckorius</i>	88
4.3.5	<i>Índice de Agressividade</i>	90
4.3.6	<i>Análise estatística - índices de estabilidade da água</i>	91
4.4	Índices de qualidade da água para uso na irrigação	93
4.4.1	<i>Razão de Adsorção de Sódio</i>	93
4.4.2	<i>Carbonato de Sódio Residual</i>	98
4.4.3	<i>Índice de Permeabilidade</i>	99
4.4.4	<i>Razão de Magnésio</i>	100
4.4.5	<i>Razão de Kelly</i>	101

4.4.6	<i>Percentual de Sódio</i>	103
4.4.7	<i>Dureza Total</i>	107
4.4.8	<i>Análises estatísticas - índices de qualidade da água para uso na irrigação</i>	108
4.5	Índices de qualidade da água baseados no conteúdo iônico	110
4.5.1	<i>IQA segundo Meireles et al. (2010)</i>	110
4.5.2	<i>IQA segundo de Araújo Neto et al. (2014)</i>	112
4.5.3	<i>IQA adaptado de De La Mora - Orozco et al. (2017)</i>	113
4.5.4	<i>IQA adaptado de Sajitha e Vijayamma (2016)</i>	115
4.5.5	<i>IQA adaptado de Yidana e Yidana (2010)</i>	116
4.5.6	<i>Análises estatísticas - índices de qualidade da água relativos ao conteúdo iônico.</i>	117
4.6	Influência do nível operacional dos reservatórios	119
4.7	Garantia de qualidade da água	122
5	CONCLUSÃO	125
	REFERÊNCIAS	127
	APÊNDICE A – PARÂMETROS REFERENTES AOS AÇUDES	140
	APÊNDICE B – MATRIZ DE CORRELAÇÃO DE PEARSON ($\alpha = 0,05$)	144
	APÊNDICE C – GRÁFICOS DE PROBABILIDADE DE FALHA	145

1 INTRODUÇÃO

A água doce é um recurso escasso, com apenas 2,5% do volume hídrico total disponível no planeta, sendo a maior parte localizada em ambiente subterrâneo (SILVA *et al.*, 2013). Ao mesmo tempo, é crescente a demanda por recursos hídricos em razão de crescimento populacional, da poluição da água, do progresso econômico e tecnológico, das mudanças no uso do solo e das incertezas climáticas. Desta forma, a disponibilidade de água doce no futuro pode ser considerada incerta (OKELLO *et al.*, 2015).

O desafio da água é mais proeminente em regiões áridas e semiáridas. Este é o caso do Nordeste brasileiro, que é a região semiárida mais densamente habitada no mundo. Nesta, a escassez de água é o principal problema enfrentado, e é um fator limitante para o desenvolvimento e sobrevivência (MARENGO, 2010; GARCIA *et al.*, 2015). No Trópico Semiárido, o comportamento irregular das chuvas, em sua distribuição e intensidade, e a intensa evaporação, grande responsável pelo balanço hídrico negativo, ocasionam secas recorrentes. Assim, o regime pluviométrico irregular, ao longo do tempo e no espaço, caracteriza as duas únicas estações existentes: período chuvoso (denominado inverno) e período de estiagem (denominado verão) (ARAÚJO NETO *et al.*, 2015; FERREIRA *et al.*, 2015). O estado do Ceará é a unidade federativa com maior percentual de população inserida na região do semiárido (55,9%) e o terceiro em relação à sua área territorial (86,7%). Alcança 150 municípios no Ceará (IBGE, 2011).

No semiárido brasileiro, historicamente, o cenário de escassez hídrica tem sido enfrentado com a implantação de reservatórios artificiais (AMMAR *et al.*, 2017). Há milhares de reservatórios, denominados açudes, com a finalidade de armazenar água para os períodos de estiagem. O Departamento Nacional de Obras Contra as Secas (DNOCS), autarquia federal, encetou o Programa de Açudagem no final da primeira década do século 20. Consistia na implantação de uma infraestrutura hídrica capaz de tornar o semiárido nordestino resistente às secas (MELO, 2005; SOUZA; SUERTEGARAY; LIMA, 2010). Desta forma, o semiárido nordestino se torna a região com maior densidade de reservatórios com usos múltiplos do país. Estimava-se no início deste século que somente no estado do Ceará o número de açudes, de todos os tipos e tamanhos, era de cerca de 30.000 (MENESCAL *et al.*, 2001).

Em 1832, o Poder Público Estadual escolheu a alternativa da açudagem para o Ceará, como forma de armazenar água nos períodos chuvosos, com o fim de atender às demandas nos períodos secos (PEIXOTO, 1994). No Ceará, os reservatórios são estratégicos e possuem diferentes finalidades, como a regularização dos cursos d'água para manutenção dos

rios perenes; fornecimento de água para as áreas urbanas; favorecimento da produção de culturas de valor econômico mais significativo, incremento da produção de peixe e de camarão; aumento do comércio, turismo e da industrialização regional, além de suavizar as enchentes em anos com precipitação acima da média (LEÃO *et al.*, 2013).

Até meados dos anos 1980, a implantação da maior parte dos açudes não contava com um estudo hidrológico adequado. Para reservatórios a serem implantados a potencialidade hidrológica não foi propriamente considerada, conforme destaca Santiago (1984). Em muitos casos ocorreu um “superdimensionamento” dos açudes, que contribuiu para um progressivo processo de salinização (MOLLE, 1994). Além desse fato, as altas taxas de evaporação potencializam o processo de salinização da água nos reservatórios superficiais. Também, as mudanças climáticas atuam reduzindo as precipitações e aumentando a evaporação, principalmente nas regiões áridas e semiáridas (BIGHASH; MURGULET, 2015). A influência das condições climáticas do semiárido nordestino pode tornar as águas dos reservatórios superficiais em verdadeiros depósitos de elementos químicos, cuja fonte é representada pela água de drenagem associada à precipitação sobre a área da bacia hidrográfica (MEIRELES *et al.*, 2007).

Os açudes do Nordeste brasileiro tendem a apresentar níveis de concentração de sais mais elevados no período de estiagem, quando a temperatura e a evapotranspiração na região são mais elevadas, que pode ocasionar danos ao meio ambiente e sérios reflexos socioeconômicos (SILVA JÚNIOR; GHEYI; MEDEIROS, 1999). O teor de sais minerais dissolvidos na água determina seu grau de salinização, que pode restringir ou inviabilizar certos usos, como irrigação, dessedentação animal, abastecimento humano e potabilização da água (ANA, 2005). Os principais constituintes iônicos da água são os cátions: cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), sódio (Na^+) e potássio (K^+); e os ânions: bicarbonato (HCO_3^-), carbonato (CO_3^{2-}), cloreto (Cl^-), nitrato (NO_3^-) e sulfato (SO_4^{2-}). Como ressaltado, a variação desses íons na água é influenciada pelo clima, por trocas com o sedimento, com o ambiente terrestre e pelas atividades humanas (PEAVY; ROWE; TCHOBANOGLIOUS, 1985; HOUNSLOW, 1995).

As condições climáticas e o balanço hídrico do açude podem colocar em situação de risco a qualidade das águas represadas (FUNCEME, 2002). Isto pode resultar em limitações de uso. O progressivo processo de salinização dos açudes durante períodos de estiagem, por efeito da evaporação e quadra chuvosa incerta, constitui frequente e relevante ameaça. Em razão disto, o conhecimento do conteúdo iônico das águas superficiais, bem como a representação de seus atributos iônicos através de índices, é primordial para avaliação da qualidade da água desses reservatórios. É possível apontar limitações potenciais de uso e tornar-se uma ferramenta

para a gestão da água. Também, uma melhor compreensão do processo de salinização de reservatórios pode subsidiar a ponderação da vulnerabilidade hídrica quanto à qualidade das águas superficiais do Trópico Semiárido.

1.1 Objetivos

1.1.1 Objetivo geral

Avaliar a variação do conteúdo iônico e dos índices iônicos determinantes da qualidade das águas dos reservatórios Sítios Novos e Pereira de Miranda, localizados em bacias cearenses, sob condição de estiagem prolongada.

1.1.2 Objetivos específicos

Este trabalho deve atender aos seguintes objetivos específicos:

- a) determinar, dentre os íons maiores, aqueles com maior representatividade para a salinidade das águas nos reservatórios do estudo;
- b) computar e avaliar os índices de qualidade de água relativos à salinidade das águas nos reservatórios;
- c) verificar correlações existentes entre os diferentes índices iônicos, com estabelecimento de funções representativas;
- d) verificar a influência do nível operacional dos reservatórios sobre o conteúdo iônico das águas;
- e) estimar a garantia de qualidade da água em relação ao conteúdo iônico das águas dos reservatórios do estudo.

1.2 Estrutura da dissertação

A presente dissertação está dividida em cinco capítulos. O capítulo inicial introduz o tema, apresenta uma hipótese primária com a devida motivação do estudo, os objetivos e a organização do trabalho. O capítulo subsequente traz o referencial teórico acerca do tema do estudo, de forma mais aprofundada, para subsidiar a discussão pertinente.

O Capítulo 3 traz a metodologia empregada com a indicação do tipo de estudo, da

caracterização da área do estudo e dos reservatórios, dos parâmetros analíticos, dos índices utilizados e da abordagem estatística. Os resultados são apresentados no Capítulo 4, ensejando uma discussão científica e consonante com os objetivos da dissertação.

Finda-se texto com o Capítulo 5, em que são apresentadas as conclusões do estudo, sugestões e recomendações relevantes. Seguem ao final, as referências bibliográficas e os apêndices.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Mudança climática e qualidade da água – contexto no semiárido brasileiro

O tema “Mudanças Climáticas” atrai atenção para estudo e discussão devido à significativa ligação com o meio ambiente e sua escala global. Refere-se às alterações de longo prazo no sistema clima, quanto à temperatura, precipitação, evapotranspiração, frequência e intensidade de eventos extremos (YADAV; LAL, 2018). Essas alterações afetam o ciclo hidrológico, de maneira que temperaturas mais elevadas e taxas crescentes de evaporação podem alterar diretamente os sistemas de suprimento e uso da água.

À medida que aumenta a demanda por água doce no mundo, sua disponibilidade deverá diminuir em muitas regiões devido às mudanças climáticas. De acordo com o Quinto Relatório Científico do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas AR5, a temperatura média global poderá aumentar em cerca de 4 °C até 2100, afetando gravemente a disponibilidade dos recursos hídricos e a demanda por água em todo o mundo (KUMAR *et al.*, 2017).

Caso as tendências observadas no clima das últimas décadas prossigam no futuro, os impactos sobre os recursos hídricos aumentarão em magnitude, gravidade e diversidade (WATER, 2014). Destacam-se entre esses impactos: redução e alteração do tempo de escoamento da água nas bacias, intrusão salina advinda da elevação do nível do mar e maior frequência de eventos extremos, como secas e inundações (KUSANGAYA *et al.*, 2014; PARRY *et al.*, 2007).

No contexto acima, as secas têm destaque em regiões semiáridas. Estes eventos se caracterizam como uma perturbação no regime climático e hidrológico natural, que pode afetar os parâmetros determinantes da qualidade da água de múltiplas formas. Portanto, torna-se necessário conhecer melhor as decorrências dessa perturbação sobre a qualidade da água para prevenir e administrar os seus impactos adversos (MOSLEY, 2015).

A principal manifestação da variabilidade climática no Nordeste brasileiro é a seca. O semiárido brasileiro se caracteriza pelo alto potencial para evaporação da água, em função da enorme disponibilidade de energia solar e altas temperaturas do ar (MARENGO, 2008, 2010). A região é mais exposta aos riscos da variabilidade climática e a uma possível “aridização”, com subsequente desertificação. Essa elevada evaporação e a grande variabilidade interanual dos deflúvios proporcionam uma significativa oscilação na disponibilidade hídrica em superfície. Nos últimos anos, o semiárido nordestino vem

apresentando estações chuvosas mais curtas. Caso isto se firme, no futuro, a região se tornará árida e com clima mais quente (PBMC, 2013; RIBEIRO NETO; PAZ; SILVA, 2016).

As águas superficiais do Nordeste do Brasil são provenientes principalmente das chuvas sobre as bacias hidrográficas contidas na própria região (NOBRE, 2012). Reduções nos totais pluviométricos anuais são projetadas para o Nordeste e a Amazônia até finais do século XXI. Espera-se uma redução de até 2,5 mm/dia para o semiárido nordestino na estação chuvosa. Para todo o Brasil, as projeções indicam elevação da temperatura do ar e de extremos de calor, bem como elevação da frequência e intensidade de dias secos consecutivos no Nordeste e no leste da Amazônia. Com efeito, as secas aumentarão em frequência e intensidade no Nordeste do Brasil em virtude das mudanças climáticas (PARRY *et al.*, 2007; NOBRE, 2012; MARENGO, 2014).

No Estado do Ceará, porção setentrional do semiárido brasileiro, a variabilidade temporal e espacial das chuvas é uma das mais altas do mundo. A estação chuvosa está concentrada entre os meses de fevereiro e maio, representando cerca de 70% da precipitação anual (GUTIÉRREZ *et al.*, 2014; CORTEZ; LIMA; SAKAMOTO, 2017). A ocorrência de secas no semiárido nordestino está frequentemente relacionada com o fenômeno *El Niño-Oscilação Sul* (ENOS), que causa irregularidades expressivas na quantidade e na distribuição temporal e espacial das chuvas no Ceará (CARVALHO, 2012; GUTIÉRREZ *et al.*, 2014).

A disponibilidade e a qualidade da água são consequências não apenas de uma possível mudança climática, mas também da acentuada variabilidade do clima presente. Caso essas mudanças ocorram, com redução nas precipitações, a quantidade e a qualidade da água diminuirão. Em paralelo, os poluentes antrópicos também apresentarão maior irregularidade, em decorrência das alterações ambientais (DURAN-ENCALADA *et al.*, 2017). Em vista disso, períodos de seca podem ocasionar grande deterioração na qualidade da água, causando elevação da salinidade, temperatura e eutrofização (VAN VLIET; ZWOLSMAN, 2008).

No Ceará, a operação dos açudes indica que no período seco, julho a dezembro, o volume evaporado é no mínimo o dobro do volume utilizado, e os valores podem se equivaler em circunstância de intenso consumo. Essa conjuntura favorece o aumento da salinidade das águas armazenadas nos açudes, o que pode limitar sua adequação à irrigação, ao consumo humano e aos usos industriais (PAULINO; TEIXEIRA, 2012).

A redução do volume hídrico reservado, bem como do fluxo de água que aporta nos reservatórios promovem elevação da salinidade por efeito da redução da diluição e incremento da concentração. Além disso, a elevação da temperatura do ar e os longos tempos de detenção hidráulica podem acarretar nos sistemas lacustres aumentos de temperatura, estratificação,

produção algal, turbidez e redução na concentração de oxigênio dissolvido (BALDWIN *et al.*, 2008; MOSLEY, 2015). Dessa forma, a elevação da temperatura da água e variações em seu escoamento superficial podem provocar mudanças adversas na qualidade da água, que afetarão os ecossistemas, os múltiplos usos da água e a saúde humana como um todo (DELPLA *et al.*, 2009; PARRY *et al.*, 2007).

2.2 Conteúdo iônico de águas superficiais

Conhecer o conteúdo iônico da água é primordial quando se deseja avaliar a sua qualidade para diferentes usos. Cada fim exige um conjunto de descritores de qualidade que devem ser respeitados, com o propósito de que a atividade consumidora se sustente ao longo do tempo. É evidente que a qualidade iônica da água utilizada para produção de alimentos na indústria, não deve ser a mesma requerida em outras atividades, como em paisagismo com gramíneas.

Todas as águas naturais possuem espécies iônicas dissolvidas provenientes de diferentes fontes de solutos, tipicamente dos mecanismos de transporte de massa, do contato com diferentes depósitos minerais, do intemperismo e erosão de rochas e solos (HEM, 1989; HOUNSLOW, 1995). A localização geográfica e o histórico de detenção hidráulica da água também afetam a distribuição dessas espécies. Portanto, as propriedades da água podem mudar com o tempo e o espaço (TCHOBANOGLIOUS; SCHROEDER, 1985).

Compostos químicos em corpos d'água são fortemente influenciados pelos usos da água na bacia hidrográfica, pelos ciclos hidrológicos e biológicos (BRAINWOOD; BURGIN; MAHESHWARI, 2004). Sener, Sener e Davraz (2017) destacam que as interações entre a água e as unidades litológicas pelas quais ela flui também influem fortemente sobre a química e a qualidade da água. No caso dos reservatórios superficiais, os volumes armazenados são abastecidos essencialmente por água de drenagem. Este caudal resulta de precipitação sobre a bacia e carrega consigo concentrações de sais e elementos que refletem as propriedades das rochas e dos solos por ela lavados durante os processos de escoamento superficial e percolação (ARAÚJO NETO *et al.*, 2014).

Nas águas superficiais, os íons maiores são provenientes de duas fontes principais: atmosfera, onde os íons se dissolvem em água da chuva quando da sua condensação, e intemperismo de solos e rochas da bacia (BRAINWOOD; BURGIN; MAHESHWARI, 2004). Os íons presentes em quantidades mais significativas são: cálcio, magnésio, sódio, potássio, cloreto, bicarbonato, sulfato e nitrato. Constituintes químicos menores, como amônia, nitrato,

carbonato e sulfeto, podem estar presentes devido às atividades bióticas, por bactérias e algas, principalmente. Também, são encontradas nas águas naturais uma variedade de espécies inorgânicas, como os metais pesados, que são principalmente de origem antrópica (TCHOBANOGLIOUS; SCHROEDER, 1985). As impurezas iônicas usualmente encontradas na maioria das águas naturais estão na Tabela 1.

Tabela 1- Origem e íons frequentemente encontrados em águas naturais.

Origem	Conteúdo iônico	
	Cátions	Ânions
Contato da água com minerais, solos e rochas	Ca ²⁺ , Fe ²⁺ , Mg ²⁺ , Mn ²⁺ , K ⁺ , Na ⁺ , Zn ²⁺	HCO ₃ ⁻ , CO ₃ ²⁻ , Cl ⁻ , F ⁻ , NO ₃ ⁻ , OH ⁻ , PO ₄ ³⁻ , H ₂ BO ₃ ⁻ , H ₃ SiO ₄ , SO ₄ ²⁻
Atmosfera, chuva	H ⁺	HCO ₃ ⁻ , Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻
Decomposição de matéria orgânica no meio ambiente	NH ₄ ⁺ , H ⁺ , Na ⁺	HCO ₃ ⁻ , Cl ⁻ , OH ⁻ , NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻ , HS ⁻
Fontes municipais, industriais, agrícolas e outras atividades humanas	Íons inorgânicos, incluindo uma variedade de metais pesados	Íons inorgânicos diversos

Fonte: adaptado de Tchobanoglous e Schroeder (1985).

Parâmetros caracterizadores das propriedades iônicas da água devem ser levados em consideração, especialmente quanto às diferentes exigências de usos da água. Na Tabela 2 estão dispostos alguns desses parâmetros principais.

Tabela 2 - Principais parâmetros empregados na caracterização iônica da água.

Parâmetro	Significado
pH	Além da concentração de prótons na água, o pH serve para caracterizar a acidez ou alcalinidade de um meio aquoso. Tende a ser baixo em águas pouco mineralizadas.
Condutividade elétrica (CE)	Indica o nível de salinidade da água. Correlaciona positivamente com os sólidos dissolvidos totais da água e com íons como cloretos e sódio.
Sólidos dissolvidos totais (STD)	Outro indicador do nível de salinidade da água, os conteúdos de STD e CE são determinados com procedimentos analíticos simples. Em razão da correlação positiva existente entre os dois, o valor da CE é comumente empregado para estimar em campo a concentração de STD (55 a 76% do valor de CE em $\mu\text{S}/\text{cm}$).
Cloreto	Está associado ao conteúdo salino da água. Em excesso tem efeitos diversos, conforme a exigência de qualidade para uso.
Sódio	Tem significado sanitário, sendo associado a doenças do sistema circulatório humano. É de grande significado para fins de irrigação.
Dureza total	A dureza resulta de íons divalentes, principalmente Ca^{2+} e Mg^{2+} . Sais de dureza causam incrustações em tubulações e diminuem a vida útil de equipamentos.
Alcalinidade	Medida da capacidade da água de neutralizar ácidos. Reações entre alguns cátions e a alcalinidade podem resultar em precipitados, que podem obstruir tubulações e outros componentes dos sistemas de água.

Fonte: adaptado de Hounslow (1995).

2.3 Conteúdo iônico da água e conformidade da qualidade

Como já relatado, a qualidade das águas está fortemente ligada ao ciclo hidrológico e às condições naturais e antrópicas encontradas em seu trajeto, como regime hidrológico, desmatamento, práticas agrícolas, esgoto, entre outros (NITASHA; SANJIV, 2015; NOBRE, 2012). Igualmente, a qualidade das águas superficiais é muito sensível às influências antropogênicas (aumento do consumo de água, atividades urbanas, industriais e agrícolas) e aos processos naturais (precipitação, erosão e intemperismo), que a limitam e prejudicam seus múltiplos usos (PORTO; BRANCO; LUCA, 1991; SIMEONOV *et al.*, 2003; WU *et al.*, 2018). Como destaca Von Sperling (2005), a qualidade da água é função das condições naturais e do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica.

A qualidade da água se refere a um padrão próximo ao natural, como encontrado em rios e nascentes antes da ação antrópica. Esse conceito varia em função dos diferentes usos da água e dos critérios previstos para a sua adequabilidade para irrigação, pesca, geração de energia, navegação, preservação da vida aquática, abastecimento humano e uso industrial (NITASHA; SANJIV, 2015; PORTO; BRANCO; LUCA, 1991).

A avaliação da qualidade das águas superficiais e a detecção de possível deterioração são muito importantes para o manejo das bacias hidrográficas. Nesse âmbito,

programas de monitoramento da qualidade das águas doces são fundamentais para a sua preservação e adequabilidade aos limites aceitáveis para os usos finais (MISAGHI *et al.*, 2017; PESCE; WUNDERLIN, 2000). Visto que as águas armazenadas em reservatórios superficiais de uso múltiplo são a principal fonte de abastecimento para as demandas oriundas do consumo humano, animal, industrial e da agricultura irrigada.

Programas de monitoramento com coletas frequentes de amostras de água para a determinação de parâmetros físicos, químicos e biológicos são utilizados para uma avaliação abrangente da qualidade das águas superficiais e subterrâneas, cujo espectro considera espaço e tempo. Todavia, esses programas podem resultar em um grande número de dados com interpretações complexas (CHAPMAN, 1992; SIMEONOV *et al.*, 2003). Nesse contexto, o número de parâmetros monitorados, o tempo e o custo ligados à coleta, análise e a interpretação dos dados são os principais problemas relacionados aos estudos de qualidade da água (HERNÁNDEZ-ROMERO *et al.*, 2004; MISAGHI *et al.*, 2017).

Os parâmetros físicos e químicos utilizados para avaliar a qualidade da água estão diretamente associados aos seus usos finais. No entanto, o estudo desses parâmetros individualmente não define claramente a qualidade da água. Uma alternativa é associar a esses parâmetros a um índice de qualidade. Dessa forma, um conjunto de variáveis pode ser representado em um único número que declara o nível de qualidade da água (DE LA MORA-OROZCO *et al.*, 2017). Esses índices são utilizados para identificar ameaças à qualidade e contribuem para uma melhor gestão dos recursos hídricos, figurando como ferramenta útil para a classificação das águas superficiais (MISAGHI *et al.*, 2017).

Existe uma ampla variedade de indicadores que expressam aspectos parciais da qualidade das águas, pois não há um indicador único que sintetize todas as variáveis de qualidade da água. Geralmente, são usados indicadores para usos específicos e diferentes normas como critérios de ponderação sobre a adequabilidade da água para o uso desejado, como abastecimento doméstico, preservação da vida aquática e balneabilidade (ANA, 2012).

2.3.1 Classificação das águas quanto à qualidade

A Lei Nº 9.433/1997 instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Um dos instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei 9433/97) é o enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes (Capítulo IV, Art. 5º, inciso II). O enquadramento visa assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas,

bem como diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes (BRASIL, 1997).

O sistema de classificação das águas doces superficiais brasileiras se orienta pelos pressupostos e instrumentos das Políticas Nacionais de Meio Ambiente e de Recursos Hídricos, como a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA N° 357/2005. Essa Resolução dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais, bem como as condições e padrões de lançamento de efluentes.

A CONAMA 357/2005 enquadra os corpos hídricos brasileiros segundo os seus usos preponderantes mais restritivos e define padrões de qualidade que devem ser obedecidos para a garantia de uso sustentável. Caso a condição de qualidade da água esteja em desacordo com os usos preponderantes pretendidos, serão estabelecidas metas obrigatórias intermediárias e finais para melhoria da qualidade da água (BRASIL, 2005). Assim, o enquadramento dos corpos d'água é um instrumento de planejamento que deve ter como referência não somente a condição atual da qualidade da água, mas também a qualidade que o corpo d'água deveria possuir para atender os usos desejados (ANA, 2012).

As águas do Território Nacional são classificadas, inicialmente, segundo o critério de salinidade como: águas doces, águas salobras e águas salinas. A salinidade é a medida da quantidade de compostos inorgânicos dissolvidos na água, expressa em partes por mil (‰) ou g/Kg, sendo normalmente relacionada à concentração de cloretos, à condutividade elétrica ou à quantidade de sólidos dissolvidos totais, em que todos representam a quantidade de sais na água (OLIVEIRA; CAMPOS; MEDEIRO, 2010). A CONAMA N° 357/2005 preconiza que as águas são consideradas doces quando a salinidade é igual ou inferior a 0,5 ‰, salobras quando a salinidade é superior a 0,5 ‰ e inferior a 30‰ e salinas quando a salinidade é igual ou superior a 30‰. As águas doces, salobras e salinas são divididas em treze classes de qualidade, conforme a qualidade de água requerida para seus usos preponderantes (BRASIL, 2005).

A salinidade, portanto, é um parâmetro a ser determinado em primeiro lugar na avaliação da qualidade da água. Esse parâmetro possui uma maior relevância em regiões semiáridas, locais que apresentam altas taxas de evaporação e condições hidrogeológicas favoráveis a teores elevados de sais nos corpos hídricos (OLIVEIRA; CAMPOS; MEDEIRO, 2010). As águas doces do Território Nacional, referidas na CONAMA 357/2005, são classificadas, segundo seus usos preponderantes, conforme:

- a) **Classe especial:** águas destinadas ao abastecimento para consumo humano, com desinfecção; à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; e,

à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral;

- b) **Classe 1:** águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, conforme Resolução CONAMA 274/2000; à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e, à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas;
- c) **Classe 2:** águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, conforme Resolução CONAMA 274/2000; à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; à aquicultura e à atividade de pesca;
- d) **Classe 3:** águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; à pesca amadora; à recreação de contato secundário; e, à dessedentação de animais;
- e) **Classe 4:** águas que podem ser destinadas à navegação e à harmonia paisagística.

A Resolução CONAMA 357/2005 fixa limites superiores ou inferiores para diversas variáveis em sistemas de águas doces, salobras e salinas. Exemplos de limites para algumas variáveis importantes de qualidade em águas doces são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 - Exemplos de limites de importantes variáveis de qualidade em águas superficiais doces de Classes 1, 2, 3 e 4 segundo à Resolução CONAMA N° 357/2005.

Variável	Classe			
	1	2	3	4
Turbidez (uT)	40	100	100	a
Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L)	3	5	10	a
Oxigênio dissolvido (mg/L)	6	5	4	2
Sólidos dissolvidos totais (mg/L)	500	500	500	a
Cloreto (mg/L Cl ⁻)	250	250	250	a
Nitrato (mg/L N)	10	10	10	a
Sulfato (mg/L SO ₄ ²⁻)	250	250	250	a
pH	6-9	6-9	6-9	6-9

^a Não há limite. Fonte: adaptado de Brasil (2005).

2.3.2 Padrão de potabilidade da água

A água é considerada potável quando pode ser consumida pelo ser humano sem prejuízo a sua saúde. O padrão de potabilidade da água trata de um conjunto de valores permitidos como parâmetros da qualidade da água para consumo humano. No Brasil, estes parâmetros e respectivos limites estão na Portaria de Consolidação (PRC) N° 5/2017, do Ministério da Saúde. Essa portaria dispõe sobre a consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde.

O Anexo XX da PRC 5/2017 estabelece os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade da água. É aplicável à água destinada ao consumo humano proveniente de sistemas coletivos e soluções alternativas de abastecimento de água. Este Anexo, porém, não se aplica à água mineral natural, à água natural e às águas adicionadas de sais destinadas ao consumo humano após envasamento, e a outras águas utilizadas como matéria-prima para elaboração de produtos (BRASIL, 2017).

Essa portaria do Ministério da Saúde fixa os valores máximos permissíveis para as características físicas, químicas, organolépticas e microbiológicas da água potável. Alguns dos principais padrões de potabilidade, inclusive para substâncias químicas que representam risco à saúde, podem ser vistos na Tabela 4.

Tabela 4 - Valor Máximo Permitido (VMP) para alguns dos principais parâmetros de qualidade de água para fim potável segundo a PRC N° 05/17.

Variável	Valor Máximo Permitido
pH	6,0-9,5
Nitrato (mg/L N) ^a	10
Cloreto (mg/L Cl ⁻)	250
Dureza total (mg/L CaCO ₃)	500
Sódio (mg/L Na ⁺)	200
Sólidos dissolvidos totais (mg/L)	1000
Sulfato (mg/L SO ₄ ²⁻)	250
Turbidez (uT)	5

^a Padrão de potabilidade para substância química que representa risco à saúde. Fonte: adaptado de Brasil (2017).

2.4 Qualidade da água para irrigação

O termo “água para irrigação” diz respeito à água utilizada para suprir as necessidades de culturas e plantas, que não foram supridas pelas chuvas, e todas as outras utilizações que se pode ter nesse ambiente (DWA, 1996). Essa água pode gerar uma série de impactos resultantes de alterações na sua qualidade, como a redução da fertilidade e produtividade dos solos. Pode ocorrer o desenvolvimento de um caráter salino e alcalino devido ao excesso de sais solúveis ou sódio trocável, resultado de práticas impróprias de irrigação, manejo do solo ou drenagem inadequada (HARITASH *et al.*, 2008). Segundo Ayers e Westcot (1985), a qualidade da água de irrigação varia de acordo com o tipo e a quantidade de sais dissolvidos, que podem causar prejuízos ao solo e às culturas.

Vários parâmetros físicos e químicos são descritores dos efeitos da água de irrigação na produção de culturas e na qualidade do solo. Esses parâmetros incluem: risco de salinidade (teor total de sal solúvel), risco de sódio (proporção relativa de sódio para cálcio e magnésio), pH (ácido ou básico), alcalinidade (carbonato e bicarbonato) e íons específicos (cloreto, sulfato, boro e nitrato). Os patógenos também são parâmetros de qualidade da água de irrigação, já que podem afetar a sua adequação ao sistema agrícola por impor risco à saúde humana ou mesmo às plantas (TAK *et al.*, 2012).

O excesso de íons solúveis pode reduzir a disponibilidade de água para as plantas, além de causar toxicidade em culturas sensíveis e problemas de impermeabilização no solo. O excesso de salinidade, portanto, afeta química e fisicamente as culturas e o solo. A interrupção do metabolismo das plantas, a diminuição da pressão osmótica das suas células estruturais e a interferência na absorção de água e nutrientes do solo são alguns exemplos de problemas

causados pela qualidade da água de irrigação (ARUMUGAM; ELANGO VAN, 2009).

Quatro variáveis são fundamentais na determinação da qualidade agrônômica da água: salinidade, sodicidade, toxicidade de íons e teores de bicarbonato. Há diferentes referências de orientações de uso da água na irrigação, um exemplo é a abordagem baseada na restrição de uso mostrada na Tabela 5.

Tabela 5 - Interpretação da qualidade da água para irrigação.

Parâmetro	Grau de restrição para uso		
	<i>Nenhum</i>	<i>Moderado</i>	<i>Severo</i>
Salinidade			
CE (dS/m)	< 0,7	0,7-3,0	> 3,0
ou STD (mg/L)	< 450	450-2000	> 2000
Infiltração			
RAS = 0-3 e CE →	> 0,7	0,7-0,2	< 0,2
RAS = 3-6 e CE →	> 1,2	1,2-0,3	< 0,3
RAS = 6-12 e CE →	> 1,9	1,9-0,5	< 0,5
RAS = 12-20 e CE →	> 2,9	2,9-1,3	< 1,3
RAS = 20-40 e CE →	> 5,0	5,0-2,9	< 2,9
Toxicidade de íons			
Sódio (RAS) ¹	< 3,0	3,0-9,0	> 9,0
Cloreto (meq/L) ¹	< 4,0	4,0-10,0	> 10,0
Bicarbonato (meq/L) ²	< 1,5	1,5-8,5	> 8,5
pH	Faixa normal: 6,5 - 8,4		

¹ Irrigação por superfície. ² Aspersão convencional. Fonte: adaptado de Ayers e Westcot (1985).

A avaliação prévia dos solos a serem irrigados é muito importante para adequação da água de irrigação (AYERS; WESTCOT, 1985; HOWLADAR *et al.*, 2017). Uma água de baixa qualidade pode ser prejudicial a solos argilosos, enquanto a mesma pode ser satisfatória a solos arenosos e/ou permeáveis. Ademais, o manejo apropriado pode reduzir o excesso de salinidade e minimizar seus efeitos nas culturas.

A implementação de práticas especiais de manejo, como drenagem, lixiviação, técnicas melhoradas de preparo do solo, rotação e substituição de culturas, alterações nos métodos e cronogramas de irrigação são ações que podem manter o rendimento das culturas em níveis aceitáveis (AYERS; WESTCOT, 1985; BHARDWAJ; SINGH, 2011).

2.5 Qualidade da água para indústria

A água é utilizada na indústria de diversas maneiras, como solvente, transporte de

substâncias dissolvidas, constituinte do próprio produto industrial, fluido de limpeza, para aquecimento, resfriamento e geração de vapor (WWAP, 2006). As propriedades físicas, químicas, biológicas e estéticas da água determinam sua adequação aos diversos usos.

A qualidade da água para aplicações industriais difere em vários aspectos de outros usos da água. A maior parte das indústrias possui uma variedade de processos com requisitos próprios de qualidade da água (DWAF, 1996). Alguns desses processos são altamente sensíveis às mudanças na qualidade da água, enquanto outros não chegam a ser afetados. Em uma mesma indústria, a água apropriada a um determinado processo pode ser inadequada a outro. Portanto, a qualidade da água necessária às atividades industriais depende do tipo de atividade e dos processos (BHARDWAJ; SINGH, 2011; SPULBER; SABBAGHI, 2012). A adequação da água aos usos industriais pode ser avaliada segundo os seguintes aspectos:

- a) potencial de originar danos ao equipamento (*e.g.* corrosão e abrasão);
- b) problemas causados durante o processo industrial (*e.g.* precipitações e mudanças de cor);
- c) comprometimento da qualidade do produto (*e.g.* sabor e descoloração);
- d) complexidade do tratamento dos resíduos devido ao uso da água de qualidade disponível.

Em geral, os problemas de qualidade da água em usos industriais estão ligados à presença e interação de variáveis distintas. Os parâmetros que podem estar associados a esses problemas nos processos industriais estão listados na Tabela 6.

A possibilidade de precipitação, por exemplo, restringirá o uso seguro da água para fins industriais, particularmente em usinas elétricas e caldeiras industriais. O excesso de incrustação poderá causar a redução da eficiência e a obstrução tubária dos equipamentos industriais, elevando os custos totais (BHARDWAJ; SINGH, 2011; SHAH *et al.*, 2019). Valores elevados de STD, dureza e SO_4^{2-} também tornam essa água imprópria para indústrias têxteis e de papel. Nas indústrias de alimentos o conteúdo microbiano é muito relevante e a desinfecção e o tratamento devem ser feitos antes do uso (BHARDWAJ; SINGH, 2011).

Na indústria, a adequação da qualidade da água dependerá das especificações do processo e do quanto o usuário está disposto a investir no tratamento da água com a qualidade desejada *versus* o custo de manutenção do maquinário, caso a água seja de qualidade inferior (DWAF, 1996).

Tabela 6 - Parâmetros associados a problemas de qualidade da água em processos industriais.

Problema	pH	CE ¹	DT ²	Fe	Mn	Alc ³	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	SiO ₂	SS ⁴	DQO ⁵
Corrosão											
Incrustação											
Obstrução											
Abrasão											
Descoloração											
Sedimento											
Sabor e odor											
Precipitado											
Turbidez											
Cor											
Crescimento Biológico											

¹ Condutividade elétrica, ² Dureza total, ³ Alcalinidade, ⁴ Sólidos suspensos e ⁵ Demanda Química de Oxigênio. Fonte: adaptado de DWAF (1996).

2.6 Índices iônicos

2.6.1 Índices de estabilidade da água - incrustação e corrosividade

As características físicas, químicas e microbiológicas da água afetam sua estabilidade. O monitoramento da estabilidade da água é necessário para reduzir custos com substituição de tubulações, bombas e equipamentos (MIRZABEYGI *et al.*, 2016). Os potenciais de corrosão e de incrustação na água podem acarretar sérios problemas operacionais, de segurança e financeiros (AL-RAWAJFEH; AL-SHAMAILAH, 2007). Nos sistemas de distribuição de água, podem causar falhas nas tubulações, mudanças indesejadas na qualidade da água, efeitos adversos na saúde e problemas econômicos, hidráulicos e estéticos (ALIPOUR *et al.*, 2015; TAGHIPOUR *et al.*, 2012). Parâmetros físicos, químicos e biológicos estão relacionados à formação de incrustação e corrosão, como pH, dióxido de carbono, alcalinidade, dureza, sólidos dissolvidos totais, teor de oxigênio dissolvido, temperatura e velocidade de escoamento da água (ALIPOUR *et al.*, 2015; KURDI; FERDOWS; MAGHSOUDI, 2015).

Corrosão e incrustação são indicadores de mensuração da qualidade da água. A corrosão decorre de reações físicas e químicas entre o material do condutor hidráulico e o ambiente, que podem ocasionar a diluição do material na solução. Já a incrustação pode ser formada a partir de uma variedade de espécies químicas dissolvidas em água. Geralmente, a água contém cátions de cálcio e magnésio em conjunção com os ânions bicarbonato, carbonato, cloreto e sulfato. Esse conjunto origina as formas mais comuns de deposição como incrustação,

tais como: carbonato de cálcio, carbonato de magnésio, sulfato de cálcio e cloreto de magnésio (KURDI; FERDOWS; MAGHSOUDI, 2015).

Diferentes índices de estabilidade da água foram desenvolvidos como ferramentas simples de monitoramento (MIRZABEYGI *et al.*, 2016). Esses índices foram baseados no conceito de saturação de carbonato de cálcio, a fim de determinar a tendência de corrosão ou incrustação em tubos de transporte de água, sistemas de aquecimento ou refrigeração de plantas industriais, sistemas de irrigação por gotejamento, sistemas de abastecimento de água potável e entre outros (NIA *et al.*, 2010). Os índices mais comuns na avaliação do caráter corrosivo e incrustante da água são: Índice de Saturação de Langelier, Índice de Estabilidade de Ryznar, Índice de Larson-Skold, Índice de Incrustação de Puckorius e Índice de Agressividade (AL-RAWAJFEH; AL-SHAMAILAH, 2007; ALIPOUR *et al.*, 2015; CORTES *et al.*, 2016; TAGHIPOUR *et al.*, 2012).

2.6.1.1 Índice de Saturação de Langelier

O Índice de Saturação de Langelier é bastante empregado na indicação do potencial de corrosão ou incrustação da água contendo carbonatos, que está diretamente associada ao seu pH (ZHANG *et al.*, 2011). Esse índice compara o pH da água de interesse com o pH da respectiva água saturada em relação ao carbonato de cálcio (pHs) (SHEIKHOLESLAMI, 2005). A determinação do pHs é feita com os seguintes parâmetros: temperatura, sólidos dissolvidos totais (STD), concentração de Ca^{2+} e alcalinidade. O Índice de Saturação de Langelier (LSI) é determinado pela equação abaixo:

$$\text{LSI} = \text{pH} - \text{pHs} \quad (1)$$

Em que: pH - medido na amostra de água e pHs é o pH de saturação. O pHs pode ser calculado conforme:

$$\text{pHs} = (9,3 + A + B) - (C + D) \quad (2)$$

$$A = \frac{(\log[\text{STD}] - 1)}{10} \quad (3)$$

$$B = -13,12 \cdot [\log(T + 273,15)] + 34,55 \quad (4)$$

$$C = \log[\text{Ca}^{2+}] - 0,4 \quad (5)$$

$$D = \log[\text{Alc}] \quad (6)$$

Em que: [STD] é a concentração de sólidos dissolvidos totais em mg/L, T é a temperatura da água em °C, $[\text{Ca}^{2+}]$ é a concentração de Ca^{2+} como mg CaCO_3/L e [Alc] é a alcalinidade como mg CaCO_3/L . A interpretação dos valores do LSI está descrita na Tabela 7.

Tabela 7- Interpretação do Índice de Saturação de Langelier.

Valor de LSI	Indicação
0,5 a 2,0	Incrustação forte
0 a 0,5	Incrustação suave
0	Balanceado
-0,5 a 0	Corrosão suave
-2,0 a -0,5	Corrosão severa

Fonte: Carrier (1965).

2.6.1.2 Índice de Estabilidade de Ryznar

O Índice de Estabilidade de Ryznar (RSI) infere sobre o potencial de incrustação de uma solução aquosa através da quantidade de carbonato de cálcio que seria formada e prevê a corrosividade de águas não formadoras de incrustação (MILLETTE *et al.*, 1980). O RSI é uma extensão prática do Índice de Saturação de Langelier com base em registro e compilação de práticas e experimentos. O RSI oferece uma correspondência mais próxima entre os resultados previstos e os obtidos no campo (AL-RAWAJFEH, 2004). O Índice de Estabilidade de Ryznar é calculado pela seguinte equação:

$$\text{RSI} = 2. \text{pHs} - \text{pH} \quad (7)$$

Em que: pH - medido na amostra de água e pHs é o pH de saturação calculado de acordo com a equação 2. A interpretação dos valores do RSI está descrita na Tabela 8.

Tabela 8- Interpretação do Índice de Estabilidade de Ryznar.

Valor de RSI	Indicação
4,0-5,0	Incrustação severa
5,0-6,0	Incrustação média
6,0-7,0	Pouca incrustação ou corrosão
7,0-7,5	Corrosão média
7,5-9,0	Corrosão elevada
> 9,0	Corrosão severa

Fonte: Carrier (1965).

2.6.1.3 Índice de Larson-Skold

A agressividade natural da água a tubos de aço e de ferro fundido pode ser verificada através do Índice de Larson-Skold (ILS). Esse índice deduz o poder corrosivo da água a partir da proporção de agentes corrosivos, cloretos e sulfatos, e agentes inibidores, propriedades protetoras do bicarbonato e carbonato (IMRAN *et al.*, 2005). O Índice de Larson-Skold é definido pela equação abaixo:

$$ILS = \frac{[Cl^-] + [SO_4^{2-}]}{[HCO_3^-] + [CO_3^{2-}]} \quad (8)$$

Em que: as concentrações $[Cl^-]$, $[SO_4^{2-}]$, $[HCO_3^-]$ e $[CO_3^{2-}]$ são expressas em miliequivalentes por litro (meq/L). A interpretação dos valores do ILS está descrita na Tabela 9.

Tabela 9 - Interpretação do Índice de Larson-Skold.

Valor de ILS	Indicação
< 0,8	Corrosão baixa
0,8-1,2	Corrosão significativa
> 1,2	Corrosão elevada

Fonte: Vasconcelos *et al.* (2015).

2.6.1.4 Índice de Incrustação de Puckorius

O Índice de Incrustação de Puckorius (PSI) leva em consideração dois outros parâmetros críticos: a capacidade tamponante da água (*i.e.*, alcalinidade total) e a quantidade máxima de precipitado que pode se formar em condições de equilíbrio (PRISYAZHNIUK, 2007; SHEIKHOLESLAMI, 2005). O PSI quantifica a relação entre o estado de supersaturação

da água e a formação de incrustação levando em consideração a capacidade tampão da água (CORTES *et al.*, 2016; PRISYAZHNIUK, 2007). Esse índice fornece uma indicação mais precisa das tendências à incrustação do carbonato de cálcio (PUCKORIUS; BROOKE, 1991). O PSI utiliza o pH de equilíbrio (pH_{EQ}) em vez do pH da amostra e é determinado a partir das equações abaixo:

$$PSI = 2 \cdot pH_s - pH_{EQ} \quad (9)$$

$$pH_{EQ} = 1,465 \cdot \log[Alc] + 4,54 \quad (10)$$

Em que: pH_s - pH de saturação calculado como indicado na equação 2 e $[Alc]$ - alcalinidade total da amostra (mg $CaCO_3/L$). A interpretação dos valores do PSI está descrita na Tabela 10.

Tabela 10 - Interpretação do Índice de Incrustação de Puckorius.

Valor de PSI	Indicação
< 4,5	Tendência à incrustação
4,5-6,5	Faixa ideal, com baixa tendência de incrustação e corrosão
> 6,5	Tendência à corrosão

Fonte: Vasconcelos *et al.* (2015).

2.6.1.5 Índice de Agressividade

O Índice de Agressividade (IA) mede a tendência da água em deteriorar a estrutura de tubos de cimento-amianto (fibrocimento) (IMRAN *et al.*, 2005). Esse índice considera os efeitos do pH, da alcalinidade e da concentração de cálcio (DAVIL *et al.*, 2009; TAGHIPOUR *et al.*, 2012), e é determinado pela equação a seguir:

$$IA = pH + \log[(Alc) \times (D_{Ca})] \quad (11)$$

Em que: pH - medido na amostra, Alc - alcalinidade total da amostra (mg $CaCO_3/L$) e D_{Ca} - dureza de cálcio (mg $CaCO_3/L$). A interpretação dos valores do IA está descrita na Tabela 11.

Tabela 11 - Interpretação do Índice de Agressividade.

Valor de IA	Indicação
< 10	Altamente agressiva (corrosiva)
10-12	Moderadamente agressiva
≥ 12	Não agressiva (incrustante)

Fonte: Imran *et al.* (2005) e Davil *et al.* (2009).

2.6.2 Índices de qualidade da água para uso na irrigação

Com destacado anteriormente, a avaliação da qualidade da água para a irrigação é imprescindível, especialmente, em regiões áridas e semiáridas. Esses espaços são marcados por baixos índices pluviométricos e por intensa evapotranspiração, que favorecem o processo de salinização e sodificação. Há, portanto, um acúmulo gradativo de sais solúveis e/ou sódio trocável na zona radicular das plantas nos solos irrigados (MEIRELES, 2007; SILVA *et al.*, 2011).

A salinização é um dos impactos ambientais adversos associados à irrigação, visto que as condições salinas prejudicam a germinação e a produção das culturas. O excesso de sais também pode acarretar a poluição dos solos, afetando a sua estrutura, permeabilidade, aeração, textura e indiretamente o crescimento das plantas (BHARDWAJ; SINGH, 2011).

A adequação da água para irrigação pode ser avaliada a partir de índices e razões, como Razão de Adsorção de Sódio, Carbonato de Sódio Residual, Índice de Permeabilidade, Razão de Magnésio, Razão de Kelly, Percentual de Sódio e Dureza Total (HOWLADAR; DEB; MUZEMDER, 2017; RAMESH; ELANGO, 2012).

2.6.2.1 Razão de Adsorção de Sódio

A Razão de Adsorção de Sódio (RAS) é importante para verificar a adequação das águas superficiais e subterrâneas à irrigação. O risco de sodificação é geralmente expresso em termos de RAS, razão entre o teor de sódio e os teores de cálcio e magnésio, que permite o manejo e a utilização da água de forma mais adequada à agricultura irrigada (NISHANTHINY *et al.*, 2010).

A RAS (Equação 12) avalia potenciais problemas de infiltração relativos ao desequilíbrio de sódio na água de irrigação. A predominância de íons de sódio induz o intercâmbio dos cátions divalentes, cálcio e magnésio, pelos de sódio nos solos, causando uma redução da sua permeabilidade e perda de sua estrutura (ALMEIDA, 2010). A interpretação dos

valores de RAS está na Tabela 12.

$$\text{RAS} = \frac{[\text{Na}^+]}{\sqrt{\frac{[\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}]}{2}}} \quad (12)$$

Em que: $[\text{Na}^+]$, $[\text{Ca}^{2+}]$ e $[\text{Mg}^{2+}]$ representam as concentrações de sódio, cálcio e magnésio, respectivamente, em miliequivalentes por litro (meq/L).

A concentração total de sais é um dos critérios mais importantes, juntamente com a RAS, com respeito a qualidade da água para irrigação. Assim, as águas podem ser consideradas em classes de acordo com a sua condutividade elétrica (CE) e RAS, como mostrada na Tabela 12. Quanto maior o conteúdo salino de uma solução maior será a CE, sendo parâmetro indicador do perigo da salinidade do solo (ALMEIDA, 2010).

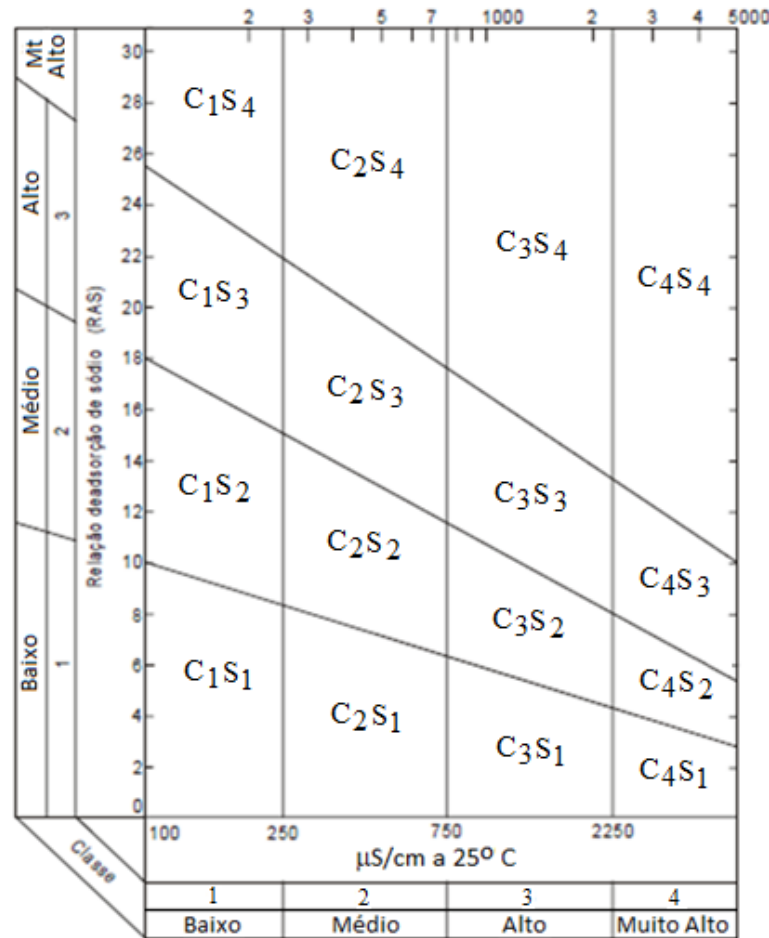
Tabela 12 - Interpretação da Razão de Adsorção de Sódio e Condutividade Elétrica.

Valor de RAS	Classe RAS	Valor de CE ¹	Classe CE	Indicação
< 10	S1	< 250	C1	Excelente
10-18	S2	250-750	C2	Boa
18-26	S3	750-2250	C3	Duvidosa
> 26	S4	> 2250	C4	Inadequada

¹ unidade: $\mu\text{S}/\text{cm}$. Fonte: Richards (1954).

A classificação da água para fins de irrigação fornece uma predição razoável do efeito geral da sua utilização sobre o sistema de irrigação (AZEVEDO *et al.*, 2017; CORDEIRO, 2001). O Laboratório de Salinidade dos Estados Unidos (USSL) propôs uma classificação, ilustrada no diagrama da Figura 1, que combina a RAS e a CE para formar 16 classes de água. Nessa classificação a CE denota o risco de salinização (C) e a RAS o risco de sodificação (S), mediante a combinação de letras e números (HOWLADAR; DEB; MUZEMDER, 2017). À medida que aumenta o valor dos subíndices, diminui a qualidade da água de irrigação (ALMEIDA, 2010).

Figura 1 - Diagrama para classificação das águas para irrigação.



Fonte: Adaptado de Richards (1954).

2.6.2.2 Carbonato de Sódio Residual

Bicarbonato e carbonato influenciam na conformação da água para fins de irrigação. Águas com altas concentrações desses íons tendem a precipitar íons de cálcio e magnésio como carbonatos. Como consequência, eleva-se a proporção relativa de sódio na água na forma de bicarbonato de sódio, causando problemas de infiltração nos solos (RAVIKUMAR; MEHMOOD; SOMASHEKAR, 2013; NISHANTHINY *et al.*, 2010). O Carbonato de Sódio Residual (RSC) é utilizado para avaliar o efeito perigoso dos teores de bicarbonato e carbonato na qualidade da água para fins agrícolas (AGHAZADEH; MOGADDAM, 2010; JOSHI; KUMAR; AGRAWAL, 2009). O RSC é expresso pela equação abaixo e a interpretação dos valores do RSC está descrita na Tabela 13.

$$\text{RSC} = ([\text{HCO}_3^-] + [\text{CO}_3^{2-}]) - ([\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}]) \quad (13)$$

Em que: $[\text{HCO}_3^-]$, $[\text{CO}_3^{2-}]$, $[\text{Ca}^{2+}]$ e $[\text{Mg}^{2+}]$ são as concentrações de bicarbonato, carbonato, cálcio e magnésio, respectivamente, em meq/L.

Tabela 13 - Interpretação do Carbonato de Sódio Residual.

Valor de RSC	Indicação
< 1,25	Boa
1,25-2,5	Regular
> 2,5	Ruim

Fonte: Richards (1954).

2.6.2.3 Índice de Permeabilidade

Permeabilidade é a facilidade com que a água flui pelo solo. A permeabilidade é influenciada pelos teores de sódio, cálcio, magnésio e bicarbonato. O Índice de Permeabilidade (IP) também é utilizado para avaliar a adequação da água para irrigação. A interpretação do índice é feita com base no diagrama de Donnen (1964) ilustrado na Figura 2, em que o IP é dividido nas classes I, II e III. No caso das classes I ($\text{IP} > 75\%$) e II ($25\% \leq \text{IP} \leq 75\%$), as águas são agrupadas como boas para irrigação, enquanto a classe III ($\text{IP} < 25\%$) é tida como não adequada para irrigação (HOWLADAR; DEB; MUZEMDER, 2017). O IP é expresso pela equação abaixo:

$$\text{IP} = \frac{\left([\text{Na}^+] + \sqrt{[\text{HCO}_3^-]}\right) \times 100}{[\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}] + [\text{Na}^+]} \quad (14)$$

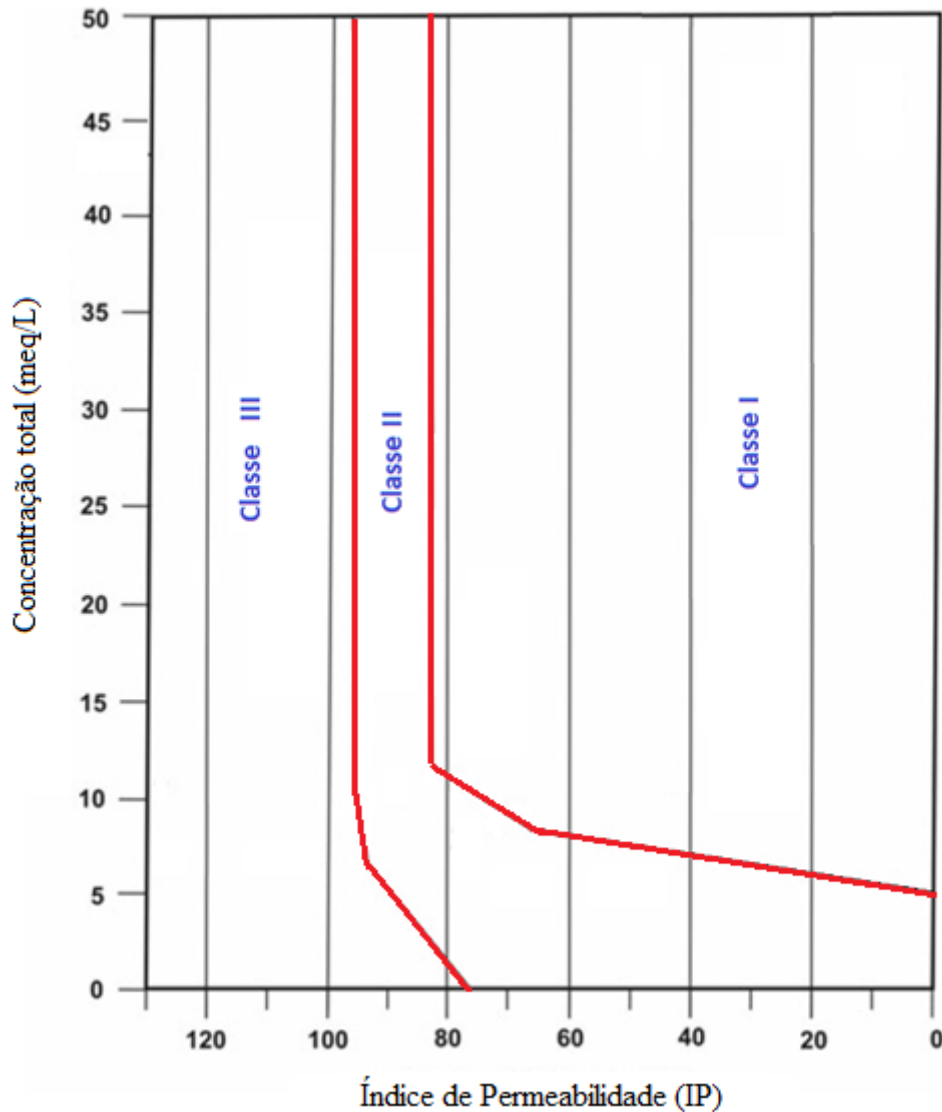
Em que: $[\text{Na}^+]$, $[\text{HCO}_3^-]$, $[\text{Ca}^{2+}]$ e $[\text{Mg}^{2+}]$ representam as concentrações de sódio, bicarbonato, cálcio e magnésio, respectivamente, em meq/L. A interpretação dos valores do IP está descrita na Tabela 14.

Tabela 14 - Interpretação do Índice de Permeabilidade.

Valor de IP	Indicação
< 25%	Inadequado
25% -75%	Razoável
> 75%	Boa

Fonte: Doneen (1964).

Figura 2 - Classificação da água de irrigação baseada no Índice de Permeabilidade.



Fonte: Adaptado de Doneen (1964).

2.6.2.4 Razão de Magnésio

O excesso de íons de magnésio nas águas reduz a qualidade do solo, aumentando a sua alcalinidade e reduzindo a produtividade das culturas (HOWLADAR; DEB; MUZEMDER, 2017; RAMESH; ELANGO, 2012). A Razão de Magnésio (RMg) para água de irrigação é calculada pela seguinte equação:

$$RMg = \left(\frac{[Mg^{2+}]}{[Ca^{2+}] + [Mg^{2+}]} \right) \times 100 \quad (15)$$

Em que: $[Ca^{2+}]$ e $[Mg^{2+}]$ representam as concentrações de cálcio e magnésio, respectivamente, em meq/L. A interpretação dos valores do RMg está descrita na Tabela 15.

Tabela 15 - Interpretação da Razão de Magnésio.

Valor de RMg	Indicação
< 50 %	Adequado
> 50 %	Inadequado

Fonte: Szabolcs e Darab (1964).

2.6.2.5 Razão de Kelly

Na Razão de Kelly (RK), o teor de sódio tem sua concentração comparada aos teores de cálcio e magnésio, sob a hipótese de que estes últimos mantêm um estado de equilíbrio na maioria das águas. Portanto, em equilíbrio, o aumento de cálcio e magnésio afetarão negativamente o rendimento das culturas (HOWLADAR; DEB; MUZEMDER, 2017; RAMESH; ELANGO, 2012). O valor de RK é expresso pela equação abaixo e a interpretação dos valores de acordo com a Tabela 16.

$$RK = \frac{[Na^+]}{[Ca^{2+}] + [Mg^{2+}]} \quad (16)$$

Em que: $[Na^+]$, $[Ca^{2+}]$ e $[Mg^{2+}]$ representam as concentrações de sódio, cálcio e magnésio, respectivamente, em meq/L.

Tabela 16 - Interpretação da Razão de Kelly.

Valor de RK	Indicação
< 1	Adequado
> 1	Inadequado

Fonte: Kelly (1940).

2.6.2.6 Percentual de Sódio

Uma vez que sódio reage com o solo reduz a permeabilidade deste. O teor de sódio é comumente utilizado para avaliar a adequação de uma água para fins de irrigação. Isto pode ser expresso como Percentual de Sódio (Na%) (HOWLADAR; DEB; MUZEMDER, 2017; RAJU, 2007). O Na% é calculado pela seguinte equação:

$$\text{Na\%} = \frac{([\text{Na}^+] + [\text{K}^+]) \times 100}{[\text{Na}^+] + [\text{K}^+] + [\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}]} \quad (17)$$

Em que: $[\text{Na}^+]$, $[\text{K}^+]$, $[\text{Ca}^{2+}]$ e $[\text{Mg}^{2+}]$ representam as concentrações de sódio, potássio, cálcio e magnésio, respectivamente, em meq/L.

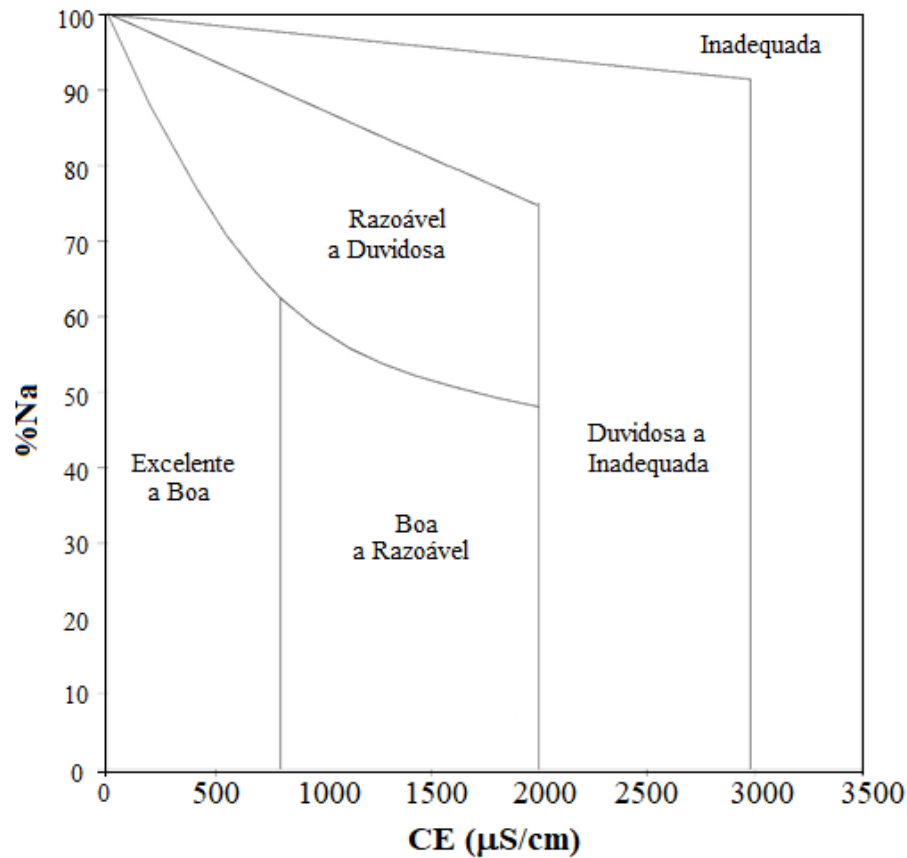
A interpretação dos valores do Na% está descrita na Tabela 17. A partir do diagrama de Wilcox (1955), na Figura 3, é possível relacionar a CE com o Na% e averiguar a adequação da água para o uso na irrigação.

Tabela 17 - Interpretação do Percentual de Sódio.

Valor de Na%	Indicação
< 20	Excelente
20-40	Boa
40-60	Razoável
60-80	Duvidosa
> 80	Inadequada

Fonte: Wilcox (1955).

Figura 3 - Percentual de sódio *versus* condutividade elétrica.



Fonte: Adaptado de Wilcox (1955).

2.6.2.7 Dureza Total

A dureza da água (DT) é atribuível à presença de minerais alcalinos, principalmente cálcio, magnésio e ocasionalmente bicarbonatos (BHARDWAJ; SINGH, 2011). Geralmente, águas muito duras são pouco recomendáveis em solos pesados, solos compactos e sistemas de irrigação por gotejamento. Neste último, há o entupimento e a redução da taxa de fluxo do emissor no sistema (ALMEIDA, 2010; LIU *et al.*, 2015). A Dureza Total (DT) é definida pela equação abaixo:

$$DT = ([Ca^{2+}] + [Mg^{2+}]) \times 50 \quad (18)$$

Em que: $[Ca^{2+}]$ e $[Mg^{2+}]$ representam as concentrações de cálcio e magnésio, respectivamente, em meq/L. A concentração de DT é expressa como $CaCO_3$ em mg/L. A interpretação dos valores de DT está descrita na Tabela 18.

Tabela 18 - Interpretação da Dureza Total.

Valor de DT	Indicação
< 75	Mole
75-150	Moderadamente dura
150-300	Dura
> 300	Muito dura

Fonte: Sawyer, McCarty e Parkin (2003).

2.7 Índices de qualidade da água baseados no conteúdo iônico

Índices de qualidade da água determinados para usos específicos são adotados com o propósito de orientar uma classificação eficiente, avaliar mudanças e identificar tendências da qualidade da água. O cômputo tem como base um conjunto de parâmetros de qualidade da água amplamente aceitos como informativos do uso final desejado (MISAGHI *et al.*, 2017; ABBASI; ABBASI, 2012; BOYACIOGLU, 2010; PESCE; WUNDERLIN, 2000). Os índices de qualidade da água são, em geral, amparados por ferramentas matemáticas que convertem os parâmetros quantitativos selecionados em um único valor adimensional, tipicamente de 0 a 100. O valor obtido com o índice fornece uma indicação da qualidade da água em relação ao uso final pretendido (MISAGHI *et al.*, 2017).

A construção de um índice requer a seleção de parâmetros de qualidade da água e a aplicação de fatores de ponderação para cada parâmetro, com reflexo da importância de cada um para o fim desejado, como abastecimento de água potável, recreação, irrigação, pecuária, entre outros (MIRZAIE; NAZARI; YARI, 2005). Já existem diversos índices de qualidade da água que avaliam as águas superficiais quanto à potabilidade, porém, índices que afirmam outros usos específicos ainda são incipientes (MISAGHI *et al.*, 2017).

A avaliação da qualidade da água quanto ao conteúdo iônico é essencial para a detecção de possíveis limitações de uso. A salinidade, enquanto parâmetro agregado, é um dos indicadores mais importantes de qualidade da água. Relatos de problemas ligados a esse parâmetro em irrigação, abastecimento humano e atividades industriais são frequentes (QIAN *et al.*, 2018).

Alguns índices de qualidade da água foram propostos com o objetivo de classificar as águas superficiais e subterrâneas quanto ao conteúdo iônico e adequar seus usos aos fins desejados. Os índices abordados a seguir foram propostos por Araújo Neto *et al.* (2014), De La Mora-Orozco *et al.* (2017), Meireles *et al.* (2010), Sajitha e Vijayamma (2016) e Yidana e Yidana (2010).

2.7.1 Índices referentes ao conteúdo iônico das águas superficiais e subterrâneas

Meireles *et al.* (2010) realizaram um estudo sobre a qualidade das águas superficiais na Bacia do Acaraú, norte do estado do Ceará, Brasil. A Análise de Componentes Principais (ACP) combinada à Análise Fatorial Multivariada (AF) foram utilizadas, a fim de desenvolver um índice de qualidade da água para irrigação (IQA_M) que refletisse os riscos de salinidade e sodicidade do solo, bem como a toxicidade da água para as plantas. Os parâmetros selecionados à análise multivariada foram: Cl⁻, Na⁺, HCO₃⁻, Razão de Adsorção de Sódio Corrigida (RAS^o) e condutividade elétrica (CE). O IQA_M foi calculado pelas equações abaixo:

$$IQA_M = \sum_{i=1}^n q_i w_i \quad (19)$$

$$q_i = q_{i\max} - \left[\frac{(x_{ij} - x_{\inf}) \times q_{i\text{amp}}}{x_{\text{amp}}} \right] \quad (20)$$

Em que: na Equação 19, q_i é a qualidade do i -ésimo parâmetro em função da sua concentração ou medida, um número entre 0 e 100; w_i é o peso correspondente ao i -ésimo parâmetro, atribuído em função da sua importância para a explicação da variação global da qualidade, um número entre 0 e 1. Na Equação 20, $q_{i\max}$ é o valor máximo de q_i para a classe; x_{ij} é o valor observado para o parâmetro; x_{\inf} é o valor correspondente ao limite inferior da classe que pertence o parâmetro; $q_{i\text{amp}}$ é a amplitude da classe; x_{amp} é a amplitude da classe que pertence o parâmetro.

Os limites para o enquadramento dos valores de medida de cada parâmetro no seu referido q_i estão apresentados na Tabela 19 e foram determinados seguindo os padrões de qualidade de água para irrigação proposto pelo *University of California Committee of Consultants* (UCCC) e pelos critérios estabelecidos por Ayers e Westcot (1985). Os pesos (w_i) para os respectivos valores dos parâmetros selecionados para o IQA_M estão na Tabela 20. A classificação proposta por Meireles *et al.* (2010) para o IQA_M está contida na Tabela 21.

Tabela 19 - Limites para os parâmetros utilizados na determinação do q_i .

q_i	dS/m	(meq/L) ^{1/2}	mmol _c /L		
	CE	RAS°	Cl ⁻	Na ⁺	HCO ₃ ⁻
85-100	0,20 < CE < 0,75	2 ≤ RAS° < 3	1 ≤ Cl ⁻ < 4	2 ≤ Na ⁺ < 3	1 ≤ HCO ₃ ⁻ < 9
60-85	0,75 ≤ CE < 1,50	3 ≤ RAS° < 6	4 ≤ Cl ⁻ < 7	3 ≤ Na ⁺ < 6	9 ≤ HCO ₃ ⁻ < 12
35-60	1,50 ≤ CE < 3,00	6 ≤ RAS° < 12	7 ≤ Cl ⁻ < 10	6 ≤ Na ⁺ < 9	12 ≤ HCO ₃ ⁻ < 15
0-35	CE < 0,20 ou CE ≥ 3,00	RAS° < 2 ou RAS° ≥ 12	Cl ⁻ < 1 ou Cl ⁻ ≥ 10	Na ⁺ < 2 ou Na ⁺ ≥ 9	HCO ₃ ⁻ < 1 ou HCO ₃ ⁻ ≥ 15

Fonte: Meireles *et al.* (2010).

Tabela 20 - Pesos dos parâmetros do IQA_M.

Parâmetros	w_i
CE	0,211
Na ⁺	0,204
HCO ₃ ⁻	0,202
Cl ⁻	0,194
RAS°	0,189

Fonte: Meireles *et al.* (2010).

Araújo Neto *et al.* (2014) propuseram um índice de classificação da salinidade das águas superficiais (IQA_{AN}), também por meio da análise multivariada (análise de componentes principais - ACP) para as águas superficiais de reservatórios do estado do Ceará. Os íons selecionados pela ACP e utilizados na elaboração do IQA_{AN} foram: Cl⁻, Na⁺, Mg²⁺ e a CE, pois contribuíram para a maior explicação da salinidade da água de irrigação. A salinidade das águas dos reservatórios de estudo foi avaliada de acordo com o índice proposto por Meireles *et al.* (2010), que pondera o valor de qualidade para cada parâmetro (q_i) com seu respectivo peso de agregação (w_i).

Os limites para o enquadramento dos valores de qualidade de cada parâmetro (q_i) tiveram como base os padrões de qualidade de água de irrigação proposto pela UCCC e os critérios estabelecidos por Ayers e Westcot (1985), como visto na Tabela 22. Os pesos (w_i) para os valores dos parâmetros selecionados para o IQA_{AN} estão na Tabela 23. O IQA_{AN} foi dividido em classes considerando o risco de salinidade e toxidez às plantas (Tabela 24).

Tabela 21- Classes do IQA_M proposto por Meireles *et al.* (2010).

Faixas do IQA _M	Limitação de uso das águas	Indicativo de uso	
		<i>Solo</i>	<i>Planta</i>
85 ≤ 100	Sem restrição	Pode ser usada para a maioria dos solos, com pouca probabilidade de gerar problemas de salinidade e sodicidade, devendo ser adotada lixiviação normal às práticas de irrigação, à exceção dos solos com permeabilidade extremamente baixa.	Não oferece risco de toxicidade para a maioria das culturas.
70 ≤ 85	Baixa restrição	Recomendada para uso na irrigação em solos de textura leve ou que apresente drenagem moderada, devendo ser utilizada lâmina de lixiviação dos sais. Apresenta perigo de sodificação considerável em solo de textura pesada, devendo ser evitado seu uso em solos com alto teor de argila 2:1.	Plantas sensíveis aos sais devem ser evitadas.
55 ≤ 70	Moderada restrição	Pode ser empregada em solos que apresentam drenagem moderada a alta, devendo ser adotada uma lixiviação moderada dos sais.	Plantas com moderada tolerância aos sais podem ser cultivadas na maioria dos casos.
40 ≤ 55	Alta restrição	Deve ser usada em solos com drenagem alta, sem presença de camadas compactadas. Quando a água apresentar CE superior a 2.000 μS.cm ⁻¹ e RAS superior a 7, uma frequência de irrigação elevada deve ser adotada.	Deve ser usada para a irrigação de plantas com moderada a alta tolerância aos sais, com práticas especiais de controle de salinidade; salvo para as águas com baixos valores de Na ⁺ , Cl ⁻ e HCO ₃ ⁻ .
0 ≤ 40	Restrição severa	Deve ser evitado o uso para irrigação sob condições normais. Em circunstâncias especiais, pode ser usada ocasionalmente. Águas com baixos teores de sais e alta de RAS requerem aplicação de gesso. Com águas de alto conteúdo salino, os solos devem apresentar uma alta drenagem interna, devendo ser aplicado excesso de água nas irrigações para evitar o acúmulo de sais.	Nessas condições, somente culturas altamente tolerantes devem ser usadas; salvo para as águas com valores extremamente baixos de Na ⁺ , Cl ⁻ e HCO ₃ ⁻ .

Fonte: Meireles *et al.* (2010).

Tabela 22 - Limites para os parâmetros utilizados na determinação do qi.

qi	dS/m	mmol _c /L		
	CE	Cl ⁻	Na ⁺	Mg ²⁺
85-100	0,20 < CE < 0,75	1 ≤ Cl ⁻ < 4	2 ≤ Na ⁺ < 3	1 ≤ Mg ²⁺ < 9
60-85	0,75 ≤ CE < 1,50	4 ≤ Cl ⁻ < 7	3 ≤ Na ⁺ < 6	9 ≤ Mg ²⁺ < 12
35-60	1,50 ≤ CE < 3,00	7 ≤ Cl ⁻ < 10	6 ≤ Na ⁺ < 9	12 ≤ Mg ²⁺ < 15
0-35	CE < 0,20 ou CE ≥ 3,00	Cl ⁻ < 1 ou Cl ⁻ ≥ 10	Na ⁺ < 2 ou Na ⁺ ≥ 9	Mg ²⁺ < 1 ou Mg ²⁺ ≥ 15

Fonte: Araújo Neto *et al.* (2014).

Tabela 23 - Pesos dos parâmetros selecionados para o IQA_{AN}.

Parâmetros	w _i
Cl ⁻	0,260
CE	0,254
Na ⁺	0,243
Mg ²⁺	0,242

Fonte: Araújo Neto *et al.* (2014).

Tabela 24 - Limites e restrições das classes do IQA_{AN} para reservatórios no Ceará.

IQA _{AN}	Classificação da salinidade
$85 \leq \text{IQA}_{AN} \leq 100$	Sem restrição
$70 \leq \text{IQA}_{AN} < 85$	Baixa restrição
$55 \leq \text{IQA}_{AN} < 70$	Moderada restrição
$40 \leq \text{IQA}_{AN} < 55$	Alta restrição
$0 \leq \text{IQA}_{AN} < 40$	Restrição severa

Fonte: Araújo Neto *et al.* (2014).

De La Mora-Orozco *et al.* (2017) desenvolveram um índice com base em água de uma represa, a La Vega, em Teuchitlan, Jalisco, México. Analisaram as mudanças na qualidade da água ao longo do tempo. A metodologia utilizada para a construção desse índice foi recomendada pela Comissão Nacional de Água (CNA) mexicana. Os parâmetros utilizados para o cálculo do índice destes pesquisadores (IQA_{DLM}) foram selecionados de acordo com a sua importância para a irrigação, conforme: pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, sólidos dissolvidos totais, dureza total, alcalinidade, fósforo total, Na⁺, K⁺, Cl⁻, Ca²⁺, Mg²⁺, NO₃⁻, SO₄²⁻, B, As, Cu e Zn.

Para a concepção do IQA_{DLM}, iniciou-se com a normalização dos valores individuais dos parâmetros selecionados, a fim de se estabelecer uma correspondência entre estes (escala de 0 a 100), a partir de valores máximos ou mínimos recomendados em padrões oficiais (Tabelas 25 e 26). Em seguida foram determinados os pesos dos parâmetros de acordo com sua importância em critérios de qualidade (Tabela 27). Ao final o IQA_{DLM} foi dado conforme:

$$\text{IQA}_{\text{DLM}} = \frac{\sum_{i=1}^n P_i W_i}{\sum_{i=1}^n P_i} \quad (21)$$

Em que: W_i é o valor normalizado do parâmetro (%) e P_i é o peso dado a cada parâmetro. A qualidade de água é interpretada de acordo com a classificação contida na Tabela 28.

Tabela 25 - Normalização de valores dos parâmetros selecionados para o IQA_{DLM}.

W_i	pH	CE	STD	DT	Alc	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺
0	1/14	> 16	> 1500	> 1500	> 1500	> 400	> 55	> 250	> 250	> 50	> 90	> 35
10	2/13	12	1500	1000	1000	350	50	225	225	45	80	30
20	3/12	8	1000	800	800	300	45	200	200	40	70	25
30	4/11	5	800	600	600	250	40	175	175	35	60	20
40	5/10	3	600	500	500	200	35	150	150	30	50	15
50	6/9,5	2,5	500	400	400	150	30	130	120	24	40	10
60	6,5	2	400	300	300	100	25	100	100	20	30	8
70	9,0	1,5	300	200	200	50	20	75	75	15	20	6
80	8,5	1,25	200	100	100	25	10	50	50	10	10	4
90	8,0	1	100	50	50	10	5	25	25	5	5	2
100	7,0	0,75	< 100	< 25	< 25	< 10	< 5	< 10	< 20	< 5	< 5	< 1

Todas as unidades em mg/L, exceto CE (dS/m) e Dureza total (mg CaCO₃/L).

Fonte: De La Mora-Orozco *et al.* (2017).

Tabela 26 - Normalização de valores dos parâmetros selecionados para o IQA_{DLM}.

W_i	OD	FT	B	As	Cu	Zn
0	0,0	> 0,65	> 3,0	> 0,30	> 0,30	> 4,0
10	1,0	0,60	2,5	0,20	0,28	3,6
20	2,0	0,55	2,0	0,18	0,26	3,2
30	3,0	0,50	1,5	0,14	0,24	2,8
40	3,5	0,45	1,0	0,12	0,22	2,4
50	4,0	0,40	0,7	0,10	0,20	2,0
60	5,0	0,30	0,5	0,09	0,15	1,6
70	6,0	0,25	0,4	0,08	0,10	1,2
80	6,5	0,20	0,3	0,07	0,05	0,8
90	7,0	0,15	0,2	0,06	0,03	0,4
100	7,5	< 0,10	< 0,1	< 0,05	< 0,01	< 0,02

Todas as unidades em mg/L.

Fonte: De La Mora-Orozco *et al.* (2017).

Tabela 27 - Peso atribuído aos parâmetros selecionados.

Parâmetro	Peso (P _i)	Parâmetro	Peso (P _i)
pH	2	NO ₃ ⁻	1
CE	3	SO ₄ ²⁻	5
STD	2	Ca ²⁺	2
DT	2	Mg ²⁺	3
Alc	3	Na ⁺	5
Cl ⁻	3	K ⁺	5
OD	1	FT	1
Cu	2	Zn	2
B	5	As	4

Fonte: De La Mora-Orozco *et al.* (2017).

Tabela 28 - Classes do IQA_{DLM} proposto por De La Mora-Orozco *et al.* (2017).

IQA _{DLM}	Interpretação
0-39	Alta contaminação
40-59	Baixa qualidade
60-90	Boa qualidade
90-100	Excelente qualidade

Fonte: De La Mora-Orozco *et al.* (2017).

Sajitha e Vijayamma (2016) avaliaram a qualidade da água de quinze lagoas em Athiyannoor Panchayath, Thiruvananthapuram District, Kerala, sul da Índia. A investigação tratou da qualidade da água e sua adequação a diferentes propósitos, comparando os resultados obtidos com os padrões de qualidade da Organização Mundial da Saúde (OMS) e do Birô Indiano de Padrões (*Bureau of Indian Standards*) para fim potável. Os parâmetros utilizados para o cálculo do índice (IQA_{SV}) foram: pH, sólidos dissolvidos totais, oxigênio dissolvido, dureza total, Na⁺, K⁺, Cl⁻, Ca²⁺ e Mg²⁺. Para cômputo do IQA_{SV} foram atribuídos pesos a cada parâmetro, que variaram de 1 a 5, como mostrado na Tabela 29. O IQA_{SV} pode ser computado conforme as equações abaixo. A classificação proposta por Sajitha e Vijayamma (2016) está descrita na Tabela 30.

$$IQA_{SV} = \sum_{i=1}^n q_i w_i \quad (22)$$

$$q_i = \left(\frac{C_i}{S_i} \right) \times 100 \quad (23)$$

Em que: w_i é o peso relativo a cada parâmetro, C_i é a concentração de cada parâmetro em mg/L, S_i é o padrão da OMS para cada parâmetro, em mg/L, de acordo com as diretrizes.

Tabela 29 - Pesos e parâmetros físico-químicos para o cálculo do IQA_{SV}.

Parâmetro	Padrão (BIS, 1992)	Peso absoluto (W_i)	Peso relativo (w_i)
pH	6,5-8,5	1	0,028
OD	5	1	0,028
STD	500	3	0,085
Na ⁺	200	5	0,142
DT	300	5	0,142
Ca ²⁺	75	5	0,142
Mg ²⁺	50	5	0,142
Cl ⁻	250	5	0,142
K ⁺	200	5	0,142

Fonte: Sajitha e Vijayamma (2016).

Tabela 30 - Classes do IQA_{SV} proposto por Sajitha e Vijayamma (2016).

IQA _{SV}	Interpretação
0-25	Excelente
26-50	Boa
51-75	Ruim
76-100	Muito ruim
> 100	Imprópria

Fonte: Sajitha e Vijayamma (2016).

Yidana e Yidana (2010) determinaram a qualidade das águas subterrâneas da formação Voltaian do Sul, em Gana, Oeste da África, para o consumo humano através de um IQA. Nesse índice foram considerados os seguintes parâmetros: pH, Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, NO₃⁻, SO₄²⁻, Fe, Cl⁻, F⁻, As, Mn, Cu, Zn, Pb e Cd. O cálculo do IQA_Y levou em consideração a atribuição de um peso (W_i) aos parâmetros escolhidos com base nos seus efeitos à saúde primária, o cálculo do peso relativo (w_i) e a qualidade (q_i) de cada parâmetro em função da sua concentração e do padrão da OMS.

A metodologia de cálculo apresentada para a determinação do IQA_Y é a mesma já descrita para Sajitha e Vijayamma (2016). Os pesos absolutos e os pesos relativos dos parâmetros estão descritos na Tabela 31 e a classificação proposta por Yidana e Yidana (2010) é apresentada na Tabela 32.

Tabela 31 - Pesos de alguns parâmetros físico-químicos considerados.

Parâmetro	Padrão OMS	Peso absoluto (W_i)	Peso relativo (w_i)
pH	7,5	4	0,08
SO ₄ ²⁻	250	3	0,06
Cl ⁻	250	3	0,06
NO ₃ ⁻	50	5	0,10
Ca ²⁺	75	2	0,04
Mg ²⁺	30	2	0,04
Na ⁺	200	2	0,04
F ⁻	1,5	5	0,10
As	0,01	4	0,08
Cd	0,003	3	0,06
Cu	1,0	2	0,04
Fe lab	0,3	3	0,06
Mn	0,1	3	0,06
Ni	0,02	2	0,04
Pb	0,01	5	0,10
Zn	3,0	2	0,04

Fonte: Yidana e Yidana (2010).

Tabela 32 - Classes do IQA_Y proposto por Yidana e Yidana (2010).

IQA _Y	Interpretação
< 50	Excelente
50-100	Boa
100-120	Ruim
200-300	Muito ruim
> 300	Imprópria

Fonte: Yidana e Yidana (2010).

2.8 Índices climáticos

As mudanças climáticas globais podem acarretar variações importantes nas condições hidroclimáticas ao redor do mundo (ZARCH *et al.*, 2017). Aridez, desertificação e secas são grandes problemas ambientais, que afetam as condições de vida de milhares de pessoas em muitos países (TABARI *et al.*, 2014). Os índices climáticos são ferramentas de diagnóstico utilizadas para definir o estado do sistema climático e descrever as condições climáticas. Em geral, esses índices são provenientes de medições de temperatura e precipitação (DENIZ; TOROS; INCECIK, 2011; TABARI *et al.*, 2014).

Dentre os índices climáticos, há os índices de aridez, que classificam o tipo de clima

em relação à disponibilidade de água. São usados para previsão e monitoramento de secas, através do processamento de dados meteorológicos, tais como precipitação, evapotranspiração e temperatura do ar (NASTOS; POLITI; KAPSOMENAKIS, 2013). Identificar regiões áridas e semiáridas a partir de bases climáticas auxilia no enfrentamento dos perigos decorrentes da desertificação e da degradação de terras e recursos hídricos (ŞARLAK; AGHA, 2018).

Alterações no índice de aridez podem apontar impactos no ciclo hidrológico, no ecossistema e na gestão dos recursos hídricos de uma região. A elevação da aridez representa maior frequência de anos secos e de variabilidade na disponibilidade de recursos hídricos (DENIZ; TOROS; INCECIK, 2011; TABARI *et al.*, 2014). Assim, modelar alterações na aridez ante condições climáticas futuras é importante para o adequado manejo dos recursos hídricos (ZARCH *et al.*, 2017).

Ao longo dos anos, vários índices de aridez foram elaborados para identificar a aridez climática, como os índices de Lang, De Martonne, Erinc e do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (UNEP). Esses índices foram empregados em muitos estudos para identificar o estado de secura do clima de determinada região e classificá-la quanto à escassez de água (ŞARLAK; AGHA, 2018).

Önder *et al.* (2009) estimaram o efeito potencial das mudanças climáticas na aridez e na cobertura terrestre na Turquia para a década de 2070, utilizando os dados observados na década de 1990. O índice de aridez foi determinado calculando a proporção de precipitação anual para evapotranspiração de referência. Os resultados mostraram incremento da aridez nas regiões costeiras do sul e oeste da Turquia.

Tabari *et al.* (2014) examinaram os Índices de De Martonne e de Pinna no Irã para o período entre 1966 e 2005. Esses índices mostraram que as regiões áridas e semiáridas representavam 88% e 96% das áreas do Irã, respectivamente.

Os índices de aridez de Lang, De Martonne e o abordado na Resolução CONAMA 238/1997 podem ser utilizados como indicadores quantitativos da deficiência de água de determinada área, avaliando, assim, a variabilidade espacial e temporal da aridez e a suscetibilidade da região ao processo de desertificação.

2.8.1 Índice de aridez de Lang

Lang (1920) propôs o Índice de Aridez de Lang (IA_L), que consiste na razão entre precipitação e temperatura como definida pela equação abaixo:

$$IA_L = \frac{P}{T} \quad (25)$$

Em que: P é a precipitação pluviométrica anual em milímetros (mm) e T é a temperatura média anual do ar em °C. A interpretação dos valores do IA_L está descrita na Tabela 33.

Tabela 33 - Interpretação do Índice de Aridez de Lang.

Valor de IA_L	Indicação
< 20	Árido
20 - 40	Semiárido
40 - 160	Úmido
> 160	Muito úmido

Fonte: Şarlak e Agha (2018).

2.8.2 Índice de aridez De Martonne

De Martonne (1927) modificou o Índice de Aridez de Lang adicionando uma constante ao denominador para evitar valores negativos na razão. No entanto, esse índice ficou indefinido para temperaturas médias anuais de -10°C (PALTASINGH; GOYARI; MISHRA, 2012). O Índice de Aridez de De Martonne (IA_{dM}) é calculado em função da precipitação e temperatura, conforme:

$$IA_{dM} = \frac{P}{(T + 10)} \quad (26)$$

Em que: P é a precipitação pluviométrica anual em milímetros (mm) e T é a temperatura média anual do ar em °C. O IA_{dM} também pode ser expresso mensalmente de acordo com a equação abaixo:

$$IA_{dM}^m = \frac{12.P^m}{(T^m + 10)} \quad (27)$$

Em que: P^m é a precipitação pluviométrica mensal em milímetros (mm) e T^m é a temperatura média mensal em °C. A interpretação dos valores do Índice de Aridez de De Martonne está descrita na Tabela 34.

Tabela 34 - Interpretação do Índice de Aridez de De Martonne.

Valor de IA _{dm}	Indicação
< 5	Árido
5 - 15	Semiárido
15- 20	Subúmido seco
20 - 30	Subúmido úmido
30 - 60	Úmido
> 60	Muito úmido

Fonte: Şarlak e Agha (2018).

2.8.3 Índice de aridez – CONAMA 238/1997

A Resolução CONAMA 238/1997 formalizou o Índice de Aridez (IA_C) estabelecido na Política Nacional de Controle da Desertificação (PNCD). Esse índice estabelece que o grau de aridez de uma região depende da quantidade de água advinda da chuva (P) e da perda máxima possível de água pela evaporação e transpiração (ETP). O IA_C é calculado de acordo com a metodologia Thornthwaite (1948), a seguir:

$$IA_C = \frac{P}{ETP} \quad (28)$$

$$ETP = K \cdot ETP_i \quad (29)$$

$$ETP_i = 16 \cdot \left(\frac{10 \cdot T_i}{I} \right)^a, \text{ para } 0 < T_i < 26,5^\circ\text{C} \quad (30)$$

$$ETP_i = -415,85 + 32,25 \cdot T_i - 0,43 \cdot T_i^2, \text{ para } T_i \geq 26,5^\circ\text{C} \quad (31)$$

$$I = \sum_{i=1}^{12} \left(\frac{T_i}{5} \right)^{1,514} \quad (32)$$

$$a = (6,75 \cdot 10^{-7}) \cdot I^3 - (7,71 \cdot 10^{-5}) \cdot I^2 + (1,7921 \cdot 10^{-2}) \cdot I + 0,49239 \quad (33)$$

Em que: P é a precipitação pluviométrica (mm/ano) e ETP é a evapotranspiração potencial (mm/ano). Na equação da ETP_i mensal, K é um coeficiente de correção dependente da latitude, T_i é a temperatura média mensal em °C, I é um índice térmico e “a” é um coeficiente dependente de I.

As áreas cujo índice de aridez varia de 0,21 até 0,65 estão sujeitas à aplicação da Política Nacional de Controle da Desertificação. A interpretação dos valores do IA_C está descrita na Tabela 35.

Tabela 35 - Interpretação do Índice de Aridez – CONAMA N° 238/1997.

Valor de IAc	Indicação
< 0,05	Hiperárido
0,05 - 0,20	Árido
0,21 - 0,50	Semiárido
0,51 - 0,65	Subúmido seco
> 0,65	Subúmido e úmido

Fonte: Brasil (1997).

3 METODOLOGIA

3.1 Tipo de estudo

Segundo Fontelles *et al.* (2009), a pesquisa científica é a aplicação prática de um conjunto de procedimentos objetivos, que tem como finalidade produzir um novo conhecimento e agregá-lo aos já existentes. Existem diferentes maneiras de classificar uma pesquisa científica e cabe ao pesquisador escolher a que melhor atende aos seus objetivos. O presente estudo pode ser descrito de acordo com a classificação proposta pelos autores acima citados como:

- a) quanto à finalidade: pesquisa aplicada ou tecnológica, que tem como finalidade solucionar problemas concretos, com resultados práticos imediatos em termos econômicos e na melhoria da qualidade de vida;
- b) quanto à natureza: pesquisa observacional, em que o pesquisador não realiza qualquer intervenção ou modificação no curso do objeto analisado;
- c) quanto à abordagem: pesquisa quantitativa analítica, em que se trabalha com variáveis sob a forma de dados numéricos e emprega técnicas estatísticas, em razão da maior precisão e confiabilidade. Intenta-se assim explicar o contexto de um fenômeno no âmbito de um grupo ou população;
- d) quanto aos objetivos: pesquisa explicativa, que tem como objetivo principal elucidar os fatores determinantes da ocorrência dos fenômenos observados;
- e) quanto aos procedimentos técnicos: pesquisa documental, que tem o levantamento de documentos baseada em fonte secundária, ou seja, faz uma análise e ampliação das informações contidas na fonte original;
- f) quanto ao desenvolvimento no tempo: pesquisa transversal ou seccional, em que esta é desenvolvida em um breve período de tempo, em um determinado momento.

3.2 Reservatórios do estudo

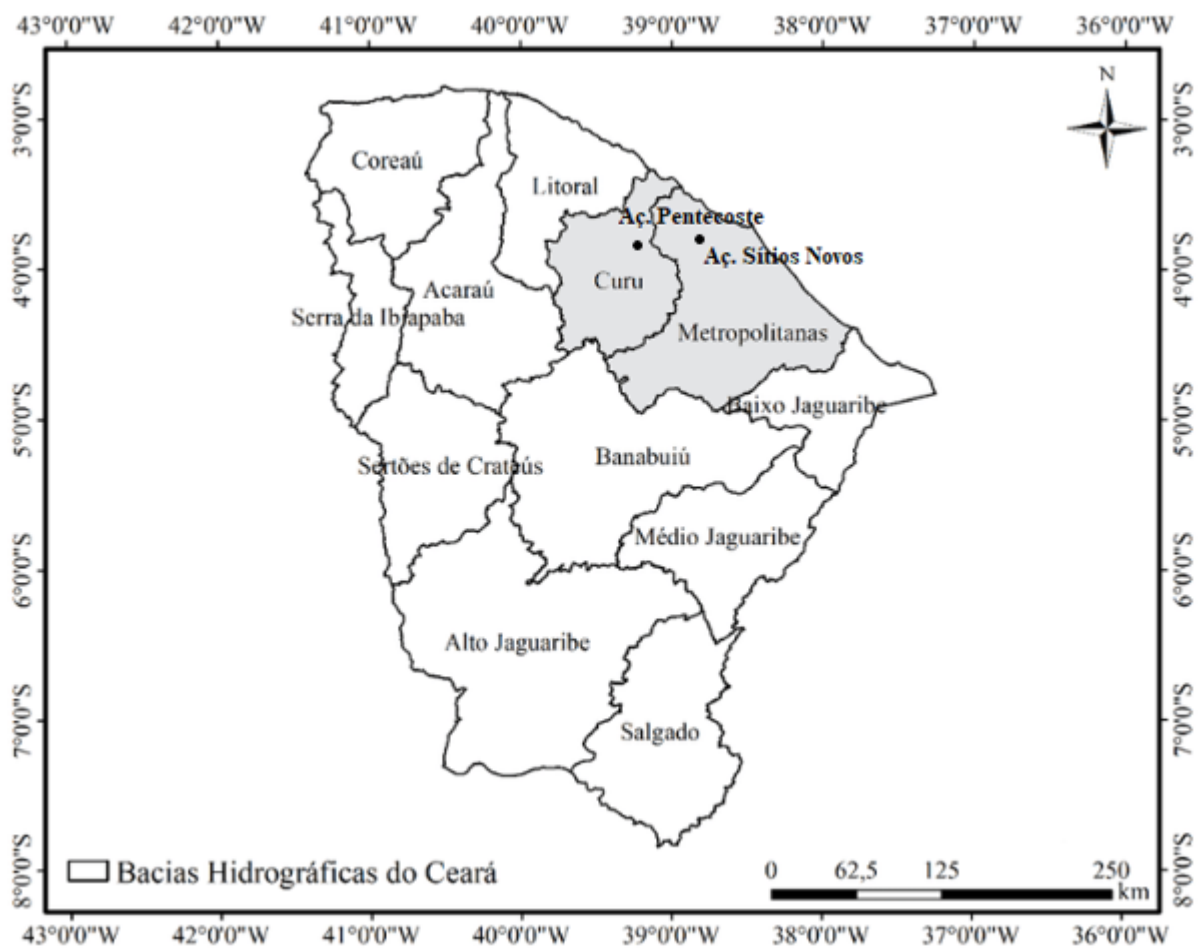
Os reservatórios cearenses estudados foram o Pereira de Miranda e o Sítios Novos, que nos últimos anos (2004 a 2018) apresentaram redução considerável do volume disponível como consequência da estiagem prolongada. Características gerais dos reservatórios do estudo e o mapa de localização estão na Tabela 36 e Figura 4, respectivamente.

Tabela 36 - Características dos reservatórios do estudo.

Características	Reservatórios	
	Pereira de Miranda	Sítios Novos
Bacia do Ceará	Curu	Metropolitana
Rio barrado	Rio Canindé	Rio São Gonçalo
Bacia hidrográfica (Km ²)	2.840	446
Capacidade (hm ³)	395,638	126,000
Bacia hidráulica (ha)	5.700	2.010
Profundidade média (m)	7,2	13,0
Latitude (N)	9.579.848	9.583.122
Longitude (E)	470.964	504.470
Início da operação	1957	1999

Fonte: Ceará (2017).

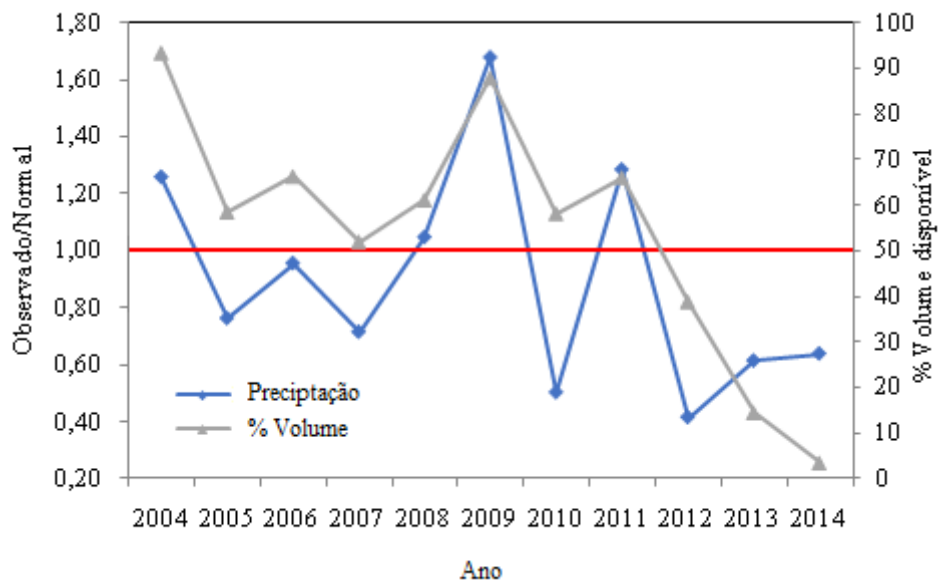
Figura 4 - Reservatórios do estudo.



Fonte: Elaborada pela autora (2019).

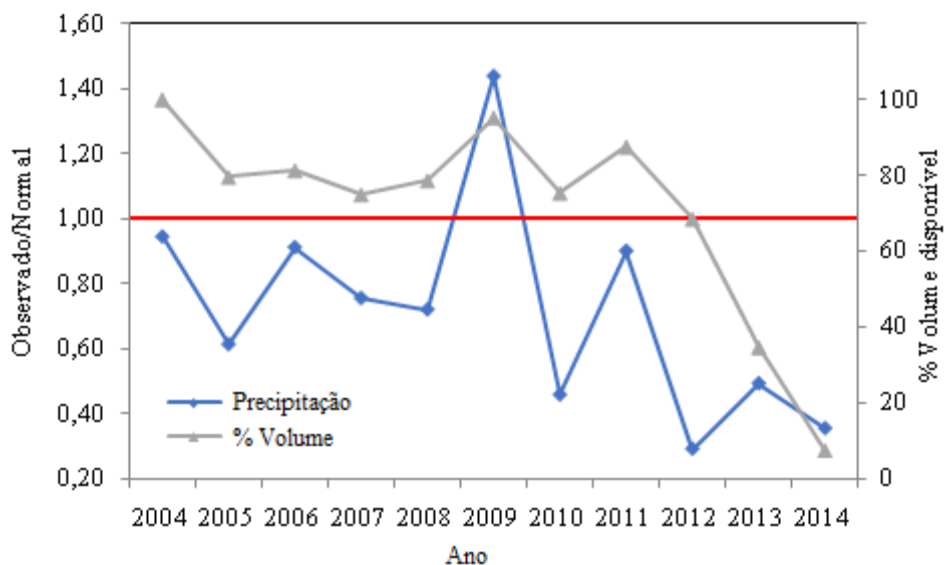
As áreas em que estavam os reservatórios do estudo apresentaram, no período de 2004 a 2014, o predomínio de precipitações médias abaixo das médias normais (Figuras 5 e 6). Isso é verificável pela razão entre o valor observado de precipitação e o valor normal. A redução do evento de precipitação tem como consequência mais relevante a rápida redução do volume armazenado nos reservatórios.

Figura 5 - Variação da precipitação na área do Açude Pereira de Miranda.



Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Figura 6 - Variação da precipitação na área do Açude Sítios Novos.



Fonte: Elaborada pela autora (2019).

3.2.1 Açude Pereira de Miranda

O açude Pereira de Miranda, também conhecido como Pentecoste, está localizado no município de Pentecoste, distante 85 km da capital Fortaleza, no centro norte do estado do Ceará. O quinto maior reservatório artificial do estado foi construído entre os anos de 1950 e 1957 pelo Departamento Nacional de Obras Contra as Secas (DNOCS) represando o rio Canindé. O açude Pentecoste tem como propósitos: o abastecimento de água, a irrigação, a geração de energia elétrica, a piscicultura e o controle das cheias do rio Curu (DNOCS, 2017).

O clima do local é do tipo BSw'h, segundo a classificação climática de *Köppen*, caracterizando a área como semiárida quente com chuvas durante o verão e o outono. A pluviosidade é irregular no tempo e no espaço com escassez de chuvas e secas periódicas com intensidades variadas (LIMA *et al.*, 2015). A precipitação pluviométrica média local é de 817,7 mm com estação chuvosa entre os meses de janeiro e abril. A temperatura média fica entre 26 e 28 °C. A vegetação predominante é caatinga arbustiva densa (IPECE, 2007).

Os solos predominantes na área são os Luvisolos (71%), Argissolos (22%), Planossolos (4%) e Neossolos (2%). A maioria desses solos apresenta vulnerabilidade à erosão, especialmente quando empregados sem as práticas conservacionistas de uso e ocupação (ALMEIDA *et al.*, 2016). O embasamento cristalino cobre mais de 80% da bacia do Curu, o substrato geológico da região de Pentecoste é representado por gnaisses, xistos, quartzitos, calcários e granitos, de idade pré-cambriana, além de sedimentos arenosos a areno-argilosos, inconsolidados, que constituem as coberturas elúvio-colúviais e aluviais cenozoicas (BRANDÃO; FEITOSA; BENVENUTI, 1998).

O perfil do uso e ocupação do solo descrito em França *et al.* (2013) apontou o predomínio dos cultivos de feijão, milho e mandioca. Constatou-se o lançamento de esgotos domésticos diretamente no açude e nos riachos a montante da represa. Averiguou-se também o atendimento da atividade de piscicultura em tanques-rede e a prática da criação extensiva de animais, na sua maioria de gado bovino, sendo desenvolvida de forma dispersa nas margens e no entorno do açude.

3.2.2 Açude Sítios Novos

O açude Sítios Novos está localizado no município de Caucaia, região metropolitana de Fortaleza, represando o rio São Gonçalo, no norte do estado do Ceará. Esse açude foi construído em 1999 para abastecer o Complexo Industrial e Portuário do Pecém, a

sede do município de São Gonçalo e os distritos de Umarituba, Catuana, Siupé e Sítios Novos através do Projeto de Desenvolvimento Urbano e Gestão de Recursos Hídricos (PROURB) (COGERH, 2008).

A bacia hidrográfica do açude Sítios Novos está localizada nas proximidades da região litorânea oeste do estado do Ceará. Apresenta índice pluviométrico médio anual de 950 mm, com período chuvoso entre os meses de janeiro e maio. A temperatura varia entre 26 e 30 °C e a evaporação média é 959,5 mm. A bacia apresenta cobertura vegetal típica de mangue e caatinga arbustiva densa (COGERH, 2008).

Segundo a classificação de *Köppen*, o clima é do tipo Aw' caracterizado como tropical chuvoso, quente e úmido, com estação chuvosa durante o verão e o outono. Dentro dos parâmetros estabelecidos por Gaussen, o clima local é tropical quente, com período de estiagem perdurando de cinco a seis meses (DEMES, 2013).

Os solos podem ser classificados como Planossolos e Planossolos Solódicos (COGERH, 2008). A geologia da região é constituída 80% por rochas cristalinas pertencentes ao Pré-cambriano (Complexo Gnaisse Migmatítico – PEgn) e por coberturas sedimentares Tércio-quadernárias representadas pela Formação Barreiras (Tqb) (DEMES, 2013).

Em relação ao uso e ocupação do solo, existem áreas antropizadas à montante do reservatório. Por outro lado, diferente do Pentecoste, a faixa de proteção do açude apresentou-se, de modo geral, bem mais preservada. As áreas degradadas mais significativas estavam no trecho final do reservatório. A mata ciliar do rio foi substituída, por alguns quilômetros, por áreas de cultivos agrícolas. Identificou-se ainda a presença de fossas rudimentares ao longo dos trechos próximos de montante, indicando contribuição para os riachos que fluem para o açude (COGERH, 2008).

3.3 Dados dos reservatórios em estudo

O estudo foi desenvolvido utilizando os dados de qualidade de água do banco de dados da Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do Ceará (COGERH) para os reservatórios acima referidos. Para avaliar a qualidade das águas dos reservatórios quanto ao seu conteúdo iônico foi considerado o período de 2004 a 2014. Para cada ano do estudo foram considerados dois períodos para avaliação (1º e 2º semestres). As coletas de amostras foram de acordo com o protocolo da Rede de Monitoramento da Qualidade da Água (RMQA) da COGERH com frequência de coletas trimestrais para o açude Pereira de Miranda e mensais para o açude Sítios Novos.

Para cada reservatório do estudo há distintos pontos (ou estações) de monitoramento da qualidade da água. As coletas de amostras foram efetuadas a 0,3m abaixo da superfície líquida. Para o enfoque aqui considerado, cada reservatório foi admitido com dispersão infinita (*i.e.*, mistura completa), de maneira que todos os pontos em cada corpo aquático possam refletir tal estado.

Os íons destinados à análise hidroquímica dos reservatórios foram: sódio (Na^+), potássio (K^+), cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), bicarbonato (HCO_3^-), carbonato (CO_3^{2-}), cloreto (Cl^-), sulfato (SO_4^{2-}) e nitrato (NO_3^-). Estas informações foram complementadas pelos seguintes parâmetros: condutividade elétrica (CE), dureza total (DT), pH, sólidos dissolvidos totais (STD), temperatura (T) e turbidez (Turb).

Aos parâmetros mencionados foram adicionados dados referentes à temperatura do ar dos municípios (T_{AR}), à fração de volume disponível dos reservatórios (%Vol) e à precipitação pluviométrica (P). A pluviometria e a fração de volume disponível dos açudes foram obtidas no Portal Hidrológico do Ceará, enquanto os dados relativos à temperatura do ar foram disponibilizados pela Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME). As médias semestrais dos parâmetros empregados no estudo podem ser vistos no Apêndice A.

3.4 Balanço iônico

O conteúdo iônico da água deve ser verificado quanto à integridade e precisão dos resultados. Caso existam diferenças significativas, pode-se presumir que foi cometido um erro nas análises dos constituintes individuais ou que uma ou mais espécies iônicas foram negligenciadas. Caso o erro calculado exceda os limites aceitáveis, os resultados das análises devem ser reavaliados (TCHOBANOGLOUS; SCHROEDER, 1985).

O balanço iônico verifica se a concentração total de cátions é igual a concentração total de ânions em solução, ambas expressas em miliequivalentes (meq/L), já que o princípio da eletroneutralidade deve ser preservado. O desvio percentual dessa igualdade é determinado pelo coeficiente de erro da análise. No presente estudo foi estabelecido o limite de 10%, com o erro prático (E_p) computado conforme:

$$E_p(\%) = \left| \frac{\sum \text{ânions} - \sum \text{cátions}}{\sum \text{ânions} + \sum \text{cátions}} \right| \times 100 \quad (34)$$

Em que:

$$\sum \hat{\text{ânions}} = [\text{HCO}_3^-] + [\text{CO}_3^{2-}] + [\text{Cl}^-] + [\text{SO}_4^{2-}] + [\text{NO}_3^-] \quad (35)$$

$$\sum \text{cátions} = [\text{Na}^+] + [\text{K}^+] + [\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}] \quad (36)$$

Segundo Logan (1965), o erro teórico é o erro prático máximo permitido levando em consideração o somatório dos cátions ou ânions, como mostrado na Tabela 37.

Tabela 37 - Erro admissível nas análises dos íons maiores.

Σ cátions ou Σ ânions (meq/L)	< 1	1	2	6	10	30	> 30
Erro máximo permitido (%)	15	10	6	4	3	2	1

Fonte: Logan (1965).

3.5 Índices empregados no estudo

3.5.1 Índices de estabilidade da água

Corrosão e incrustação são importantes indicadores de mensuração da qualidade da água, que devem ser consideradas no gerenciamento e nas operações de distribuição de água, já que as propriedades químicas da água podem ocasionar danos econômicos e prejuízos à saúde (KURDI; FERDOWS; MAGHSOUDI, 2015). Os índices de estabilidade da água utilizados para aferir o potencial de formação de incrustação e corrosão dos reservatórios do estudo foram: Índice de Saturação de Langelier, Índice de Estabilidade Ryznar, Índice de Larson-Skold, Índice de Incrustação de Puckorius e Índice de Agressividade. A descrição dos referidos índices está na Tabela 38.

Tabela 38 - Índices de estabilidade da água.

Índice	Equação	Valor do Índice	Condição da Água
Índice de Saturação de Langelier (LSI) ¹	$LSI = pH - pH_s$	$0,5 < LSI < 2$ $0 < LSI < 0,5$ $LSI = 0$ $-0,5 < LSI < 0$ $-2 < LSI < -0,5$	Incrustação forte Incrustação suave Balanceado Corrosão suave Corrosão severa
Índice de Estabilidade de Ryznar (RSI) ¹	$RSI = 2 \cdot pH_s - pH$	$4 < RSI < 5$ $5 < RSI < 6$ $6 < RSI < 7$ $7 < RSI < 7,5$ $7,5 < RSI < 9$ $RSI > 9$	Incrustação severa Incrustação média Pouca incrustação ou corrosão Corrosão média Corrosão elevada Corrosão severa
Índice de Incrustação de Puckorius (PSI) ²	$PSI = 2 \cdot pH_s - pH_{EQ}$	$PSI < 4,5$ $4,5 < PSI < 6,5$ $PSI > 6,5$	Tendência à incrustação Baixa tendência de incrustação e corrosão Tendência à corrosão
Índice de Agressividade (IA) ³	$IA = pH + \log[(Alc) \times (D_{Ca})]$	$AI < 10$ $10 < AI < 12$ $AI > 12$	Altamente agressiva Moderadamente agressiva Não agressiva
Índice de Larson-Skold (ILS) ²	$ILS = \frac{[Cl^-] + [SO_4^{2-}]}{[HCO_3^-] + [CO_3^{2-}]}$	$ILS < 0,8$ $0,8 < ILS < 1,2$ $ILS > 1,2$	Corrosão baixa Corrosão significativa Corrosão elevada

Fonte: ¹ Carrier (1965); ² Vasconcelos *et al.* (2015); ³ Imran *et al.* (2005).

3.5.2 Índices de qualidade da água para uso na irrigação

A quantidade excessiva de íons dissolvidos na água de irrigação pode afetar quimicamente e fisicamente o solo e as plantas, ocasionando a redução da produtividade agrícola (ARUMUGAM; ELANGO VAN, 2009). Os índices e as razões referentes a qualidade da água para uso na irrigação utilizados nos reservatórios do estudo foram: Razão de Adsorção de Sódio, Carbonato de Sódio Residual, Índice de Permeabilidade, Razão de Magnésio, Razão de Kelly, Percentual de Sódio e Dureza Total. A descrição dos referidos índices está na Tabela 39.

Tabela 39 - Índices de qualidade da água para irrigação.

Índice	Equação	Valor do Índice	Condição da Água
Razão de Adsorção de Sódio (RAS) ¹	$RAS = \frac{[Na^+]}{\sqrt{\frac{[Ca^{2+}] + [Mg^{2+}]}{2}}}$	RAS < 10 10 < RAS < 18 18 < RAS < 26 RAS > 26	Baixo risco de sodificação Médio risco de sodificação Alto risco de sodificação Muito alto risco de sodificação
Carbonato de Sódio Residual (RSC) ¹	$RSC = ([HCO_3^-] + [CO_3^{2-}]) - ([Ca^{2+}] + [Mg^{2+}])$	RSC < 1,25 1,25 < RSC < 2,50 RSC > 2,50	Boa (Aceitável) Regular (Tolerável) Ruim (Inadequado)
Índice de Permeabilidade (IP) ²	$IP = \frac{([Na^+] + \sqrt{[HCO_3^-]}) \times 100}{[Ca^{2+}] + [Mg^{2+}] + [Na^+]}$	IP < 25% 25% < IP < 75% IP > 75%	Inadequada para irrigação Razoável para Irrigação Boa para Irrigação
Razão de Magnésio (RMg) ³	$RMg = \left(\frac{[Mg^{2+}]}{[Ca^{2+}] + [Mg^{2+}]} \right) \times 100$	RMg < 50% RMg > 50%	Uso adequado para irrigação Uso inadequado para irrigação
Razão de Kelly (RK) ⁴	$RK = \frac{[Na^+]}{[Ca^{2+}] + [Mg^{2+}]}$	RK < 1 RK > 1	Adequado Inadequado
Percentual de Sódio (%Na) ⁵	$Na\% = \frac{([Na^+] + [K^+]) \times 100}{[Na^+] + [K^+] + [Ca^{2+}] + [Mg^{2+}]}$	%Na < 20 20 < %Na < 40 40 < %Na < 60 60 < %Na < 80 %Na > 80	Excelente Boa Razoável Duvidosa Inadequada
Dureza Total (DT) ⁶	$DT = ([Ca^{2+}] + [Mg^{2+}]) \times 50$	DT < 75 75 < DT < 150 150 < DT < 300 DT > 300	Mole Moderadamente dura Dura Muito dura

Fonte: ¹ Richards (1954.); ² Doneen (1964); ³ Szabolcs e Darab (1964); ⁴ Kelly (1940); ⁵ Wilcox (1955); ⁶ Sawyer, McCarty e Parkin (2003).

3.5.3 Índices de qualidade da água quanto à salinidade

Os índices de qualidade da água podem refletir alterações (degradação ou recuperação) dos recursos hídricos. Isso se dá nas dimensões tempo e espaço, contribuindo para uma melhor gestão do recurso. Quanto à qualidade da água e seu conteúdo salino, no presente estudo foram empregados os índices propostos por Araújo Neto *et al.* (2014), Meireles *et al.* (2010), De La Mora-Orozco *et al.* (2017), Sajitha e Vijayamma (2016) e Yidana e Yidana (2010). Realizou-se a redistribuição dos pesos dos parâmetros nos três últimos modelos de IQA citados,

de maneira a adaptá-los ao escopo da pesquisa, pois nem todos os parâmetros considerados nesses modelos estavam disponíveis. A descrição dos referidos índices está nas Tabelas 40 e 41.

Tabela 40 - Índices IQA_{AN}, IQA_M e IQA_{DLM} referentes à salinidade e empregados para o estudo dos açudes Pentecoste e Sítios Novos.

Autor	Designação	Parâmetro	Peso (w_i)
Araújo Neto <i>et al.</i> (2014) ¹	IQA _{AN}	CE (dS/m)	0,254
		Cl ⁻ (meq/L)	0,260
		Na ⁺ (meq/L)	0,243
		Mg ²⁺ (meq/L)	0,242
Meireles <i>et al.</i> (2010) ²	IQA _M	CE (dS/cm)	0,211
		Na ⁺ (meq/L)	0,204
		Cl ⁻ (meq/L)	0,194
		HCO ₃ ⁻ (meq/L)	0,202
		RAS ^o (meq/L) ^{1/2}	0,189
De La Mora-Orozco <i>et al.</i> (2017) ³	IQA _{DLM}	pH	0,056
		CE (dS/cm)	0,083
		STD (mg/L)	0,056
		DT (mg CaCO ₃ /L)	0,056
		Alc (mg CaCO ₃ /L)	0,083
		Na ⁺ (mg/L)	0,139
		K ⁺ (mg/L)	0,139
		Ca ²⁺ (mg/L)	0,056
		Mg ²⁺ (mg/L)	0,083
		Cl ⁻ (mg/L)	0,083
		SO ₄ ²⁻ (mg/L)	0,139
NO ₃ ⁻ (mg/L)	0,028		

Fonte: ¹ Araújo Neto *et al.* (2014); ² Meireles *et al.* (2010); adaptado de ³ De La Mora-Orozco *et al.* (2017).

Tabela 41 - Índices IQA_{SV} e IQA_Y referentes à salinidade e empregados para o estudo dos açudes Pentecoste e Sítios Novos.

Autor	Designação	Parâmetro	Padrão	Peso (w_i)
Sajitha e Vijayamma (2016) ¹	IQA _{SV}	pH	6,0-9,5	0,029
		STD (mg/L)	1000	0,088
		Na ⁺ (mg/L)	200	0,147
		K ⁺ (mg/L)	12	0,147
		Ca ²⁺ (mg/L)	75	0,147
		Mg ²⁺ (mg/L)	30	0,147
		Cl ⁻ (mg/L)	250	0,147
		DT (mg CaCO ₃ /L)	500	0,147
Yidana e Yidana (2010) ²	IQA _Y	pH	7,5	0,19
		Na ⁺ (mg/L)	200	0,10
		NO ₃ ⁻ (mg/L)	10	0,24
		Ca ²⁺ (mg/L)	75	0,10
		Mg ²⁺ (mg/L)	30	0,10
		Cl ⁻ (mg/L)	250	0,14
		SO ₄ ²⁻ (mg/L)	250	0,14

Fonte: Adaptado de ¹ Sajitha e Vijayamma (2016); adaptado de ² Yidana e Yidana (2010).

3.5.4 Índices climáticos

Como já destacado, os Índices de Aridez são indicadores quantitativos da deficiência de água presente em determinado local (OLIVER, 2005). A salinidade das águas está muitas vezes relacionada com o grau de aridez local, o qual pode ser quantificada na forma de índices (SILVA JÚNIOR; GHEYI; MEDEIROS, 1999). Ratifica-se que no presente estudo foram utilizados os índices já descritos, conforme: Índice de Aridez de Lang (IA_L), Índice de Aridez de De Martonne (IA_{dM}) e o Índice de Aridez da CONAMA 238/1997 (IA_C). A descrição dos referidos índices está na Tabela 42.

Tabela 42- Índices climáticos empregados no estudo.

Índice	Equação	Valor do Índice	Classe
Índice de Aridez de Lang ¹	$IA_L = \frac{P}{T}$	$IA_L < 20$ $20 < IA_L < 40$ $40 < IA_L < 160$ $IA_L > 160$	Árido Semiárido Úmido Muito úmido
Índice de Aridez de De Martonne ¹	$IA_{dm} = \frac{P}{(T+10)}$	$IA_{dm} < 5$ $5 < IA_{dm} < 15$ $15 < IA_{dm} < 20$ $20 < IA_{dm} < 30$ $30 < IA_{dm} < 60$ $IA_{dm} > 60$	Árido Semiárido Subúmido seco Subúmido úmido Úmido Muito úmido
Índice de Aridez (CONAMA 238/1997) ²	$IA_C = \frac{P}{ETP}$	$IA_C < 0,05$ $0,05 < IA_C < 0,20$ $0,21 < IA_C < 0,50$ $0,51 < IA_C < 0,65$ $IA_C > 0,65$	Hiperárido Árido Semiárido Subúmido seco Subúmido e úmido

Fonte: ¹ Şarlak e Agha (2018); ² Brasil (1997).

3.6 Abordagem quantitativa

A compreensão de afinidades entre os constituintes químicos específicos das amostras de água e dos parâmetros ambientais não estabelecem necessariamente uma relação de causa e efeito. Entretanto, permite em primeiro momento, a análise dos dados com uma melhor formulação de hipóteses e interpretação dos processos (GÜLER *et al.*, 2002).

A partir de técnicas de estatística descritiva e bivariada é possível ponderar cada variável independentemente e sua relação com as demais. Assim, com o propósito de conhecer melhor o comportamento dos parâmetros e índices em consideração foram conduzidas análises individuais nos dois reservatórios do estudo.

Os testes de aderência auxiliam na decisão quanto à adequação ou não de um certo modelo distributivo à distribuição empírica de uma dada amostra (NAGHETTINI; PINTO, 2007). A possibilidade de utilização das distribuições de probabilidade teóricas Normal, *Gama*, *Lognormal* e *Weibull* foram verificadas através do teste de aderência de *Kolmogorov-Smirnov* (KS) a um nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$). Este teste não paramétrico compara a máxima diferença absoluta entre as funções de probabilidades acumuladas, empírica e teórica, de variáveis aleatórias contínuas (D_N) com o valor crítico para dado nível de significância ($D_{N,\alpha}$). Portanto, se $D_N < D_{N,\alpha}$, a hipótese nula (H_0) não deve ser rejeitada, pois o comportamento

probabilístico da variável aleatória, em questão, pode ser modelado pela distribuição teórica testada.

Posteriormente, aplicou-se o Critério de Informação de *Akaike* (AIC) com intuito de identificar entre os modelos distributivos classificados pelo teste de aderência o que melhor se ajustou a distribuição dos dados amostrais. O teste AIC é uma ferramenta de seleção de modelo estatístico baseado na medida de Informação de *Kullback-Leibler*. Segundo esse teste, deve-se escolher o modelo estatístico que forneceu o menor valor de AIC, ou seja, o modelo de melhor ajuste (RAMOS; MOALA, 2014).

A distinção sobre a influência do ciclo climático anual (período chuvoso *versus* período de estiagem) foi verificada a partir de teste de análise de variância paramétrico (ANOVA) e não paramétrico (*Kruskal-Wallis*), a fim de determinar a ocorrência de diferenças estatisticamente significativas entre os dados. O parâmetro de referência em questão para o conteúdo iônico foi a condutividade elétrica (CE).

Verificou-se para o conjunto amostral de cada reservatório a ocorrência de correlação entre parâmetros, índices (iônicos e climáticos) e nível operacional (volume disponível/volume total) por meio do coeficiente de correlação de *Pearson* com nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$).

A análise de correlação é um método empregado para estudar a possível associação entre duas variáveis contínuas. Nesse sentido, o coeficiente de correlação de *Pearson* (r) mede o grau de correlação linear entre duas variáveis quantitativas, podendo variar de -1 a 1, em que valores absolutos altos indicam uma melhor dependência estatística linear entre as variáveis (BERMUDEZ-EDO; BARNAGHI; MOESSNER, 2018). Dancey e Reidy (2013) apontam que valores de correlação (r) entre 0,10 e 0,30 são considerados como fracos; valores de r entre 0,40 e 0,60 como moderados; e valores de r entre 0,70 e 1,0 como fortes.

Foi computado ainda o grau de falha em relação aos principais parâmetros de qualidade de acordo com dispositivos normativos (CONAMA 357/2005 e PRC 5/2017, Anexo XX). Determinou-se assim o risco de falha para o conteúdo iônico, com previsão da confiabilidade dos reservatórios do estudo quanto à qualidade de suas águas.

O cálculo foi efetuado a partir de simulação de *Monte Carlo*, técnica que gera variáveis aleatórias baseadas em distribuições de probabilidade para modelar o risco ou a incerteza de um determinado sistema. Segundo Vaccaro (1997), o método de simulação de *Monte Carlo* se baseia na geração de diversos conjuntos de valores de variáveis aleatórias associados as distribuições de probabilidade representativas. Produz-se, ao final do processo,

um conjunto de valores para as variáveis aleatórias de resposta que podem ser estatisticamente analisadas.

3.6.1 Recursos computacionais

No presente estudo os dados foram compilados em planilha eletrônica. O complemento de análise estatística foi obtido através do *software R: A Language and Environment for Statistical Computing* com a interface *Rstudio* versão 3.4.4 (R CORE TEAM, 2018) e do *software Paleontological Statistical (PAST)* versão 3.19 (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001).

Utilizou-se ainda o *software Qualigraf*, disponível em FUNCEME (2014), para a plotagem dos diagramas de Piper, traçado comumente utilizado para classificação e comparação de grupos distintos de águas quanto aos íons dominantes.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Classificação iônica das águas dos açudes do estudo

A partir do balanço iônico foi determinado o erro prático das análises dos reservatórios do estudo para os períodos considerados. O erro médio para o açude Pereira de Miranda foi de 4,9% (de 0,1 a 9,9%). Para o açude Sítios Novos foi de 3,4% (de 0,1 a 7,6%). O erro obtido nas amostras do 1º semestre (3,6%) do açude Pereira de Miranda foi menor do que o obtido no 2º semestre (6,2%). Entretanto, para o açude Sítios Novos o erro obtido nas amostras do 1º semestre (3,8%) foi ligeiramente superior ao obtido no 2º semestre (3%). O desvio percentual da eletroneutralidade para a avaliação dos reservatórios do estudo não excedeu o erro máximo recomendado e aqui utilizado como baliza (*i.e.* 10%) (FEITOSA; MANOEL FILHO, 1997; VAN DER AA, 2003). Isso indica o bom equilíbrio iônico entre cátions e ânions e, portanto, a confiabilidade dos valores medidos (DINKA; LOISKANDL; NDAMBUKI, 2015).

A partir dos dados de concentração dos íons presentes nas amostras de água dos reservatórios do estudo foi possível determinar os íons dominantes com base no diagrama de Piper. Ademais, considerou-se a distinção do ciclo climático anual (período chuvoso *versus* período de estiagem), conforme descrito no capítulo anterior, os períodos de avaliação para cada semestre (1º e 2º) em cada ano, a fim de ressaltar as variações sazonais no período de 2004 a 2014.

Os resultados do diagrama de Piper das águas do açude Pereira de Miranda podem ser vistos nas Figuras 7 e 8. Os achados mostram que as águas desse açude, no período chuvoso, foram predominantemente cloretadas sódicas (82%), complementadas com tipos sódicas mistas (9%) e cloretadas mistas (9%). Verificou-se ainda o predomínio das águas cloretadas sódicas (91%) em relação às mistas (9%) durante o período seco dos anos estudados. Isto explica a elevação da concentração de cloreto à proporção que a estação seca progride.

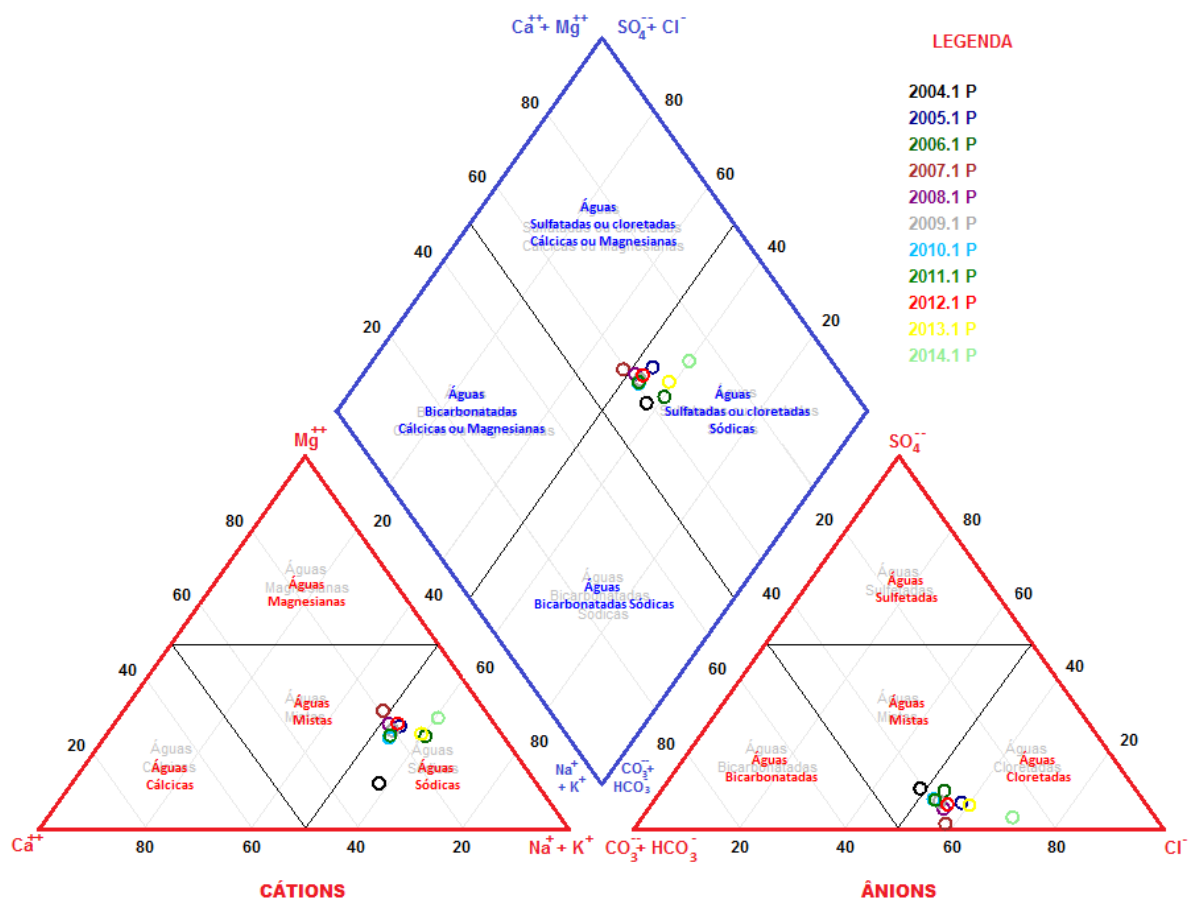
Averiguou-se, conforme mostrado nos diagramas de Piper das Figuras 9 e 10, que as águas do açude Sítios Novos foram somente do tipo cloretadas sódicas durante as estações chuvosa e seca no período estudado (2004 a 2014).

As águas superficiais dos reservatórios estudados apresentaram maiores concentrações dos íons cloreto e sódio como decorrência natural da litologia local. Araújo Neto *et al.* (2014) destacam que a precipitação sobre a bacia carrega sais e elementos químicos que refletem as propriedades das rochas e dos solos através do escoamento superficial e percolação.

Silva Jr., Gheyi e Medeiros (1999) afirmaram que as águas do embasamento cristalino do Nordeste são em sua maioria cloretadas sódicas, com alguma variação devido a litologia do local de origem.

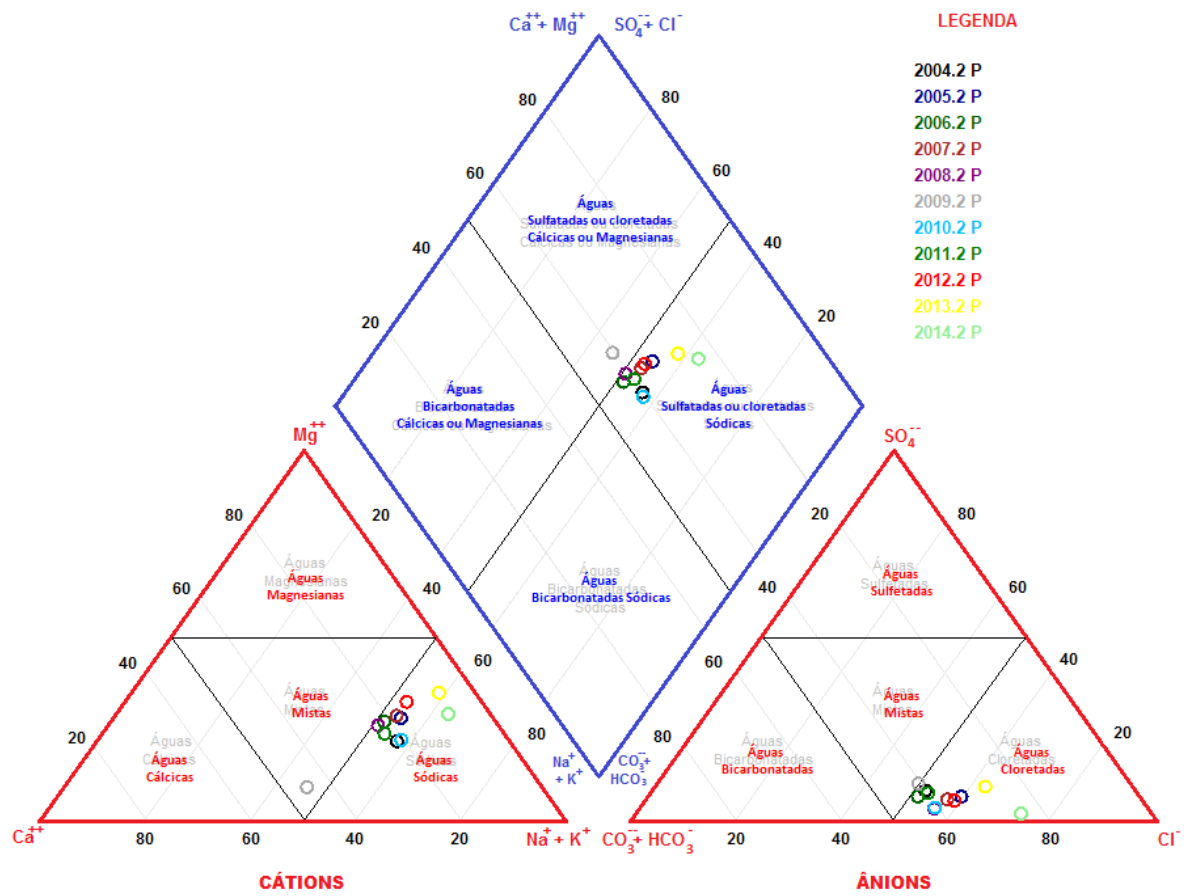
Segundo Leprun (1983), as águas superficiais do semiárido nordestino de embasamento cristalino são do tipo cloretada sódica e obedecem às seguintes relações para cátions e ânions, respectivamente: $\text{Na}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$ e $\text{Cl}^- > \text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-}$. Outros estudos confirmam a afirmação anterior, como o de Santiago (1984) que ao analisar as águas dos açudes Pereira de Miranda e Caxitoré no semiárido cearense obteve águas do tipo cloretadas sódicas durante todo o período de estudo.

Figura 7 – Diagrama de Piper para as águas do açude Pereira de Miranda (Pentecoste) no período chuvoso (1º semestre de cada ano).



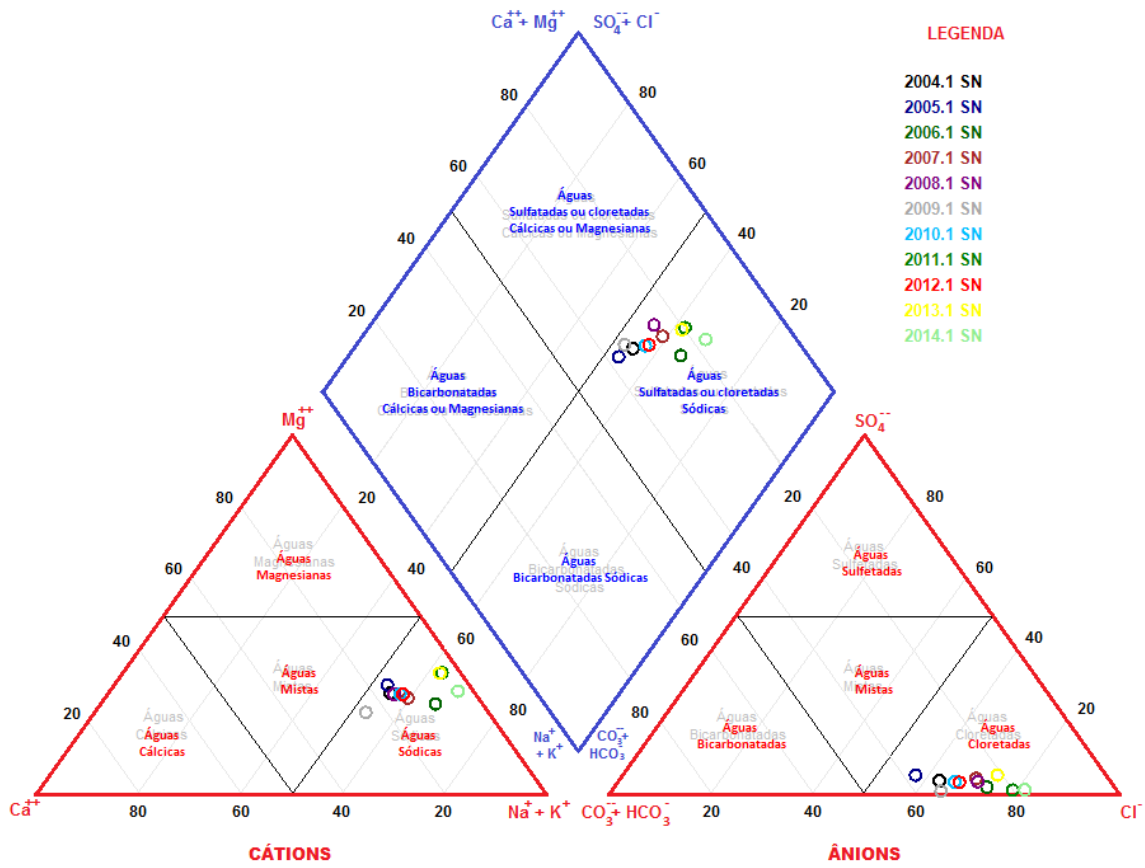
Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Figura 8 – Diagrama de Piper para as águas do açude Pereira de Miranda (Pentecoste) no período de estiagem (2º semestre de cada ano).



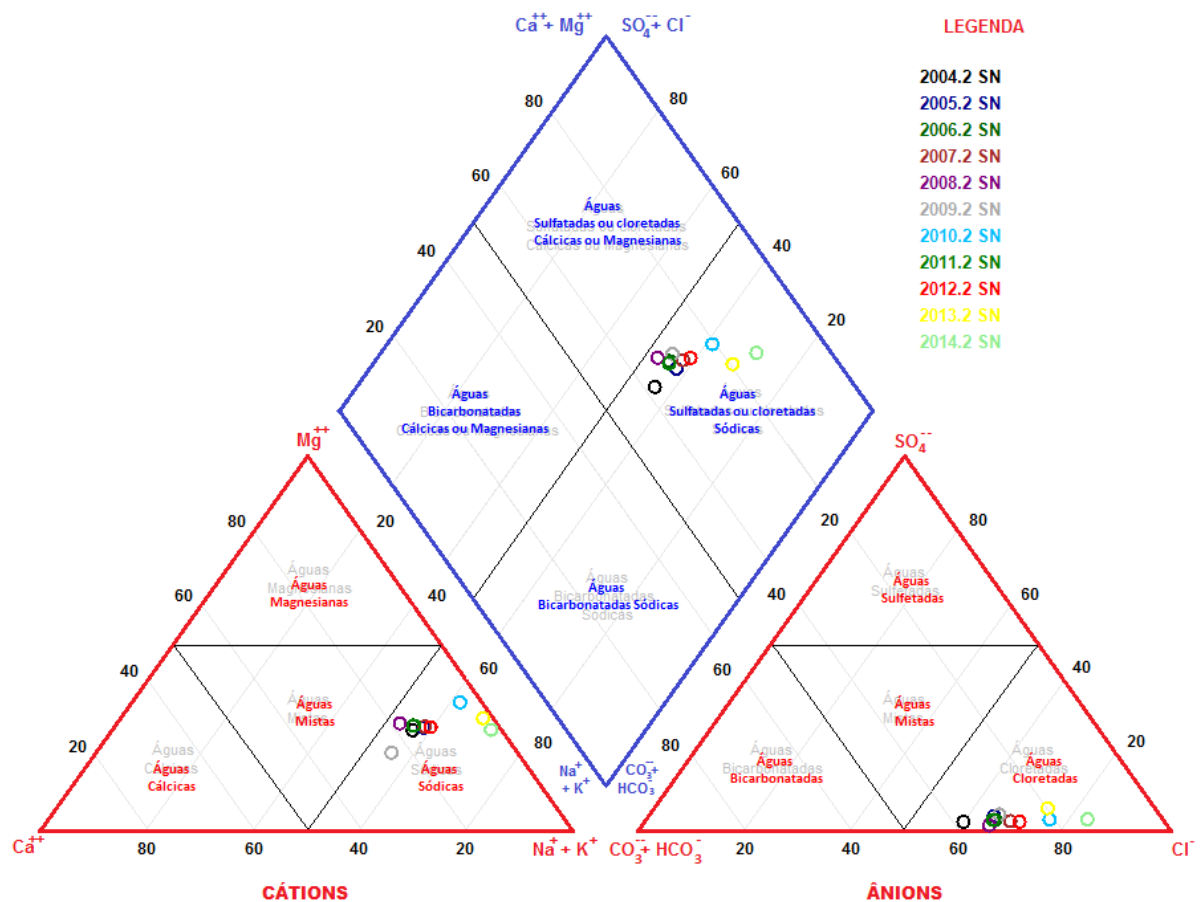
Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Figura 9 – Diagrama de Piper para as águas do açude Sítios Novos no período chuvoso (1º semestre de cada ano).



Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Figura 10 – Diagrama de Piper para as águas do açude Sítios Novos no período de estiagem (2º semestre de cada ano).



Fonte: Elaborada pela autora (2019).

O ânion predominante nas águas superficiais analisadas encontradas no domínio hidrogeológico cristalino foi o cloreto, que possui elevada solubilidade em relação aos carbonatos de cálcio e magnésio. Assim, o aumento da concentração salina das águas proporciona maiores teores de cloreto de sódio em detrimento dos teores de carbonatos de cálcio e magnésio, que tendem a precipitar em virtude de sua menor solubilidade (NIA *et al.*, 2010; RIBEIRO *et al.*, 2008; SILVA JÚNIOR; GHEYI; MEDEIROS, 1999).

Santiago (1984) mostrou em seu trabalho que a concentração de cloreto nas águas de chuva é função da proximidade com o litoral. Segundo a autora, isto se deve aos aerossóis marinhos, que são aerotransportados e depositados continuamente nos solos e, por fim, lixiviados e transportados para os reservatórios superficiais e subterrâneos. Em síntese, as concentrações de sais contidas na precipitação atmosférica, notadamente cloretos, tendem a decrescer com a distância entre o local de precipitação e o oceano (SOUZA FILHO; CAMPOS, 2005). O fato exposto também pode explicar o que ocorreu com os açudes Pereira de Miranda

e Sítios Novos, já que distam aproximadamente 50 Km e 30 Km da costa, respectivamente. Todas as afirmações anteriores corroboram os resultados obtidos com os diagramas de Piper dos reservatórios do estudo.

4.2 Índices de aridez

Os resultados obtidos com a aplicação do Índice de Lang (Tabelas 43 e 44) mostram tendências semelhantes para ambos os açudes durante o período de estudo. O IA_L médio obtido com os primeiros semestres de cada ano nos açudes Pereira de Miranda e Sítios Novos foram de 23,6 ($\sigma = 10,6$) e 23,7 ($\sigma = 11,0$), respectivamente, enquadrando-se predominantemente como semiárido. Já com os segundos semestres, o IA_L médio para os referidos açudes foram de 1,4 ($\sigma = 0,9$) e 0,9 ($\sigma = 0,7$), respectivamente, enquadrando-se como árido. Constatou-se ainda uma alternância entre as classes de aridez semiárido e árido nos primeiros semestres, e a ocorrência exclusiva da classe de aridez árido nos segundos semestres.

Tabela 43 – Índice de Lang na área do Açude Pereira de Miranda.

Açude Pereira de Miranda					
Ano/Semestre	IA_L	Classe	Ano/Semestre	IA_L	Classe
2004.1	33,6	Semiárido	2004.2	1,4	Árido
2005.1	21,0	Semiárido	2005.2	0,3	Árido
2006.1	26,5	Semiárido	2006.2	0,8	Árido
2007.1	19,0	Árido	2007.2	1,2	Árido
2008.1	27,9	Semiárido	2008.2	1,4	Árido
2009.1	44,3	Úmido	2009.2	2,5	Árido
2010.1	11,6	Árido	2010.2	1,8	Árido
2011.1	33,6	Semiárido	2011.2	3,5	Árido
2012.1	11,2	Árido	2012.2	0,2	Árido
2013.1	14,7	Árido	2013.2	1,7	Árido
2014.1	16,4	Árido	2014.2	0,9	Árido

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Tabela 44 – Índice de Lang na área do Açude Sítios Novos.

Açude Sítios Novos					
Ano/Semestre	IA _L	Classe	Ano/Semestre	IA _L	Classe
2004.1	30,3	Semiárido	2004.2	1,2	Árido
2005.1	20,0	Árido	2005.2	0,2	Árido
2006.1	30,6	Semiárido	2006.2	0,4	Árido
2007.1	25,8	Semiárido	2007.2	0,9	Árido
2008.1	24,6	Semiárido	2008.2	0,4	Árido
2009.1	47,8	Úmido	2009.2	1,8	Árido
2010.1	13,9	Árido	2010.2	1,0	Árido
2011.1	29,6	Semiárido	2011.2	2,1	Árido
2012.1	10,6	Árido	2012.2	0,0	Árido
2013.1	15,0	Árido	2013.2	1,8	Árido
2014.1	11,8	Árido	2014.2	0,3	Árido

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

De acordo com as Tabelas 45 e 46, o Índice de De Martonne médio obtido com os primeiros semestres nos açudes Pereira de Miranda e Sítios Novos foram de 34,4 ($\sigma = 15,3$) e 33,9 ($\sigma = 15,8$), respectivamente. Enquadram-se predominantemente como úmido. Nos segundos semestres, o IA_{dM} médio para os açudes foram de 2,1 ($\sigma = 1,4$) e 1,3 ($\sigma = 1,0$), respectivamente, predominando como árido. Ao longo dos anos analisados, notou-se uma oscilação entre as classes úmido, subúmido úmido e subúmido seco nos primeiros semestres, enquanto a classe de aridez árido predominou nos segundos semestres.

Tabela 45 – Índice de De Martonne na área do Açude Pereira de Miranda.

Açude Pereira de Miranda					
Ano/Semestre	IA _{dM}	Classe	Ano/Semestre	IA _{dM}	Classe
2004.1	49,0	Úmido	2004.2	2,0	Árido
2005.1	30,7	Úmido	2005.2	0,4	Árido
2006.1	38,4	Úmido	2006.2	1,2	Árido
2007.1	27,6	Subúmido úmido	2007.2	1,8	Árido
2008.1	40,6	Úmido	2008.2	2,1	Árido
2009.1	64,7	Muito úmido	2009.2	3,7	Árido
2010.1	17,2	Subúmido seco	2010.2	2,6	Árido
2011.1	48,5	Úmido	2011.2	5,1	Semiárido
2012.1	16,3	Subúmido seco	2012.2	0,4	Árido
2013.1	21,7	Subúmido úmido	2013.2	2,5	Árido
2014.1	24,2	Subúmido úmido	2014.2	1,3	Árido

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Tabela 46 – Índice de De Martonne na área do Açude Sítios Novos.

Açude Sítios Novos					
Ano/Semestre	IA _{dM}	Classe	Ano/Semestre	IA _{dM}	Classe
2004.1	43,9	Úmido	2004.2	1,7	Árido
2005.1	29,0	Subúmido úmido	2005.2	0,3	Árido
2006.1	44,0	Úmido	2006.2	0,5	Árido
2007.1	36,7	Úmido	2007.2	1,3	Árido
2008.1	35,2	Úmido	2008.2	0,6	Árido
2009.1	68,5	Muito úmido	2009.2	2,7	Árido
2010.1	20,3	Subúmido úmido	2010.2	1,4	Árido
2011.1	42,2	Úmido	2011.2	3,0	Árido
2012.1	14,9	Semiárido	2012.2	0,0	Árido
2013.1	21,6	Subúmido úmido	2013.2	2,6	Árido
2014.1	17,0	Subúmido seco	2014.2	0,4	Árido

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Os resultados para o Índice de Aridez baseado na CONAMA 238/1997 estão nas Tabelas 47 e 48. Os valores médios obtidos com os primeiros semestres nos açudes Pereira de Miranda e Sítios Novos foram: 0,76 ($\sigma = 0,35$) e 0,85 ($\sigma = 0,41$), respectivamente. Esses valores enquadram o índice de aridez desses locais como predominantemente subúmido e úmido. Já com os segundos semestres, o IAc médio para os referidos açudes foram de 0,04 ($\sigma = 0,03$) e 0,03 ($\sigma = 0,02$), respectivamente, enquadrando-se como predominantemente hiperárido. Ademais, observaram-se nos primeiros semestres, variações entre as classes subúmido e úmido, subúmido seco e semiárido. Nos segundos semestres, houve um predomínio da classe hiperárido, complementada com a classe de aridez árido.

Os resultados alcançados com os segundos semestres evidenciam que os locais de estudo estão mais propensos à desertificação. A Política Nacional de Controle da Desertificação (PNCD) define a desertificação como: “A degradação de terras nas zonas áridas, semiáridas e subúmidas secas resultantes de fatores diversos tais como as variações climáticas e as atividades humanas”, implicando a deterioração da Terra, dos solos, dos recursos hídricos, da vegetação, da biodiversidade e da qualidade de vida da população afetada (BRASIL, 1997). Dessa forma, as mudanças observadas na aridez podem alterar a extensão e a gravidade da desertificação, impactar o ciclo hidrológico, a gestão de recursos hídricos e o ecossistema na região (TABARI *et al.*, 2014).

Tabela 47 – Índice de Aridez (CONAMA 238/197) na área do Açude Pereira de Miranda.

Açude Pereira de Miranda					
Ano/Semestre	IA_C	Classe	Ano/Semestre	IA_C	Classe
2004.1	1,06	Subúmido e úmido	2004.2	0,04	Hiperárido
2005.1	0,68	Subúmido e úmido	2005.2	0,01	Hiperárido
2006.1	0,91	Subúmido e úmido	2006.2	0,03	Hiperárido
2007.1	0,62	Subúmido seco	2007.2	0,04	Hiperárido
2008.1	0,88	Subúmido e úmido	2008.2	0,04	Hiperárido
2009.1	1,41	Subúmido e úmido	2009.2	0,08	Árido
2010.1	0,36	Semiárido	2010.2	0,05	Árido
2011.1	1,16	Subúmido e úmido	2011.2	0,11	Árido
2012.1	0,35	Semiárido	2012.2	0,01	Hiperárido
2013.1	0,45	Semiárido	2013.2	0,05	Árido
2014.1	0,51	Subúmido seco	2014.2	0,03	Hiperárido

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Tabela 48 – Índice de Aridez (CONAMA 238/197) na área do Açude Sítios Novos.

Açude Sítios Novos					
Ano/Semestre	IA_C	Classe	Ano/Semestre	IA_C	Classe
2004.1	1,02	Subúmido e úmido	2004.2	0,04	Hiperárido
2005.1	0,67	Subúmido e úmido	2005.2	0,01	Hiperárido
2006.1	1,06	Subúmido e úmido	2006.2	0,01	Hiperárido
2007.1	0,98	Subúmido e úmido	2007.2	0,03	Hiperárido
2008.1	0,91	Subúmido e úmido	2008.2	0,01	Hiperárido
2009.1	1,76	Subúmido e úmido	2009.2	0,06	Árido
2010.1	0,45	Semiárido	2010.2	0,04	Hiperárido
2011.1	1,12	Subúmido e úmido	2011.2	0,07	Árido
2012.1	0,41	Semiárido	2012.2	0,00	Hiperárido
2013.1	0,54	Subúmido seco	2013.2	0,06	Árido
2014.1	0,42	Semiárido	2014.2	0,01	Hiperárido

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Os resultados dos índices de aridez apontam uma condição de clima mais favorável nos primeiros semestres de cada ano em ambos os açudes. Essa tendência geral advém do regime pluviométrico local, que apresenta um ciclo climático anual dividido em duas estações: seca e chuvosa. Desse modo, concentra-se no primeiro semestre a quadra chuvosa (fevereiro, março, abril e maio) e no segundo semestre a estação seca, em que praticamente inexistem fenômenos atmosféricos ocasionadores de chuva (SOUZA FILHO, 2012). Além disso, os referidos índices refletiram a tendência decrescente de precipitação observada nas localidades

aplicadas (Figuras 5 e 6).

Mediante o exposto, uma maior frequência de anos secos nas áreas estudadas, resultará em tendência mais notável na elevação da aridez (DENIZ; TOROS; INCECIK, 2011). Assim, nos períodos de seca, como observado na maioria dos lagos e reservatórios, o aumento da salinidade pode limitar a adequação das águas armazenadas à irrigação, ao consumo humano e aos usos industriais (MOSLEY, 2015; PAULINO; TEIXEIRA, 2012).

4.2.1 Análises estatísticas - índices de aridez

Realizaram-se os testes de análise de variância (ANOVA), paramétrico, e o não paramétrico (*Kruskal-Wallis*) para a detecção de tendências entre o ciclo climático anual. De acordo com esses testes, a hipótese nula (H_0) é igual à inexistência de tendência na série temporal, ou seja, a variação de um ou mais conjuntos de dados não difere significativamente dos demais, enquanto a hipótese alternativa (H_1) é igual à existência de tendência.

As tendências semestrais de cada índice de aridez para o período de 2004 a 2014 foram avaliadas ao nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$). As distribuições dos conjuntos de dados, que tiveram como base o Critério de Informação de *Akaike* (AIC), e os resultados da análise de variância podem ser vistos nas Tabelas 49 e 50.

Tabela 49 – Distribuições teóricas e testes de variância dos índices de aridez na área do Açude Pereira de Miranda.

Açude Pereira de Miranda		FDP	ANOVA			<i>Kruskal-Wallis</i>		
			F _{calculado}	F _{crítico}	p-valor	H _{teste}	H _{crítico}	p-valor
IA _L	1º semestre	<i>Lognormal</i>	48,28	4,35	9,57x10 ⁻⁷	15,78	3,84	7,11x10 ⁻⁵
	2º semestre	<i>Weibull</i>						
IA _{dM}	1º semestre	<i>Lognormal</i>	48,82	4,35	8,83x10 ⁻⁷	15,78	3,84	7,11x10 ⁻⁵
	2º semestre	<i>Weibull</i>						
IA _C	1º semestre	<i>Lognormal</i>	46,15	4,35	1,32x10 ⁻⁶	15,78	3,84	7,11x10 ⁻⁵
	2º semestre	<i>Weibull</i>						

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Tabela 50 – Distribuições teóricas e testes de variância dos índices de aridez na área do Açude Sítios Novos.

Açude Sítios Novos	FDP	ANOVA			Kruskal-Wallis			
		F _{calculado}	F _{crítico}	p-valor	H _{teste}	H _{crítico}	p-valor	
IA _L	1º semestre	Lognormal	46,65	4,35	1,22x10 ⁻⁶	15,78	3,84	7,11x10 ⁻⁵
	2º semestre							
IA _{dM}	1º semestre	Lognormal	46,82	4,35	1,19x10 ⁻⁶	15,78	3,84	7,11x10 ⁻⁵
	2º semestre							
IA _C	1º semestre	Lognormal	44,13	4,35	1,81x10 ⁻⁶	15,78	3,84	7,11x10 ⁻⁵
	2º semestre							

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

De acordo com as tabelas acima, as distribuições comparadas (1º e 2º semestres) dos resultados dos índices de aridez de Lang, De Martonne e CONAMA 238/197, respectivamente, foram significativamente diferentes para o período de 2004 a 2014 nos açudes Pereira de Miranda e Sítios Novos. Isto é evidenciado pelos testes ANOVA (p -valor < 0,05 e $F_{\text{calculado}} > F_{\text{crítico}}$) e *Kruskal-Wallis* (p -valor < 0,05 e $H_{\text{teste}} > H_{\text{crítico}}$).

Dessa forma, as condições climáticas avaliadas pelos índices de aridez (temperatura, precipitação e evapotranspiração) nos 1º e 2º semestres são estatisticamente distintas. Não seguem um padrão homogêneo, destacando a influência do ciclo climático anual sobre as classes de aridez obtidas. Por fim, foram computadas funções representativas com base em correlações existentes entre os índices de aridez nos reservatórios do estudo (Tabela 51).

Tabela 51 – Correlações entre os índices de aridez obtidos no estudo.

Índices de aridez	Equação	R ²
IA _L x IA _{dM}	IA _{dM} = 1,445. IA _L + 0,038	0,999
IA _L x IA _C	IA _C = 0,034. IA _L - 0,005	0,992
IA _{dM} x IA _C	IA _C = 0,024. IA _{dM} - 0,006	0,989

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

4.3 Índices de estabilidade da água

4.3.1 Índice de Saturação de Langelier

Os resultados da aplicação do Índice de Saturação de Langelier (LSI) estão nas Tabelas 52 e 53. O LSI médio obtido com os primeiros semestres de cada ano no açude Pereira de Miranda foi de 0,02 ($\sigma = 0,27$), enquadrando-se como de potencial de incrustação suave.

Nas águas do açude Sítios Novos o LSI médio foi de -0,46 ($\sigma = 0,30$), classificando-se como de potencial de corrosão suave. Nos segundos semestres, o LSI médio para os referidos açudes foram: -0,01 ($\sigma = 0,44$) e -0,62 ($\sigma = 0,52$), respectivamente. Esses valores, nessa ordem, enquadram-se como de potencial de corrosão suave e severa.

Tabela 52 – Índice de Saturação de Langelier nas águas do Açude Pereira de Miranda.

Açude Pereira de Miranda					
Ano/Semestre	LSI	Indicação	Ano/Semestre	LSI	Indicação
2004.1	-0,14	Corrosão suave	2004.2	-0,03	Corrosão suave
2005.1	0,37	Incrustação suave	2005.2	-0,01	Corrosão suave
2006.1	-0,12	Corrosão suave	2006.2	-0,40	Corrosão suave
2007.1	-0,57	Corrosão severa	2007.2	0,07	Incrustação suave
2008.1	0,46	Incrustação suave	2008.2	0,58	Incrustação forte
2009.1	0,00	Corrosão suave	2009.2	-0,37	Corrosão suave
2010.1	-0,02	Corrosão suave	2010.2	0,14	Incrustação suave
2011.1	-0,02	Corrosão suave	2011.2	0,01	Incrustação suave
2012.1	0,02	Incrustação suave	2012.2	-0,25	Corrosão suave
2013.1	0,14	Incrustação suave	2013.2	-0,67	Corrosão severa
2014.1	0,15	Incrustação suave	2014.2	0,87	Incrustação forte

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Tabela 53 – Índice de Saturação de Langelier nas águas do Açude Sítios Novos.

Açude Sítios Novos					
Ano/Semestre	LSI	Indicação	Ano/Semestre	LSI	Indicação
2004.1	-0,40	Corrosão suave	2004.2	-0,57	Corrosão severa
2005.1	-0,21	Corrosão suave	2005.2	0,04	Incrustação suave
2006.1	-0,65	Corrosão severa	2006.2	-0,51	Corrosão severa
2007.1	-0,18	Corrosão suave	2007.2	-0,51	Corrosão severa
2008.1	-0,60	Corrosão severa	2008.2	0,05	Incrustação suave
2009.1	-0,35	Corrosão suave	2009.2	-1,05	Corrosão severa
2010.1	-0,40	Corrosão suave	2010.2	-1,45	Corrosão severa
2011.1	-0,55	Corrosão severa	2011.2	-0,50	Corrosão severa
2012.1	-0,40	Corrosão suave	2012.2	-0,51	Corrosão severa
2013.1	-1,18	Corrosão severa	2013.2	-1,52	Corrosão severa
2014.1	-0,07	Corrosão suave	2014.2	-0,30	Corrosão suave

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Ao longo dos primeiros semestres, notou-se no açude Pereira de Miranda uma intercalação entre as classes: incrustação suave, corrosão suave e corrosão severa; e no açude

Sítios Novos entre as classes: corrosão suave e corrosão severa. Já nos segundos semestres, observou-se para o açude Pereira de Miranda a alternância das seguintes classes: incrustação suave, incrustação forte, corrosão suave e corrosão severa; e para o açude Sítios Novos das classes: incrustação suave, corrosão suave e corrosão severa.

4.3.2 *Índice de Estabilidade de Ryznar*

Nas Tabelas 54 e 55, apresentam-se os resultados obtidos com o Índice de Estabilidade de Ryznar. O RSI médio obtido com os primeiros semestres de cada ano nos açudes Pereira de Miranda e Sítios Novos foram de 8,25 ($\sigma = 0,28$) e 8,90 ($\sigma = 0,56$), respectivamente, enquadrando-se como corrosão elevada. Nos segundos semestres, o RSI médio para os referidos açudes foram: 8,28 ($\sigma = 0,50$) e 9,11 ($\sigma = 0,87$), respectivamente. Esses valores de RSI se enquadram nessa ordem como corrosão elevada e corrosão severa.

Nos primeiros semestres, detectou-se no açude Pereira de Miranda a ocorrência exclusiva da classe de potencial de corrosão elevada, e no açude Sítios Novos das classes corrosão elevada e corrosão severa. Já nos segundos semestres, observou-se para o açude Pereira de Miranda o predomínio da classe corrosão elevada em relação às classes corrosão severa e corrosão média. No açude Sítios Novos houve uma variação entre as classes corrosão elevada e corrosão severa.

Tabela 54 – Índice de Estabilidade de Ryznar nas águas do Açude Pereira de Miranda.

Açude Pereira de Miranda					
Ano/Semestre	RSI	Indicação	Ano/Semestre	RSI	Indicação
2004.1	8,56	Corrosão elevada	2004.2	8,46	Corrosão elevada
2005.1	7,97	Corrosão elevada	2005.2	8,34	Corrosão elevada
2006.1	8,33	Corrosão elevada	2006.2	8,60	Corrosão elevada
2007.1	8,80	Corrosão elevada	2007.2	8,16	Corrosão elevada
2008.1	7,87	Corrosão elevada	2008.2	7,61	Corrosão elevada
2009.1	8,29	Corrosão elevada	2009.2	8,61	Corrosão elevada
2010.1	8,33	Corrosão elevada	2010.2	8,03	Corrosão elevada
2011.1	8,33	Corrosão elevada	2011.2	8,30	Corrosão elevada
2012.1	8,24	Corrosão elevada	2012.2	8,57	Corrosão elevada
2013.1	8,01	Corrosão elevada	2013.2	9,09	Corrosão severa
2014.1	7,98	Corrosão elevada	2014.2	7,28	Corrosão média

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Tabela 55 – Índice de Estabilidade de Ryznar nas águas do Açude Sítios Novos.

Açude Sítios Novos					
Ano/Semestre	RSI	Indicação	Ano/Semestre	RSI	Indicação
2004.1	8,68	Corrosão elevada	2004.2	8,91	Corrosão elevada
2005.1	8,39	Corrosão elevada	2005.2	8,18	Corrosão elevada
2006.1	8,92	Corrosão elevada	2006.2	8,74	Corrosão elevada
2007.1	8,40	Corrosão elevada	2007.2	8,81	Corrosão elevada
2008.1	8,86	Corrosão elevada	2008.2	7,97	Corrosão elevada
2009.1	8,51	Corrosão elevada	2009.2	9,52	Corrosão severa
2010.1	8,69	Corrosão elevada	2010.2	10,73	Corrosão severa
2011.1	9,87	Corrosão severa	2011.2	8,80	Corrosão elevada
2012.1	8,70	Corrosão elevada	2012.2	8,82	Corrosão elevada
2013.1	10,08	Corrosão severa	2013.2	10,58	Corrosão severa
2014.1	8,81	Corrosão elevada	2014.2	9,10	Corrosão severa

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Segundo Shah *et al.* (2019), valores de RSI maiores que 7 revelam que a formação de carbonato de cálcio não levará a um filme inibidor de corrosão. Dessa forma, a avaliação da estabilidade da água com o RSI mostrou que todas as amostras apresentaram potencial corrosivo, sendo inadequadas para transporte por tubulações (HARITASH; GAUR; GARG, 2016). Ao comparar o RSI com o LSI, cabe ratificar o que declaram Nia *et al.* (2010). Esses autores destacam que o RSI estima um risco de incrustação menor que aquele referido no LSI, como observado nos resultados aqui obtidos.

4.3.3 Índice de Larson-Skold

Nas Tabelas 56 e 57, apresentam-se os resultados obtidos com o Índice de Larson-Skold. O ILS médio obtido com os primeiros semestres de cada ano nos açudes Pereira de Miranda e Sítios Novos foram: 1,75 ($\sigma = 0,37$) e 2,85 ($\sigma = 0,93$), respectivamente. Já nos segundos semestres, o ILS médio para os referidos açudes foram: 1,81 ($\sigma = 0,53$) e 2,87 ($\sigma = 1,30$). Os valores citados do ILS médio se classificaram como de corrosão elevada. Verificou-se ainda a ocorrência exclusiva dessa classe do ILS nos primeiros e segundos semestres do período analisado nos açudes do estudo.

Dessa forma, as águas avaliadas tendem a corroer os tubos de aço e ferro fundido, reduzindo a eficiência do processo industrial. A corrosão metálica é fortemente relacionada às concentrações de Cl^- e SO_4^{2-} em relação ao HCO_3^- . Portanto, o incremento salino com os ânions

Cl⁻ e SO₄²⁻ eleva a tendência corrosiva da água (AGATEMOR; OKOLO, 2008).

Tabela 56 – Índice de Estabilidade de Larson-Skold nas águas do Açude Pereira de Miranda.

Açude Pereira de Miranda					
Ano/Semestre	ILS	Indicação	Ano/Semestre	ILS	Indicação
2004.1	1,47	Corrosão elevada	2004.2	1,51	Corrosão elevada
2005.1	1,89	Corrosão elevada	2005.2	1,96	Corrosão elevada
2006.1	1,76	Corrosão elevada	2006.2	1,38	Corrosão elevada
2007.1	1,47	Corrosão elevada	2007.2	1,71	Corrosão elevada
2008.1	1,58	Corrosão elevada	2008.2	1,46	Corrosão elevada
2009.1	1,59	Corrosão elevada	2009.2	1,48	Corrosão elevada
2010.1	1,54	Corrosão elevada	2010.2	1,48	Corrosão elevada
2011.1	1,55	Corrosão elevada	2011.2	1,52	Corrosão elevada
2012.1	1,67	Corrosão elevada	2012.2	1,81	Corrosão elevada
2013.1	2,00	Corrosão elevada	2013.2	2,58	Corrosão elevada
2014.1	2,73	Corrosão elevada	2014.2	3,04	Corrosão elevada

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Tabela 57 – Índice de Estabilidade de Larson-Skold nas águas do Açude Sítios Novos.

Açude Sítios Novos					
Ano/Semestre	ILS	Indicação	Ano/Semestre	ILS	Indicação
2004.1	2,00	Corrosão elevada	2004.2	1,65	Corrosão elevada
2005.1	1,68	Corrosão elevada	2005.2	2,21	Corrosão elevada
2006.1	3,02	Corrosão elevada	2006.2	2,18	Corrosão elevada
2007.1	2,88	Corrosão elevada	2007.2	2,47	Corrosão elevada
2008.1	2,86	Corrosão elevada	2008.2	2,00	Corrosão elevada
2009.1	1,90	Corrosão elevada	2009.2	2,34	Corrosão elevada
2010.1	2,28	Corrosão elevada	2010.2	3,73	Corrosão elevada
2011.1	3,95	Corrosão elevada	2011.2	2,14	Corrosão elevada
2012.1	2,38	Corrosão elevada	2012.2	2,69	Corrosão elevada
2013.1	3,74	Corrosão elevada	2013.2	4,00	Corrosão elevada
2014.1	4,63	Corrosão elevada	2014.2	6,14	Corrosão elevada

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

4.3.4 Índice de Incrustação de Puckorius

Nas Tabelas 58 e 59 contêm os resultados obtidos com o Índice de Incrustação de Puckorius. O PSI médio obtido com os primeiros semestres de cada ano nos açudes Pereira de Miranda e Sítios Novos foram: 9,16 ($\sigma = 0,30$) e 9,53 ($\sigma = 0,89$), respectivamente. Já nos

segundos semestres, o PSI médio para os referidos açudes foram: 9,14 ($\sigma = 0,27$) e 9,61 ($\sigma = 0,90$). Os valores do PSI médio se classificaram como de tendência à corrosão.

Verificou-se ainda a ocorrência exclusiva dessa classe do PSI nos primeiros e segundos semestres do período analisado nos açudes do estudo, confirmando que essas águas não dispunham de concentrações excessivas de íons responsáveis pela formação de incrustações. Cabe ressaltar que a baixa concentração de HCO_3^- pode ser responsável pela tendência corrosiva da água (AGATEMOR; OKOLO, 2008).

Tabela 58 – Índice de Incrustação de Puckorius nas águas do Açude Pereira de Miranda.

Açude Pereira de Miranda					
Ano/Semestre	PSI	Indicação	Ano/Semestre	PSI	Indicação
2004.1	9,69	Tendência à corrosão	2004.2	9,59	Tendência à corrosão
2005.1	9,36	Tendência à corrosão	2005.2	9,36	Tendência à corrosão
2006.1	8,94	Tendência à corrosão	2006.2	8,94	Tendência à corrosão
2007.1	9,03	Tendência à corrosão	2007.2	9,04	Tendência à corrosão
2008.1	9,38	Tendência à corrosão	2008.2	8,97	Tendência à corrosão
2009.1	9,22	Tendência à corrosão	2009.2	9,34	Tendência à corrosão
2010.1	9,29	Tendência à corrosão	2010.2	8,92	Tendência à corrosão
2011.1	9,28	Tendência à corrosão	2011.2	9,29	Tendência à corrosão
2012.1	9,12	Tendência à corrosão	2012.2	9,20	Tendência à corrosão
2013.1	8,77	Tendência à corrosão	2013.2	9,26	Tendência à corrosão
2014.1	8,64	Tendência à corrosão	2014.2	8,60	Tendência à corrosão

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Tabela 59 – Índice de Incrustação de Puckorius nas águas do Açude Sítios Novos.

Açude Sítios Novos					
Ano/Semestre	PSI	Indicação	Ano/Semestre	PSI	Indicação
2004.1	9,16	Tendência à corrosão	2004.2	9,32	Tendência à corrosão
2005.1	8,84	Tendência à corrosão	2005.2	8,97	Tendência à corrosão
2006.1	9,07	Tendência à corrosão	2006.2	9,05	Tendência à corrosão
2007.1	9,03	Tendência à corrosão	2007.2	9,22	Tendência à corrosão
2008.1	9,13	Tendência à corrosão	2008.2	8,46	Tendência à corrosão
2009.1	8,90	Tendência à corrosão	2009.2	9,84	Tendência à corrosão
2010.1	9,17	Tendência à corrosão	2010.2	11,56	Tendência à corrosão
2011.1	11,71	Tendência à corrosão	2011.2	9,21	Tendência à corrosão
2012.1	9,18	Tendência à corrosão	2012.2	9,22	Tendência à corrosão
2013.1	10,54	Tendência à corrosão	2013.2	10,75	Tendência à corrosão
2014.1	10,09	Tendência à corrosão	2014.2	10,14	Tendência à corrosão

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

4.3.5 Índice de Agressividade

Os resultados obtidos com o Índice de Agressividade estão nas Tabelas 60 e 61. O IA médio obtido com os primeiros semestres de cada ano nas águas dos açudes Pereira de Miranda e Sítios Novos foram: 11,88 ($\sigma = 0,27$) e 11,40 ($\sigma = 0,30$), respectivamente. Já nos segundos semestres, o IA médio para os referidos açudes foram: 11,87 ($\sigma = 0,45$) e 11,25 ($\sigma = 0,53$). Os valores do IA médio classificaram as águas dos açudes do estudo como moderadamente agressiva, ou seja, moderadamente corrosiva.

Detectou-se a ocorrência das classes moderadamente agressiva e não agressiva nos primeiros e segundos semestres no açude Pereira de Miranda. Enquanto no açude Sítios Novos, houve exclusivamente a classe moderadamente agressiva nos semestres avaliados. Em suma, o IA indicou potencial de corrosão moderada das águas do estudo para condutores hidráulicos à base de cimento como material principal.

Tabela 60 – Índice de Agressividade nas águas do Açude Pereira de Miranda.

Açude Pereira de Miranda					
Ano/Semestre	IA	Indicação	Ano/Semestre	IA	Indicação
2004.1	11,70	Moderadamente agressiva	2004.2	11,84	Moderadamente agressiva
2005.1	12,23	Não agressiva	2005.2	11,87	Moderadamente agressiva
2006.1	11,73	Moderadamente agressiva	2006.2	11,47	Moderadamente agressiva
2007.1	11,28	Moderadamente agressiva	2007.2	11,95	Moderadamente agressiva
2008.1	12,30	Não agressiva	2008.2	12,45	Não agressiva
2009.1	11,85	Moderadamente agressiva	2009.2	11,48	Moderadamente agressiva
2010.1	11,82	Moderadamente agressiva	2010.2	12,02	Não agressiva
2011.1	11,83	Moderadamente agressiva	2011.2	11,87	Moderadamente agressiva
2012.1	11,88	Moderadamente agressiva	2012.2	11,62	Moderadamente agressiva
2013.1	11,99	Moderadamente agressiva	2013.2	11,21	Moderadamente agressiva
2014.1	12,03	Não agressiva	2014.2	12,77	Não agressiva

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Tabela 61 – Índice de Agressividade nas águas do Açude Sítios Novos.

Açude Sítios Novos					
Ano/Semestre	IA	Indicação	Ano/Semestre	IA	Indicação
2004.1	11,44	Moderadamente agressiva	2004.2	11,28	Moderadamente agressiva
2005.1	11,64	Moderadamente agressiva	2005.2	11,91	Moderadamente agressiva
2006.1	11,21	Moderadamente agressiva	2006.2	11,36	Moderadamente agressiva
2007.1	11,67	Moderadamente agressiva	2007.2	11,36	Moderadamente agressiva
2008.1	11,25	Moderadamente agressiva	2008.2	11,92	Moderadamente agressiva
2009.1	11,50	Moderadamente agressiva	2009.2	10,79	Moderadamente agressiva
2010.1	11,44	Moderadamente agressiva	2010.2	10,41	Moderadamente agressiva
2011.1	11,29	Moderadamente agressiva	2011.2	11,36	Moderadamente agressiva
2012.1	11,44	Moderadamente agressiva	2012.2	11,36	Moderadamente agressiva
2013.1	10,67	Moderadamente agressiva	2013.2	10,35	Moderadamente agressiva
2014.1	11,81	Moderadamente agressiva	2014.2	11,61	Moderadamente agressiva

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

4.3.6 Análise estatística - índices de estabilidade da água

Segundo as Tabelas 62 e 63, as distribuições semestrais comparadas dos variados índices de estabilidade da água (LSI, RSI, PSI, LSI e IA) não foram significativamente diferentes para o período de 2004 a 2014 nos açudes Pereira de Miranda e Sítios Novos. Isto foi verificado tanto no teste paramétrico ANOVA (p -valor $> 0,05$ e $F_{\text{calculado}} < F_{\text{crítico}}$) como no não paramétrico *Kruskal-Wallis* (p -valor $> 0,05$ e $H_{\text{teste}} < H_{\text{crítico}}$).

Dessa maneira, o ciclo climático anual não influenciou de forma significativa o potencial de corrosão e de incrustação das águas avaliadas pelos referidos índices de estabilidade da água. Além disso, seguem na Tabela 64 as funções mais representativas das relações existentes entre os diferentes índices de estabilidade da água nos reservatórios do estudo.

Tabela 62 – Distribuições teóricas e testes de variância dos índices de estabilidade da água do Açude Pereira de Miranda.

Açude Pereira de Miranda		FDP	ANOVA			Kruskal-Wallis		
			F _{calculado}	F _{crítico}	p-valor	H _{teste}	H _{crítico}	p-valor
LSI	1º semestre	Normal	0,22	4,35	0,64	0,09	3,84	0,77
	2º semestre	Gama						
RSI	1º semestre	Lognormal	0,03	4,35	0,86	0,68	3,84	0,41
	2º semestre	Normal						
PSI	1º semestre	Normal	0,03	4,35	0,87	0,07	3,84	0,79
	2º semestre	Normal						
ILS	1º semestre	Lognormal	0,10	4,35	0,75	0,24	3,84	0,62
	2º semestre	Lognormal						
IA	1º semestre	Normal	0,003	4,35	0,96	0,05	3,84	0,82
	2º semestre	Lognormal						

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Tabela 63 – Distribuições teóricas e testes de variância dos índices de estabilidade da água do Açude Sítios Novos.

Açude Sítios Novos		FDP	ANOVA			Kruskal-Wallis		
			F _{calculado}	F _{crítico}	p-valor	H _{teste}	H _{crítico}	p-valor
LSI	1º semestre	Gama	0,89	4,35	0,36	2,29	3,84	0,13
	2º semestre	Gama						
RSI	1º semestre	Lognormal	0,43	4,35	0,52	0,73	3,84	0,39
	2º semestre	Lognormal						
PSI	1º semestre	Lognormal	0,05	4,35	0,83	0,79	3,84	0,38
	2º semestre	Lognormal						
ILS	1º semestre	Lognormal	0,002	4,35	0,96	0,16	3,84	0,69
	2º semestre	Lognormal						
IA	1º semestre	Weibull	0,67	4,35	0,42	0,48	3,84	0,49
	2º semestre	Weibull						

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Tabela 64 – Correlações entre os índices de estabilidade da água.

Índices de estabilidade da água	Equação	R ²
LSI x IA	LSI = 0,992. IA – 11,771	0,999
RSI x LSI	RSI = -1,360. LSI + 8,273	0,888
RSI x IA	RSI = -1,348. IA + 24,261	0,885

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

4.4 Índices de qualidade da água para uso na irrigação

4.4.1 Razão de Adsorção de Sódio

Os resultados do cômputo da Razão de Adsorção de Sódio e a Condutividade Elétrica estão nas Tabelas 58 e 59. A RAS e a CE médias relativas aos primeiros semestres de cada ano no açude Pereira de Miranda foram de 2,37 ($\sigma = 0,59$) e 465 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ($\sigma = 262$), respectivamente, e no açude Sítios Novos foram de 3,02 ($\sigma = 0,89$) e 619 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ($\sigma = 202$). Já nos segundos semestres, as médias para a RAS e a CE foram de 2,46 ($\sigma = 0,84$) e 529 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ($\sigma = 365$) para o açude Pereira de Miranda, enquanto para o açude Sítios Novos foram de 3,14 ($\sigma = 1,36$) e 617 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ($\sigma = 311$).

Tabela 65 – Razão de Adsorção de Sódio nas águas do Açude Pereira de Miranda.

Açude Pereira de Miranda							
Ano/Semestre	CE	RAS	Classificação	Ano/Semestre	CE	RAS	Classificação
2004.1	196	1,96	C1S1	2004.2	278	2,09	C2S1
2005.1	417	2,30	C2S1	2005.2	429	2,33	C2S1
2006.1	486	2,39	C2S1	2006.2	440	2,11	C2S1
2007.1	410	1,95	C2S1	2007.2	468	2,31	C2S1
2008.1	353	1,99	C2S1	2008.2	240	2,03	C1S1
2009.1	364	2,14	C2S1	2009.2	290	1,32	C2S1
2010.1	319	2,06	C2S1	2010.2	390	2,72	C2S1
2011.1	332	2,08	C2S1	2011.2	315	2,02	C2S1
2012.1	428	2,26	C2S1	2012.2	600	2,29	C2S1
2013.1	630	3,09	C2S1	2013.2	890	3,29	C3S1
2014.1	1185	3,88	C3S1	2014.2	1480	4,52	C3S1

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

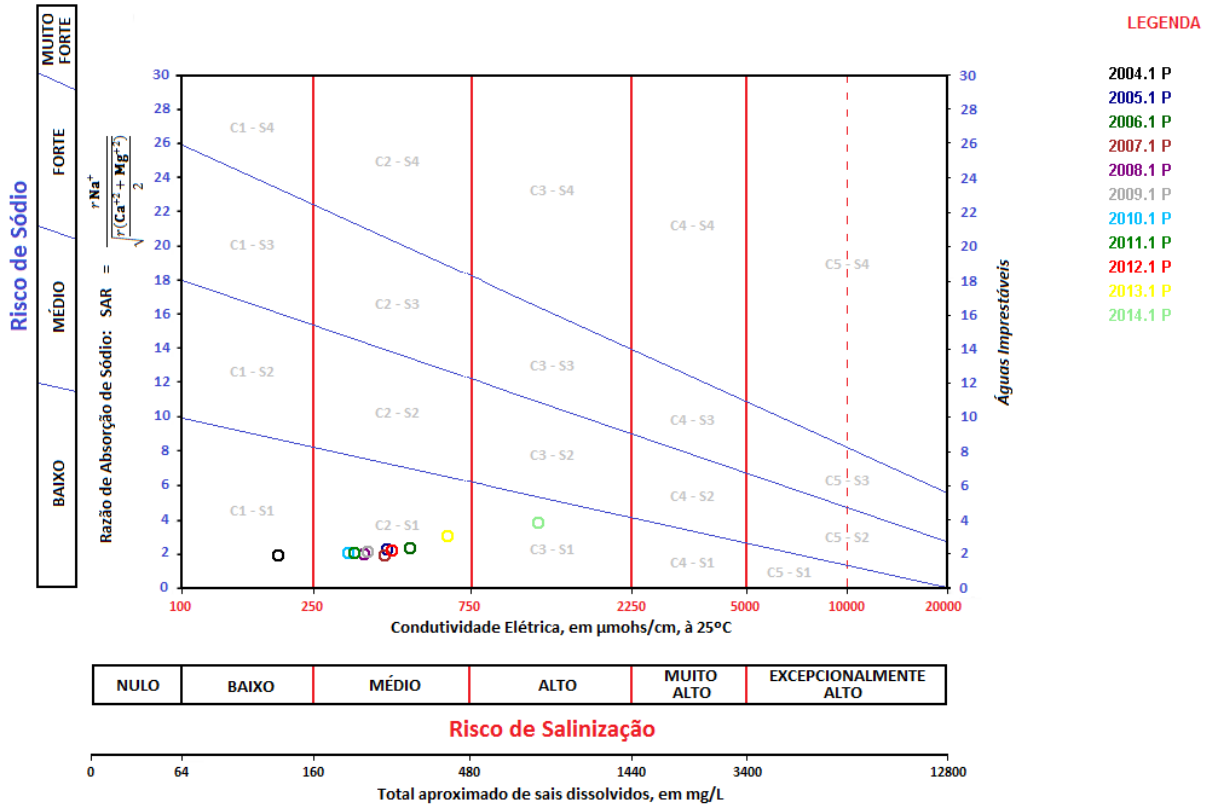
Tabela 66 – Razão de Adsorção de Sódio nas águas do Açude Sítios Novos.

Açude Sítios Novos							
Ano/Semestre	CE	RAS	Classificação	Ano/Semestre	CE	RAS	Classificação
2004.1	452	2,31	C2S1	2004.2	414	2,39	C2S1
2005.1	540	2,32	C2S1	2005.2	544	2,88	C2S1
2006.1	712	4,16	C2S1	2006.2	534	2,65	C2S1
2007.1	864	3,29	C3S1	2007.2	567	2,85	C2S1
2008.1	411	2,65	C2S1	2008.2	550	2,53	C2S1
2009.1	540	2,10	C2S1	2009.2	345	1,96	C2S1
2010.1	519	2,64	C2S1	2010.2	400	2,49	C2S1
2011.1	435	2,69	C2S1	2011.2	486	2,47	C2S1
2012.1	543	2,75	C2S1	2012.2	617	3,07	C2S1
2013.1	735	3,22	C2S1	2013.2	875	4,56	C3S1
2014.1	1058	5,09	C3S1	2014.2	1453	6,73	C3S1

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

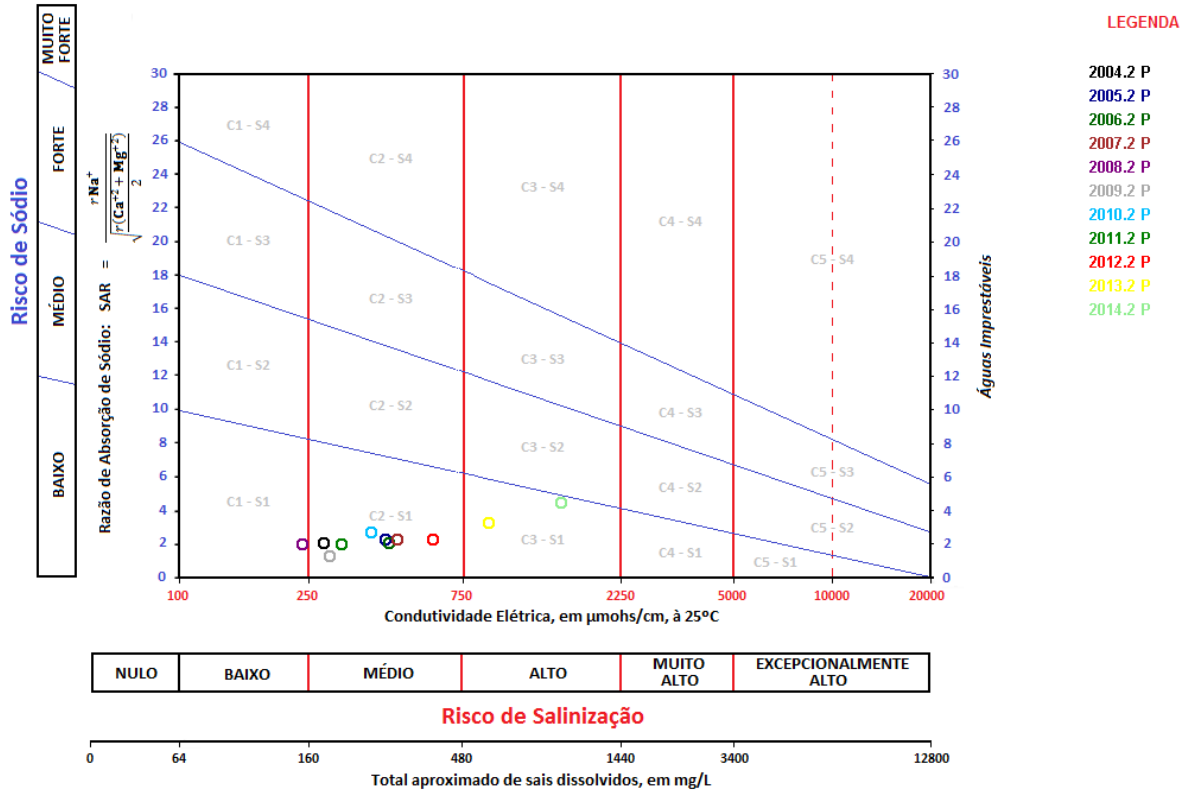
Os resultados das tabelas acima foram plotados no diagrama de salinidade do USSL (Figuras 11, 12, 13 e 14). Conforme os diagramas de classificação da água para irrigação, as águas dos açudes Pereira de Miranda e Sítios Novos foram predominantemente C2S1, representando águas de boa qualidade, com salinidade média e risco baixo de sodicidade. Essas águas podem ser recomendadas para a irrigação na maioria dos solos e culturas, desde que tenha um grau moderado de lixiviação de sais e baixo risco de desenvolvimento de níveis prejudiciais de sódio trocável. Verificou-se ainda a ocorrência da classe C3S1 em alguns semestres do período analisado. Isso representa alto risco de salinidade, porém, com baixo risco de sodicidade. Águas com alta salinidade não podem ser usadas em solos com drenagem deficiente e mesmo com a drenagem apropriada podem necessitar de práticas especiais de controle de salinidade, além disso, devem ser aplicadas para irrigação de plantas tolerantes aos sais (ALMEIDA, 2010; CORDEIRO, 2001).

Figura 11 – Classificação das águas do açude Pereira de Miranda no período chuvoso segundo o diagrama de salinidade do USSL.



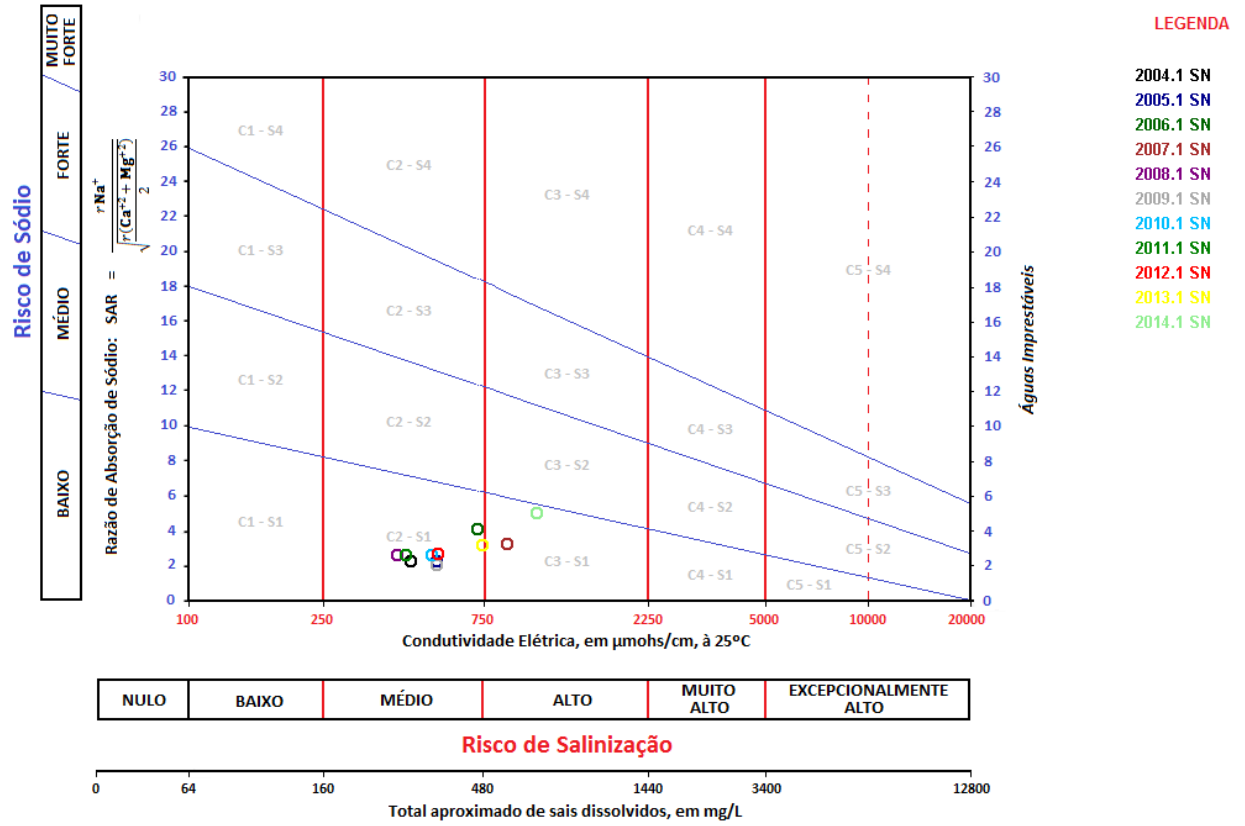
Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Figura 12 – Classificação das águas do açude Pereira de Miranda no período de estiagem segundo o diagrama de salinidade do USSL.



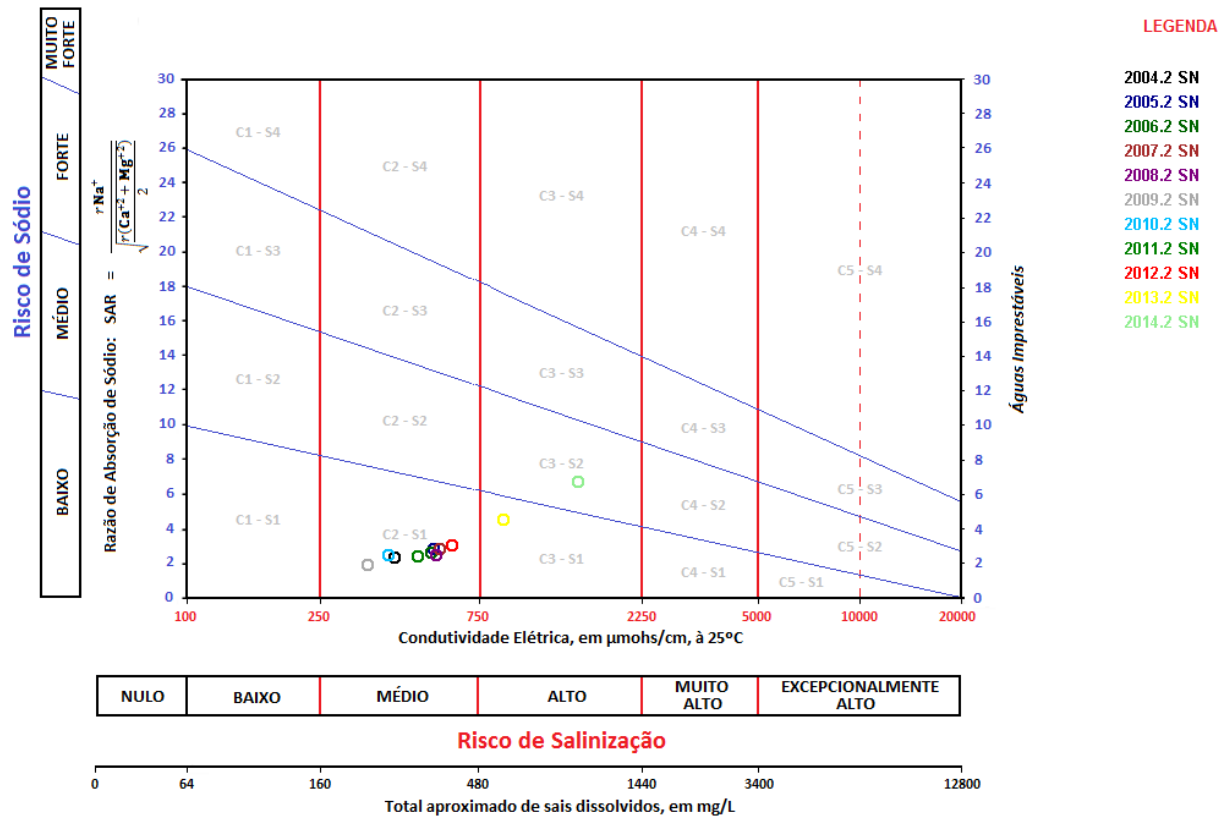
Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Figura 13 – Classificação das águas do açude Sítios Novos no período chuvoso segundo o diagrama de salinidade do USSL.



Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Figura 14 – Classificação das águas do açude Sítios Novos no período de estiagem segundo o diagrama de salinidade do USSL.



Fonte: Elaborada pela autora (2019).

4.4.2 Carbonato de Sódio Residual

Os resultados obtidos com o Carbonato de Sódio Residual podem ser vistos nas Tabelas 67 e 68. O RSC médio obtido com os primeiros semestres de cada ano nos açudes Pereira de Miranda e Sítios Novos foram: -0,50 ($\sigma = 0,26$) e -0,75 ($\sigma = 0,34$), respectivamente. Já nos segundos semestres, o RSC médio para os referidos açudes foram: -0,62 ($\sigma = 0,37$) e -0,78 ($\sigma = 0,50$). Os referidos valores de RSC e os obtidos nos primeiros e segundos semestres classificaram as águas dos açudes do estudo como boas.

Os resultados negativos do RSC apontam que as concentrações de carbonato e bicarbonato são relativamente baixas, o que pode ser confirmado pelos resultados de RSI e PSI (SHAH *et al.*, 2019). Os valores negativos também indicam que o acúmulo de Na^+ é improvável, já que há excesso dos íons Ca^{2+} e Mg^{2+} mesmo que precipitem como CO_3^{2-} (RAMESH; ELANGO, 2012). Nesse contexto, as águas dos açudes do estudo estão dentro da categoria de qualidade de água segura para irrigação.

Tabela 67 – Carbonato de Sódio Residual nas águas do Açude Pereira de Miranda.

Açude Pereira de Miranda					
Ano/Semestre	RSC	Indicação	Ano/Semestre	RSC	Indicação
2004.1	-0,07	Boa	2004.2	-0,17	Boa
2005.1	-0,75	Boa	2005.2	-0,95	Boa
2006.1	-0,38	Boa	2006.2	-0,29	Boa
2007.1	-0,53	Boa	2007.2	-0,61	Boa
2008.1	-0,68	Boa	2008.2	-0,66	Boa
2009.1	-0,41	Boa	2009.2	-0,47	Boa
2010.1	-0,34	Boa	2010.2	-0,55	Boa
2011.1	-0,36	Boa	2011.2	-0,40	Boa
2012.1	-0,50	Boa	2012.2	-0,48	Boa
2013.1	-0,40	Boa	2013.2	-0,75	Boa
2014.1	-1,06	Boa	2014.2	-1,53	Boa

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Tabela 68 – Carbonato de Sódio Residual nas águas do Açude Sítios Novos.

Açude Sítios Novos					
Ano/Semestre	RSC	Indicação	Ano/Semestre	RSC	Indicação
2004.1	-0,41	Boa	2004.2	-0,37	Boa
2005.1	-0,35	Boa	2005.2	-0,71	Boa
2006.1	-0,81	Boa	2006.2	-0,78	Boa
2007.1	-1,11	Boa	2007.2	-0,70	Boa
2008.1	-0,88	Boa	2008.2	-0,59	Boa
2009.1	-0,38	Boa	2009.2	-0,51	Boa
2010.1	-0,57	Boa	2010.2	-0,57	Boa
2011.1	-0,85	Boa	2011.2	-0,52	Boa
2012.1	-0,62	Boa	2012.2	-0,82	Boa
2013.1	-0,82	Boa	2013.2	-0,86	Boa
2014.1	-1,48	Boa	2014.2	-2,21	Boa

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

4.4.3 Índice de Permeabilidade

O Índice de Permeabilidade médio obtido com os primeiros semestres de cada ano nos açudes Pereira de Miranda e Sítios Novos foram: 82% ($\sigma = 5$) e 80% ($\sigma = 2$), respectivamente. Nos segundos semestres, o IP médio para os açudes foram: 80% ($\sigma = 4$) e 81% ($\sigma = 3$). Os valores do IP sugerem que as águas dos açudes do estudo são boas para irrigação (*i.e.*, classe I = IP > 75%). Os resultados detalhados estão nas Tabelas 69 e 70.

Tabela 69 – Índice de Permeabilidade nas águas do Açude Pereira de Miranda.

Açude Pereira de Miranda					
Ano/Semestre	IP	Indicação	Ano/Semestre	IP	Indicação
2004.1	95	Boa	2004.2	89	Boa
2005.1	79	Boa	2005.2	76	Boa
2006.1	81	Boa	2006.2	82	Boa
2007.1	78	Boa	2007.2	79	Boa
2008.1	79	Boa	2008.2	78	Boa
2009.1	82	Boa	2009.2	80	Boa
2010.1	84	Boa	2010.2	81	Boa
2011.1	83	Boa	2011.2	83	Boa
2012.1	80	Boa	2012.2	80	Boa
2013.1	82	Boa	2013.2	78	Boa
2014.1	78	Boa	2014.2	78	Boa

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Tabela 70 – Índice de Permeabilidade nas águas do Açude Sítios Novos.

Açude Sítios Novos					
Ano/Semestre	IP	Indicação	Ano/Semestre	IP	Indicação
2004.1	82	Boa	2004.2	83	Boa
2005.1	80	Boa	2005.2	79	Boa
2006.1	82	Boa	2006.2	78	Boa
2007.1	77	Boa	2007.2	80	Boa
2008.1	77	Boa	2008.2	77	Boa
2009.1	81	Boa	2009.2	83	Boa
2010.1	81	Boa	2010.2	85	Boa
2011.1	82	Boa	2011.2	81	Boa
2012.1	80	Boa	2012.2	79	Boa
2013.1	81	Boa	2013.2	84	Boa
2014.1	81	Boa	2014.2	80	Boa

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

4.4.4 Razão de Magnésio

Os resultados obtidos com a Razão de Magnésio podem ser vistos nas Tabelas 71 e 72. Os valores de RMg média obtidos com os primeiros semestres de cada ano nos açudes Pereira de Miranda e Sítios Novos foram: 58,17% ($\sigma = 11,09$) e 71,28% ($\sigma = 13,38$), respectivamente. Já nos segundos semestres, a RMg média para os referidos açudes foram: 57,80% ($\sigma = 17,44$) e 70,65% ($\sigma = 15,06$). Os referidos valores da RMg média (> 50%), como também os obtidos nos primeiros e segundos semestres classificaram as águas dos açudes do

estudo como prejudiciais e inadequadas para fins de irrigação. Alta concentração de Mg^{2+} nas águas promove um elevado risco de desenvolvimento de sódio trocável em solos irrigados, convertendo-o em alcalino e diminuindo o rendimento das culturas (HARITASH; GAUR; GARG, 2016; RAMESH; ELANGO, 2012).

Tabela 71 – Razão de Magnésio nas águas do Açude Pereira de Miranda.

Açude Pereira de Miranda					
Ano/Semestre	RMg	Indicação	Ano/Semestre	RMg	Indicação
2004.1	29,75	Adequado	2004.2	50,49	Inadequado
2005.1	60,70	Inadequado	2005.2	61,53	Inadequado
2006.1	63,30	Inadequado	2006.2	56,27	Inadequado
2007.1	62,51	Inadequado	2007.2	61,50	Inadequado
2008.1	58,88	Inadequado	2008.2	53,40	Inadequado
2009.1	57,19	Inadequado	2009.2	17,45	Adequado
2010.1	53,28	Inadequado	2010.2	52,13	Inadequado
2011.1	54,55	Inadequado	2011.2	51,27	Inadequado
2012.1	61,17	Inadequado	2012.2	69,54	Inadequado
2013.1	63,15	Inadequado	2013.2	83,60	Inadequado
2014.1	75,44	Inadequado	2014.2	78,59	Inadequado

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Tabela 72 – Razão de Magnésio nas águas do Açude Sítios Novos.

Açude Sítios Novos					
Ano/Semestre	RMg	Indicação	Ano/Semestre	RMg	Indicação
2004.1	63,25	Inadequado	2004.2	61,94	Inadequado
2005.1	65,82	Inadequado	2005.2	66,05	Inadequado
2006.1	73,45	Inadequado	2006.2	63,90	Inadequado
2007.1	66,28	Inadequado	2007.2	66,89	Inadequado
2008.1	63,81	Inadequado	2008.2	61,48	Inadequado
2009.1	49,00	Adequado	2009.2	47,17	Adequado
2010.1	65,71	Inadequado	2010.2	89,48	Inadequado
2011.1	90,46	Inadequado	2011.2	64,19	Inadequado
2012.1	66,50	Inadequado	2012.2	68,40	Inadequado
2013.1	89,25	Inadequado	2013.2	94,24	Inadequado
2014.1	90,53	Inadequado	2014.2	93,42	Inadequado

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

4.4.5 Razão de Kelly

Os resultados obtidos com a Razão de Kelly podem ser vistos nas Tabelas 73 e 74.

A RK média obtida com os primeiros semestres de cada ano nos açudes Pereira de Miranda e Sítios Novos foram: 1,13 ($\sigma = 0,17$) e 1,36 ($\sigma = 0,32$), respectivamente. Já nos segundos semestres, a RK média para os referidos açudes foram: 1,12 ($\sigma = 0,23$) e 1,39 ($\sigma = 0,42$). Os valores da RK média, bem como a maioria dos valores obtidos nos primeiros e segundos semestres classificaram as águas dos açudes do estudo como inadequadas, indicando excesso de Na^+ na água.

Tabela 73 – Razão de Kelly nas águas do Açude Pereira de Miranda.

Açude Pereira de Miranda					
Ano/Semestre	RK	Indicação	Ano/Semestre	RK	Indicação
2004.1	1,24	Inadequado	2004.2	1,18	Inadequado
2005.1	1,10	Inadequado	2005.2	1,06	Inadequado
2006.1	1,10	Inadequado	2006.2	1,00	Inadequado
2007.1	0,89	Adequado	2007.2	1,05	Inadequado
2008.1	0,99	Adequado	2008.2	0,95	Adequado
2009.1	1,06	Inadequado	2009.2	0,73	Adequado
2010.1	1,07	Inadequado	2010.2	1,26	Inadequado
2011.1	1,07	Inadequado	2011.2	1,04	Inadequado
2012.1	1,07	Inadequado	2012.2	1,05	Inadequado
2013.1	1,38	Inadequado	2013.2	1,32	Inadequado
2014.1	1,46	Inadequado	2014.2	1,63	Inadequado

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Tabela 74 – Razão de Kelly nas águas do Açude Sítios Novos.

Açude Sítios Novos					
Ano/Semestre	RK	Indicação	Ano/Semestre	RK	Indicação
2004.1	1,10	Inadequado	2004.2	1,18	Inadequado
2005.1	1,04	Inadequado	2005.2	1,25	Inadequado
2006.1	1,74	Inadequado	2006.2	1,16	Inadequado
2007.1	1,37	Inadequado	2007.2	1,28	Inadequado
2008.1	1,17	Inadequado	2008.2	1,04	Inadequado
2009.1	1,01	Inadequado	2009.2	1,09	Inadequado
2010.1	1,22	Inadequado	2010.2	1,43	Inadequado
2011.1	1,50	Inadequado	2011.2	1,16	Inadequado
2012.1	1,26	Inadequado	2012.2	1,35	Inadequado
2013.1	1,51	Inadequado	2013.2	2,01	Inadequado
2014.1	2,04	Inadequado	2014.2	2,36	Inadequado

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

4.4.6 Percentual de Sódio

O Percentual de Sódio médio obtido com os primeiros semestres de cada ano nos açudes Pereira de Miranda e Sítios Novos foram: 54,8 ($\sigma = 3,8$) e 58,8 ($\sigma = 4,9$), respectivamente. Já nos segundos semestres, %Na médio para os açudes foram: 54,2 ($\sigma = 4,4$) e 59,0 ($\sigma = 5,6$). Os valores do %Na médio, assim como a maioria dos valores obtidos nos primeiros e segundos semestres classificaram as águas dos açudes do estudo como razoáveis para fins de irrigação. Os resultados detalhados estão nas Tabelas 75 e 76.

Tabela 75 – Percentual de Sódio nas águas do Açude Pereira de Miranda.

Açude Pereira de Miranda					
Ano/Semestre	Na%	Indicação	Ano/Semestre	Na%	Indicação
2004.1	57,6	Razoável	2004.2	56,6	Razoável
2005.1	53,9	Razoável	2005.2	54,3	Razoável
2006.1	60,0	Duvidosa	2006.2	51,6	Razoável
2007.1	48,6	Razoável	2007.2	53,1	Razoável
2008.1	51,4	Razoável	2008.2	50,9	Razoável
2009.1	53,1	Razoável	2009.2	45,7	Razoável
2010.1	53,4	Razoável	2010.2	57,3	Razoável
2011.1	53,2	Razoável	2011.2	53,2	Razoável
2012.1	53,1	Razoável	2012.2	53,2	Razoável
2013.1	58,9	Razoável	2013.2	58,1	Razoável
2014.1	60,7	Duvidosa	2014.2	62,7	Duvidosa

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Tabela 76 – Percentual de Sódio nas águas do Açude Sítios Novos.

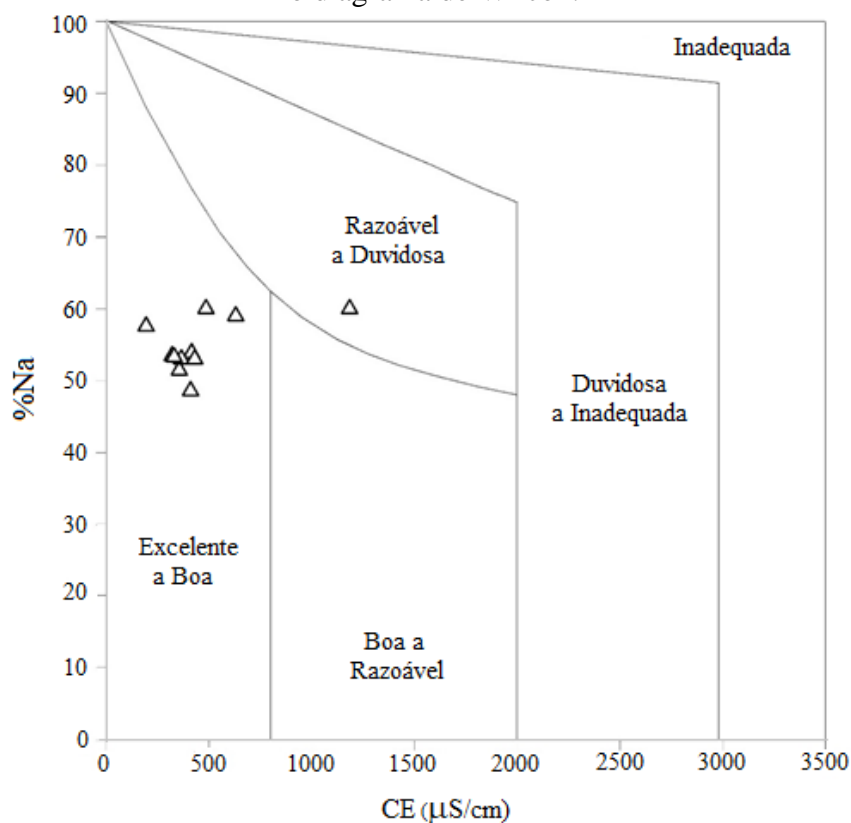
Açude Sítios Novos					
Ano/Semestre	Na%	Indicação	Ano/Semestre	Na%	Indicação
2004.1	54,8	Razoável	2004.2	56,1	Razoável
2005.1	53,2	Razoável	2005.2	57,8	Razoável
2006.1	65,2	Duvidosa	2006.2	55,5	Razoável
2007.1	59,0	Razoável	2007.2	57,9	Razoável
2008.1	55,8	Razoável	2008.2	52,7	Razoável
2009.1	52,7	Razoável	2009.2	55,1	Razoável
2010.1	56,9	Razoável	2010.2	61,2	Duvidosa
2011.1	62,2	Duvidosa	2011.2	55,7	Razoável
2012.1	57,5	Razoável	2012.2	59,0	Razoável
2013.1	61,8	Duvidosa	2013.2	67,7	Duvidosa
2014.1	67,8	Duvidosa	2014.2	70,8	Duvidosa

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Observou-se além da classe razoável, a ocorrência da classe duvidosa em alguns semestres durante o período analisado nos açudes Pereira de Miranda e Sítios Novos. Os rendimentos agrícolas são geralmente baixos em áreas irrigadas com águas de categoria duvidosa e duvidosa a inadequada. Isto é possivelmente devido à presença de sais de sódio, que causam efeitos osmóticos no sistema que envolve as plantas e o solo (RAMESH; ELANGO, 2012).

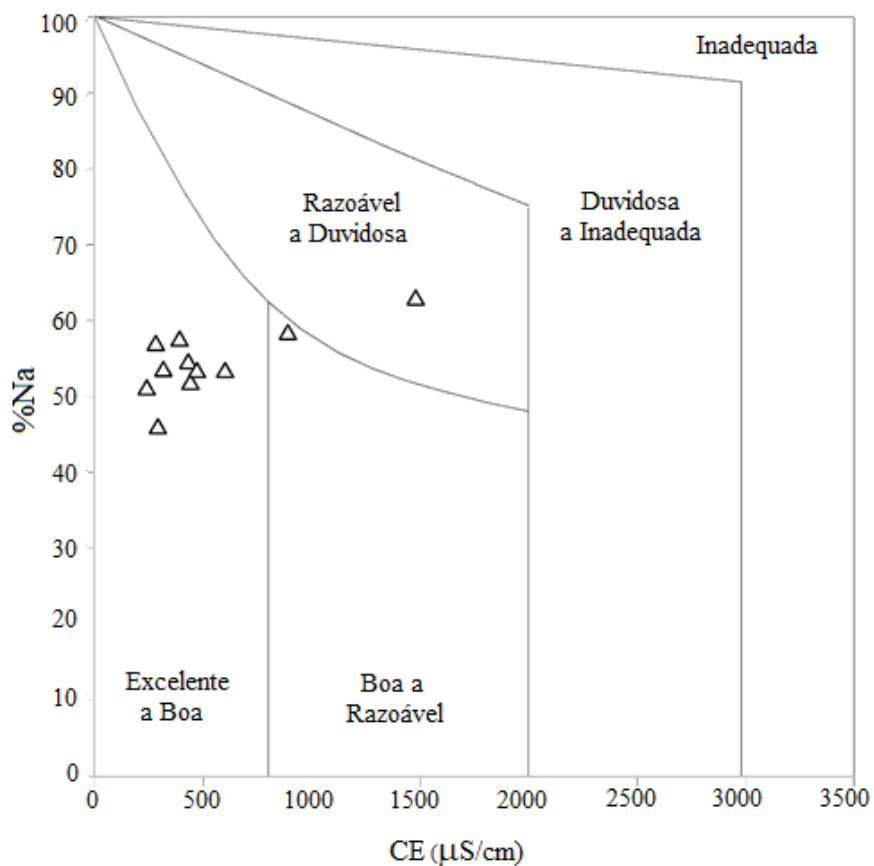
Os diagramas de Wilcox aplicados aos açudes do estudo podem ser vistos nas Figuras 15, 16, 17 e 18. O referido diagrama relaciona a CE com o Na%, sendo possível averiguar a adequação da água para o uso na irrigação de acordo com esses parâmetros. As águas do açude Pereira de Miranda no período chuvoso dos anos analisados, com base no diagrama de Wilcox, estavam com 91% das amostras dos primeiros semestres com qualidade de Excelente a Boa, enquanto apenas 9% se enquadraram na categoria de Razoável a Duvidosa para a irrigação.

Figura 15 – Classificação das águas do açude Pereira de Miranda no período chuvoso segundo o diagrama de Wilcox.



Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Figura 16 – Classificação das águas do açude Pereira de Miranda no período de estiagem segundo o diagrama de Wilcox.

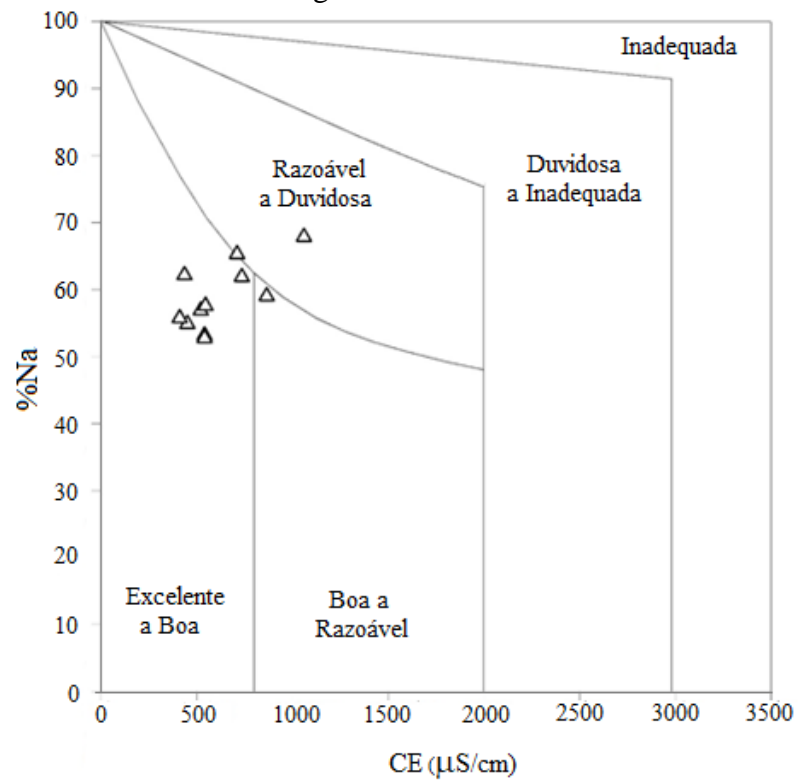


Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Já no período de estiagem do açude Pereira de Miranda e no período chuvoso do açude Sítios Novos (Figuras 16 e 17), 82% das amostras desses reservatórios estiveram com qualidade de Excelente a Boa, 9% com qualidade de Boa a Razoável e 9% com qualidade de Razoável a Duvidosa para a irrigação.

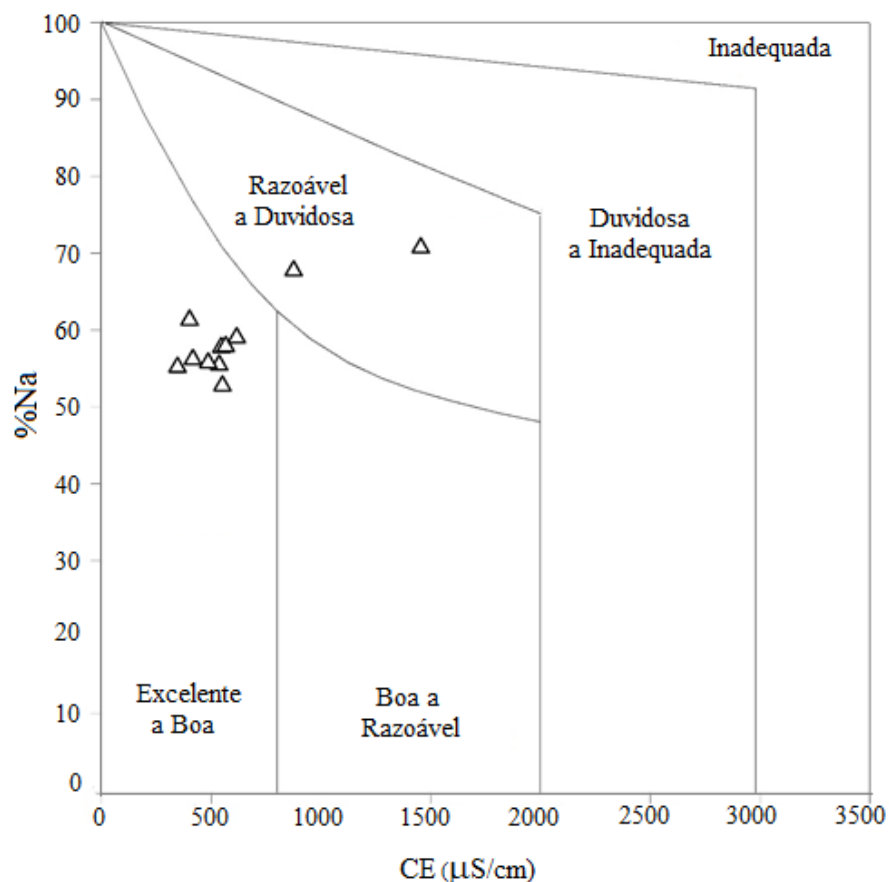
O diagrama de Wilcox, na Figura 18, revelou que as águas do açude Sítios Novos durante o período de estiagem nos anos analisados estavam com 82% das amostras dos segundos semestres com qualidade de Excelente a Boa, enquanto 18% se enquadraram na categoria de Razoável a Duvidosa para a irrigação.

Figura 17 – Classificação das águas do açude Sítios Novos no período chuvoso segundo o diagrama de Wilcox.



Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Figura 18 – Classificação das águas do açude Sítios Novos no período de estiagem segundo o diagrama de Wilcox.



Fonte: Elaborada pela autora (2019).

4.4.7 Dureza Total

De acordo com as Tabelas 77 e 78, a Dureza Total média obtida com os primeiros semestres de cada ano nos açudes Pereira de Miranda e Sítios Novos foram: 110,25 mg CaCO₃/L ($\sigma = 27,98$) e 122,11 mg CaCO₃/L ($\sigma = 20,66$), respectivamente. Já nos segundos semestres, a DT média para os referidos açudes foram: 118,27 mg CaCO₃/L ($\sigma = 32,05$) e 124,07 mg CaCO₃/L ($\sigma = 34,14$). Esses valores da DT média, assim como a maioria dos valores obtidos nos primeiros e segundos semestres classificaram as águas dos açudes do estudo como moderadamente dura.

Verificou-se também a ocorrência da classe dura em alguns semestres durante o período analisado nos açudes Pereira de Miranda e Sítios Novos. Isso é pouco recomendável para solos pesados e compactos.

Tabela 77 – Dureza Total nas águas do Açude Pereira de Miranda.

Açude Pereira de Miranda					
Ano	DT	Indicação	Ano	DT	Indicação
2004.1	61,80	Mole	2004.2	77,78	Moderadamente dura
2005.1	108,29	Moderadamente dura	2005.2	120,56	Moderadamente dura
2006.1	118,29	Moderadamente dura	2006.2	110,41	Moderadamente dura
2007.1	119,13	Moderadamente dura	2007.2	120,47	Moderadamente dura
2008.1	101,32	Moderadamente dura	2008.2	113,72	Moderadamente dura
2009.1	101,42	Moderadamente dura	2009.2	82,30	Moderadamente dura
2010.1	92,93	Moderadamente dura	2010.2	116,24	Moderadamente dura
2011.1	95,52	Moderadamente dura	2011.2	95,16	Moderadamente dura
2012.1	111,80	Moderadamente dura	2012.2	118,27	Moderadamente dura
2013.1	125,54	Moderadamente dura	2013.2	154,09	Dura
2014.1	176,74	Dura	2014.2	191,91	Dura

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Tabela 78 – Dureza Total nas águas do Açude Sítios Novos.

Açude Sítios Novos					
Ano	DT	Indicação	Ano	DT	Indicação
2004.1	109,17	Moderadamente dura	2004.2	101,75	Moderadamente dura
2005.1	124,40	Moderadamente dura	2005.2	131,97	Moderadamente dura
2006.1	142,04	Moderadamente dura	2006.2	130,15	Moderadamente dura
2007.1	143,55	Moderadamente dura	2007.2	123,11	Moderadamente dura
2008.1	128,94	Moderadamente dura	2008.2	147,69	Moderadamente dura
2009.1	108,27	Moderadamente dura	2009.2	80,99	Moderadamente dura
2010.1	116,98	Moderadamente dura	2010.2	75,45	Moderadamente dura
2011.1	80,68	Moderadamente dura	2011.2	113,81	Moderadamente dura
2012.1	119,77	Moderadamente dura	2012.2	128,97	Moderadamente dura
2013.1	113,03	Moderadamente dura	2013.2	128,50	Moderadamente dura
2014.1	156,34	Dura	2014.2	202,38	Dura

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

4.4.8 Análises estatísticas - índices de qualidade da água para uso na irrigação

De acordo com as Tabelas 79 e 80, as distribuições semestrais comparadas dos seguintes índices de qualidade da água para uso na irrigação: RAS, CE, IP, RMg, RK, %Na e DT, não foram significativamente diferentes para o período de 2004 a 2014 nos açudes Pereira de Miranda e Sítios Novos. Isto foi determinado pelos resultados dos testes paramétrico ANOVA (p -valor $> 0,05$ e $F_{\text{calculado}} < F_{\text{crítico}}$) e não paramétrico *Kruskal-Wallis* (p -valor $> 0,05$ e $H_{\text{teste}} < H_{\text{crítico}}$).

De outra forma, as distribuições semestrais comparadas do RSC foram significativamente diferentes (p -valor $< 0,05$) para ambos os açudes analisados. Esse resultado se contrapõe às classificações do RSC obtidas para esses açudes durante os 1º e 2º semestres (Tabelas 67 e 68). Para o RSC foi aplicado um recurso de retificação de valores para aplicação dos testes de aderência, AIC e ANOVA. Isso em razão dos valores negativos obtidos com o referido índice para os açudes do estudo. Assim, o deslocamento da origem do conjunto de dados produziu resultado idêntico ao original. Todavia, essa nova distribuição de dados obteve classificações distintas das originais, gerando diferenças aparentes entre os semestres comparados.

Desse modo, o ciclo climático anual não influenciou de forma expressiva a quantidade de espécies iônicas dissolvidas (CE) e a qualidade das águas avaliadas para seu uso na irrigação. As funções mais representativas das relações existentes entre os diferentes índices de qualidade da água para uso na irrigação nos reservatórios do estudo podem ser vistas na Tabela 81.

Tabela 79 – Distribuições teóricas e testes de variância dos índices de qualidade da água para uso na irrigação para o Açude Pereira de Miranda.

Açude Pereira de Miranda	FDP	ANOVA			Kruskal-Wallis			
		F _{calculado}	F _{crítico}	p -valor	H _{teste}	H _{crítico}	p -valor	
RAS	1º semestre	Lognormal	0,07	4,35	0,79	0,31	3,84	0,58
	2º semestre							
CE	1º semestre	Lognormal	0,22	4,35	0,64	0,03	3,84	0,87
	2º semestre							
RSC	1º semestre	Gama	6,50	4,35	0,02	6,91	3,84	0,01
	2º semestre	Normal						
IP	1º semestre	Lognormal	0,80	4,35	0,38	0,79	3,84	0,38
	2º semestre							
RMg	1º semestre	Weibull	0,003	4,35	0,95	0,18	3,84	0,67
	2º semestre	Weibull						
RK	1º semestre	Lognormal	0,03	4,35	0,87	0,63	3,84	0,43
	2º semestre							
%Na	1º semestre	Lognormal	0,11	4,35	0,74	0,09	3,84	0,77
	2º semestre							
DT	1º semestre	Gama	0,39	4,35	0,54	0,39	3,84	0,53
	2º semestre	Lognormal						

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Tabela 80 – Distribuições teóricas e testes de variância dos índices de qualidade da água para uso na irrigação para o Açude Sítios Novos.

Açude Sítios Novos	FDP	ANOVA			Kruskal-Wallis			
		F _{calculado}	F _{crítico}	p-valor	H _{teste}	H _{crítico}	p-valor	
RAS	1º semestre	<i>Lognormal</i>	0,06	4,35	0,80	0,02	3,84	0,90
	2º semestre	<i>Lognormal</i>						
CE	1º semestre	<i>Lognormal</i>	4,30x10 ⁻⁴	4,35	0,98	0,05	3,84	0,82
	2º semestre	<i>Lognormal</i>						
RSC	1º semestre	<i>Gama</i>	14,74	4,35	0,001	10,79	3,84	0,001
	2º semestre	<i>Gama</i>						
IP	1º semestre	<i>Weibull</i>	0,24	4,35	0,63	0,001	3,84	0,97
	2º semestre	<i>Lognormal</i>						
RMg	1º semestre	<i>Lognormal</i>	0,01	4,35	0,92	0,03	3,84	0,87
	2º semestre	<i>Lognormal</i>						
RK	1º semestre	<i>Lognormal</i>	0,05	4,35	0,83	0,02	3,84	0,90
	2º semestre	<i>Lognormal</i>						
%Na	1º semestre	<i>Lognormal</i>	0,01	4,35	0,92	0,004	3,84	0,95
	2º semestre	<i>Lognormal</i>						
DT	1º semestre	<i>Weibull</i>	0,03	4,35	0,87	0,01	3,84	0,82
	2º semestre	<i>Lognormal</i>						

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Tabela 81 – Correlações entre os índices de qualidade da água para uso na irrigação.

Índices para uso na irrigação	Equação	R ²
RK x %Na	%Na = 15,464. RK + 37,398	0,926
RAS x RK	RK = 0,302. RAS + 0,420	0,898
RAS x CE	CE = 261,39. RAS - 160,62	0,804
DT x CE	CE = 8,96. DT - 505,58	0,792
RAS x %Na	%Na = 4,500. RAS + 44,36	0,772
RAS x RSC	RSC = -0,332. RAS + 0,248	0,747

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

4.5 Índices de qualidade da água baseados no conteúdo iônico

4.5.1 IQA segundo Meireles et al. (2010)

Os valores semestrais do Índice de Qualidade da Água segundo Meireles *et al.* (2010) (IQAM) estão nas Tabelas 82 e 83. A média dos primeiros semestres nos açudes Pereira de Miranda e Sítios Novos foram 76 ($\sigma = 16$) e 82 ($\sigma = 8$), respectivamente. Já nos segundos semestres, o IQAM médio para os referidos açudes foram 77 ($\sigma = 14$) e 78 ($\sigma = 15$). Os

resultados do IQA_M médio classificaram as águas dos açudes do estudo como de baixa restrição. Essas águas são recomendadas para uso na irrigação em solos de textura leve ou que apresente drenagem moderada, devendo ser utilizada lâmina de lixiviação dos sais. Apresenta perigo de sodificação considerável em solo de textura pesada. Nesse caso, evita-se uso em solos com alto teor de argila 2:1. Também, evita-se plantas sensíveis a sais.

Ao longo dos primeiros semestres, observaram-se para as águas do açude Pereira de Miranda, restrições alta, moderada, baixa e sem restrição. Destacou-se, porém, a baixa restrição dessas águas. No açude Sítios Novos, houve alternância entre baixa restrição e não restrição. Já nos segundos semestres, observou-se para o açude Pereira de Miranda a alternância das classes moderada, baixa e sem restrição; e para o açude Sítios Novos das classes alta, moderada, baixa e sem restrição.

Tabela 82 – IQA segundo Meireles *et al.* (2010) nas águas do Açude Pereira de Miranda.

Açude Pereira de Miranda					
Ano/Semestre	IQA_M	Indicação	Ano/Semestre	IQA_M	Indicação
2004.1	41	Alta restrição	2004.2	58	Moderada restrição
2005.1	93	Sem restrição	2005.2	92	Sem restrição
2006.1	90	Sem restrição	2006.2	93	Sem restrição
2007.1	75	Baixa restrição	2007.2	91	Sem restrição
2008.1	77	Baixa restrição	2008.2	76	Baixa restrição
2009.1	75	Baixa restrição	2009.2	64	Moderada restrição
2010.1	56	Moderada restrição	2010.2	89	Sem restrição
2011.1	76	Baixa restrição	2011.2	57	Moderada restrição
2012.1	92	Sem restrição	2012.2	90	Sem restrição
2013.1	84	Baixa restrição	2013.2	78	Baixa restrição
2014.1	71	Baixa restrição	2014.2	63	Moderada restrição

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Tabela 83 – IQA segundo Meireles *et al.* (2010) nas águas do Açude Sítios Novos.

Açude Sítios Novos					
Ano/Semestre	IQA _M	Indicação	Ano/Semestre	IQA _M	Indicação
2004.1	91	Sem restrição	2004.2	92	Sem restrição
2005.1	89	Sem restrição	2005.2	85	Sem restrição
2006.1	76	Baixa restrição	2006.2	87	Sem restrição
2007.1	81	Baixa restrição	2007.2	86	Sem restrição
2008.1	87	Sem restrição	2008.2	85	Baixa restrição
2009.1	73	Baixa restrição	2009.2	60	Moderada restrição
2010.1	88	Sem restrição	2010.2	76	Baixa restrição
2011.1	75	Baixa restrição	2011.2	90	Sem restrição
2012.1	87	Sem restrição	2012.2	84	Baixa restrição
2013.1	83	Baixa restrição	2013.2	74	Baixa restrição
2014.1	67	Moderada restrição	2014.2	40	Alta restrição

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

4.5.2 IQA segundo de Araújo Neto *et al.* (2014)

Os resultados obtidos com o Índice de Qualidade da Água segundo Araújo Neto *et al.* (2014) (IQA_{AN}) podem ser vistos nas Tabelas 84 e 85. O IQA_{AN} médio obtido com os primeiros semestres de cada ano nos açudes Pereira de Miranda e Sítios Novos foi de 83 ($\sigma = 22$) e 87 ($\sigma = 8$), respectivamente. Esses valores de IQA_{AN} enquadram as águas desses reservatórios, nessa ordem, como de baixa restrição e sem restrição. Já nos segundos semestres, o IQA_{AN} médio para os referidos açudes foram: 79 ($\sigma = 19$) e 81 ($\sigma = 19$). Os referidos valores do IQA_{AN} médio classificaram as águas dos açudes do estudo como de baixa restrição ao uso para irrigação, quanto à salinidade.

Observaram-se os seguintes tipos de restrição para as águas do açude Pereira de Miranda nos primeiros semestres: restrição severa, alta, baixa e sem restrição, com maior frequência do tipo sem restrição. No açude Sítios Novos, as restrições variaram entre: moderada, baixa e sem restrição, com destaque para o tipo sem restrição. Já nos segundos semestres, observou-se para o açude Pereira de Miranda a alternância das classes alta, moderada, baixa e sem restrição, com maior constância do tipo sem restrição; e para o açude Sítios Novos das classes: restrição severa, alta, baixa e sem restrição, com proeminência do tipo sem restrição.

Tabela 84 – IQA segundo Araújo Neto *et al.* (2014) nas águas do Açude Pereira de Miranda.

Açude Pereira de Miranda					
Ano/Semestre	IQA _{AN}	Indicação	Ano/Semestre	IQA _{AN}	Indicação
2004.1	33	Restrição severa	2004.2	52	Alta restrição
2005.1	95	Sem restrição	2005.2	94	Sem restrição
2006.1	93	Sem restrição	2006.2	96	Sem restrição
2007.1	96	Sem restrição	2007.2	93	Sem restrição
2008.1	97	Sem restrição	2008.2	97	Sem restrição
2009.1	96	Sem restrição	2009.2	60	Moderada restrição
2010.1	49	Alta restrição	2010.2	93	Sem restrição
2011.1	97	Sem restrição	2011.2	50	Alta restrição
2012.1	95	Sem restrição	2012.2	92	Sem restrição
2013.1	88	Sem restrição	2013.2	82	Baixa restrição
2014.1	74	Baixa restrição	2014.2	66	Moderada restrição

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Tabela 85 – IQA segundo Araújo Neto *et al.* (2014) nas águas do Açude Sítios Novos.

Açude Sítios Novos					
Ano/Semestre	IQA _{AN}	Indicação	Ano/Semestre	IQA _{AN}	Indicação
2004.1	93	Sem restrição	2004.2	95	Sem restrição
2005.1	92	Sem restrição	2005.2	89	Sem restrição
2006.1	80	Baixa restrição	2006.2	90	Sem restrição
2007.1	83	Baixa restrição	2007.2	89	Sem restrição
2008.1	89	Sem restrição	2008.2	88	Sem restrição
2009.1	94	Sem restrição	2009.2	52	Alta restrição
2010.1	91	Sem restrição	2010.2	95	Sem restrição
2011.1	94	Sem restrição	2011.2	92	Sem restrição
2012.1	90	Sem restrição	2012.2	87	Sem restrição
2013.1	85	Sem restrição	2013.2	77	Baixa restrição
2014.1	69	Moderada restrição	2014.2	39	Restrição severa

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

4.5.3 IQA adaptado de De La Mora - Orozco *et al.* (2017)

Os resultados obtidos com o Índice de Qualidade da Água adaptado de De La Mora-Orozco *et al.* (2017) (IQA_{DLM}) estão nas Tabelas 86 e 87. Nos primeiros semestres de cada ano, o IQA_{DLM} médio nos açudes Pereira de Miranda e Sítios Novos foi de 75 ($\sigma = 7$) e 69 ($\sigma = 5$), respectivamente. Já nos segundos semestres, o IQA_{DLM} médio foi de 73 ($\sigma = 8$) e 70 ($\sigma = 7$). Os valores do IQA_{DLM} classificaram as águas dos açudes do estudo como de boa qualidade.

Nos primeiros semestres, o IQA_{DLM} das águas do Pereira de Miranda foi,

exclusivamente, de boa qualidade, com predomínio dessa indicação também para o açude Sítios Novos. Nos segundos semestres, prevaleceu em ambos a mesma classe (boa qualidade). Porém, em 2014.2 houve indicação de baixa qualidade para fins de irrigação e outros usos.

Tabela 86 – IQA adaptado de De La Mora-Orozco *et al.* (2017) nas águas do Açude Pereira de Miranda.

Açude Pereira de Miranda					
Ano/Semestre	IQA_{DLM}	Indicação	Ano/Semestre	IQA_{DLM}	Indicação
2004.1	83	Boa qualidade	2004.2	79	Boa qualidade
2005.1	75	Boa qualidade	2005.2	71	Boa qualidade
2006.1	64	Boa qualidade	2006.2	78	Boa qualidade
2007.1	78	Boa qualidade	2007.2	74	Boa qualidade
2008.1	78	Boa qualidade	2008.2	75	Boa qualidade
2009.1	77	Boa qualidade	2009.2	83	Boa qualidade
2010.1	79	Boa qualidade	2010.2	73	Boa qualidade
2011.1	78	Boa qualidade	2011.2	77	Boa qualidade
2012.1	76	Boa qualidade	2012.2	73	Boa qualidade
2013.1	71	Boa qualidade	2013.2	63	Boa qualidade
2014.1	62	Boa qualidade	2014.2	57	Baixa qualidade

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Tabela 87 – IQA adaptado de De La Mora-Orozco *et al.* (2017) nas águas do Açude Sítios Novos.

Açude Sítios Novos					
Ano/Semestre	IQA_{DLM}	Indicação	Ano/Semestre	IQA_{DLM}	Indicação
2004.1	74	Boa qualidade	2004.2	76	Boa qualidade
2005.1	72	Boa qualidade	2005.2	67	Boa qualidade
2006.1	63	Boa qualidade	2006.2	71	Boa qualidade
2007.1	66	Boa qualidade	2007.2	71	Boa qualidade
2008.1	70	Boa qualidade	2008.2	69	Boa qualidade
2009.1	75	Boa qualidade	2009.2	80	Boa qualidade
2010.1	72	Boa qualidade	2010.2	76	Boa qualidade
2011.1	74	Boa qualidade	2011.2	73	Boa qualidade
2012.1	71	Boa qualidade	2012.2	69	Boa qualidade
2013.1	68	Boa qualidade	2013.2	64	Boa qualidade
2014.1	60	Baixa qualidade	2014.2	52	Baixa qualidade

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

4.5.4 IQA adaptado de Sajitha e Vijayamma (2016)

Os resultados do Índice de Qualidade da Água adaptado de Sajitha e Vijayamma (2016) (IQ_{SV}) para as águas dos reservatórios do estudo estão nas Tabelas 88 e 89. Ao longo dos primeiros semestres de cada ano nos açudes Pereira de Miranda e Sítios Novos os valores médios foram de 39 ($\sigma = 15$) e 48 ($\sigma = 10$), respectivamente. Já nos segundos semestres, o IQ_{SV} médio para os referidos açudes foram de 41 ($\sigma = 13$) e 48 ($\sigma = 16$). Esses valores do IQ_{SV} médio classificaram as águas dos açudes do estudo como boa para fins domésticos.

Verificaram-se as seguintes classes do IQ_{SV} para as águas do açude Pereira de Miranda nos primeiros semestres: excelente, boa, ruim e muito ruim, com predomínio da classe boa. No açude Sítios Novos, as classes do IQ_{SV} observadas foram a boa e ruim, com predomínio da primeira. Já nos segundos semestres, para os açudes Pereira de Miranda e Sítios Novos observaram-se as classes boa e ruim, com a predominância da classe boa para ambos os açudes. Também se constatou a ocorrência da classe muito ruim em 2014.2 no açude Sítios Novos.

Tabela 88 – IQA adaptado de Sajitha e Vijayamma (2016) nas águas do Açude Pereira de Miranda.

Açude Pereira de Miranda					
Ano/Semestre	IQ_{SV}	Indicação	Ano/Semestre	IQ_{SV}	Indicação
2004.1	23	Excelente	2004.2	30	Boa
2005.1	35	Boa	2005.2	46	Boa
2006.1	76	Muito ruim	2006.2	33	Boa
2007.1	34	Boa	2007.2	40	Boa
2008.1	32	Boa	2008.2	37	Boa
2009.1	32	Boa	2009.2	26	Boa
2010.1	30	Boa	2010.2	39	Boa
2011.1	31	Boa	2011.2	33	Boa
2012.1	35	Boa	2012.2	40	Boa
2013.1	41	Boa	2013.2	54	Ruim
2014.1	60	Ruim	2014.2	72	Ruim

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Tabela 89 – IQA adaptado de Sajitha e Vijayamma (2016) nas águas do Açude Sítios Novos.

Açude Sítios Novos					
Ano/Semestre	IQA_{SV}	Indicação	Ano/Semestre	IQA_{SV}	Indicação
2004.1	40	Boa	2004.2	35	Boa
2005.1	43	Boa	2005.2	51	Ruim
2006.1	63	Ruim	2006.2	45	Boa
2007.1	50	Ruim	2007.2	45	Boa
2008.1	48	Boa	2008.2	50	Boa
2009.1	40	Boa	2009.2	31	Boa
2010.1	44	Boa	2010.2	36	Boa
2011.1	39	Boa	2011.2	41	Boa
2012.1	45	Boa	2012.2	48	Boa
2013.1	47	Boa	2013.2	55	Ruim
2014.1	69	Ruim	2014.2	91	Muito ruim

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

4.5.5 IQA adaptado de Yidana e Yidana (2010)

Os resultados com o Índice de Qualidade da Água adaptado de Yidana e Yidana (2010) (IQA_Y) estão nas Tabelas 90 e 91. Nos primeiros semestres de cada ano, nas águas dos açudes Pereira de Miranda e Sítios Novos, os valores médios do IQA_Y foram de 16 ($\sigma = 2$) e 18 ($\sigma = 3$), respectivamente. Já nos segundos semestres, o IQA_Y médio para os referidos açudes foram de 17 ($\sigma = 4$) e 18 ($\sigma = 5$). Os resultados de IQA_Y médio classificaram as águas dos açudes do estudo como excelente para consumo humano, como foi verificado nos primeiros e segundos semestres do período de estudo em ambos os reservatórios.

Tabela 90 – IQA adaptado de Yidana e Yidana (2010) nas águas do Açude Pereira de Miranda.

Açude Pereira de Miranda					
Ano/Semestre	IQA_Y	Indicação	Ano/Semestre	IQA_Y	Indicação
2004.1	13	Excelente	2004.2	14	Excelente
2005.1	16	Excelente	2005.2	16	Excelente
2006.1	16	Excelente	2006.2	15	Excelente
2007.1	15	Excelente	2007.2	16	Excelente
2008.1	15	Excelente	2008.2	16	Excelente
2009.1	15	Excelente	2009.2	13	Excelente
2010.1	14	Excelente	2010.2	16	Excelente
2011.1	15	Excelente	2011.2	15	Excelente
2012.1	16	Excelente	2012.2	16	Excelente
2013.1	18	Excelente	2013.2	20	Excelente
2014.1	23	Excelente	2014.2	26	Excelente

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Tabela 91 – IQA adaptado de Yidana e Yidana (2010) nas águas do Açude Sítios Novos.

Açude Sítios Novos					
Ano/Semestre	IQA	Indicação	Ano/Semestre	IQA	Indicação
2004.1	16	Excelente	2004.2	15	Excelente
2005.1	17	Excelente	2005.2	18	Excelente
2006.1	20	Excelente	2006.2	17	Excelente
2007.1	19	Excelente	2007.2	17	Excelente
2008.1	18	Excelente	2008.2	19	Excelente
2009.1	15	Excelente	2009.2	13	Excelente
2010.1	17	Excelente	2010.2	15	Excelente
2011.1	16	Excelente	2011.2	16	Excelente
2012.1	17	Excelente	2012.2	18	Excelente
2013.1	18	Excelente	2013.2	21	Excelente
2014.1	24	Excelente	2014.2	30	Excelente

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

4.5.6 Análises estatísticas - índices de qualidade da água relativos ao conteúdo iônico

As distribuições semestrais comparadas entre os índices de qualidade da água relativos ao conteúdo iônico (IQA_M, IQA_{AN}, IQA_{DLM}, IQA_{SV} e IQA_Y) não foram significativamente diferentes para o período de 2004 a 2014 nos açudes Pereira de Miranda e Sítios Novos (ver Tabelas 92 e 93). Isto foi verificado pelos resultados dos testes paramétrico ANOVA (p -valor > 0,05 e $F_{\text{calculado}} < F_{\text{crítico}}$) e não paramétrico *Kruskal-Wallis* (p -valor > 0,05 e

$H_{teste} < H_{crítico}$).

Desta forma, o ciclo climático anual não influenciou de forma significativa a qualidade das águas avaliadas quanto ao seu conteúdo iônico. As funções mais representativas das relações existentes entre os diferentes índices de qualidade da água aqui pontuados para os reservatórios do estudo podem ser vistas na Tabela 94.

Tabela 92 – Distribuições teóricas e testes de variância dos índices de qualidade da água relativos ao conteúdo iônico das águas do Açude Pereira de Miranda.

Açude Pereira de Miranda		FDP	ANOVA			Kruskal-Wallis		
			F _{calculado}	F _{crítico}	p-valor	H _{teste}	H _{crítico}	p-valor
IQ _{AN}	1º semestre	Weibull	0,17	4,35	0,69	0,85	3,84	0,36
	2º semestre	Weibull						
IQ _{AM}	1º semestre	Weibull	0,09	4,35	0,77	0,09	3,84	0,77
	2º semestre	Weibull						
IQ _{ADLM}	1º semestre	Weibull	0,36	4,35	0,56	0,73	3,84	0,39
	2º semestre	Weibull						
IQ _{ASV}	1º semestre	Lognormal	0,09	4,35	0,77	0,67	3,84	0,41
	2º semestre	Lognormal						
IQ _{AY}	1º semestre	Lognormal	0,20	4,35	0,66	0,09	3,84	0,77
	2º semestre	Lognormal						

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Tabela 93 – Distribuições teóricas e testes de variância dos índices de qualidade da água relativos ao conteúdo iônico das águas do Açude Sítios Novos.

Açude Pereira de Miranda		FDP	ANOVA			Kruskal-Wallis		
			F _{calculado}	F _{crítico}	p-valor	H _{teste}	H _{crítico}	p-valor
IQ _{AN}	1º semestre	Weibull	1,09	4,35	0,31	0,31	3,84	0,58
	2º semestre	Weibull						
IQ _{AM}	1º semestre	Weibull	0,45	4,35	0,51	0,03	3,84	0,87
	2º semestre	Weibull						
IQ _{ADLM}	1º semestre	Weibull	0,06	4,35	0,82	0,13	3,84	0,72
	2º semestre	Weibull						
IQ _{ASV}	1º semestre	Lognormal	0,0001	4,35	0,99	0,01	3,84	0,92
	2º semestre	Lognormal						
IQ _{AY}	1º semestre	Lognormal	0,01	4,35	0,91	0,05	3,84	0,82
	2º semestre	Lognormal						

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Tabela 94 – Correlações entre os índices de qualidade da água relativos ao conteúdo iônico.

Índices de Qualidade da Água	Equação	R ²
$IQ_{ADLM} \times IQ_{ASV}$	$IQ_{ASV} = -1,968. IQ_{ADLM} + 185,18$	0,930
$IQ_{ADLM} \times IQ_{AY}$	$IQ_{AY} = -0,472. IQ_{ADLM} + 51,014$	0,886
$IQ_{AY} \times IQ_{ASV}$	$IQ_{ASV} = 3,654. IQ_{AY} - 18,775$	0,806
$IQ_{AAN} \times IQ_{AM}$	$IQ_{AM} = 0,686. IQ_{AAN} + 21,389$	0,783

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

4.6 Influência do nível operacional dos reservatórios

O nível operacional dos reservatórios do estudo foi avaliado através da fração de volume disponível (volume disponível/volume total) e da profundidade média (H_M), a fim de determinar a influência desse fator operacional sobre o conteúdo iônico das águas estudadas. Para isso, gerou-se uma matriz de correlação de *Pearson* (para $\alpha = 0,05$) para definir as correlações existentes entre a fração de volume disponível dos reservatórios e cada um dos parâmetros iônicos abordados.

Calcularam-se os coeficientes de correlação de *Pearson* (r) de cada reservatório separadamente. O cômputo considerou dados anuais da fração de volume disponível, aqui expresso como percentual (%Vol), e os distintos parâmetros iônicos. Em seguida, agruparam-se esses dados anuais de ambos os reservatórios - Pereira de Miranda e Sítios Novos - a fim de determinar as correlações dos dados agrupados. Os resultados mais relevantes dos coeficientes de correlação de *Pearson* estão nas Tabelas 95, 96 e 97.

Ocorreram correlações positivas fortes entre %Vol e RSC, IQ_{ADLM} e H_M nos açudes Pereira de Miranda e Sítios Novos (Tabela 95 e 96). Esses resultados indicam que em ambos os reservatórios há uma relação direta entre a redução da fração de volume disponível, conforme: 1) diminuição do risco apontado pelo RSC; 2) deterioração da qualidade da água representada pelo IQ_{ADLM} e, 3) a redução da profundidade média do reservatório. Essa última é uma autocorrelação representada a partir da curva cota-área-volume de cada reservatório.

No açude Pereira de Miranda, observou-se relação direta entre a redução da fração de volume disponível e a tendência à incrustação representada pelo PSI. Paralelamente, obteve-se uma relação inversa entre o %Vol e a capacidade de neutralizar ácidos, representada na alcalinidade total (Alc).

Tabela 95 – Resultados mais representativos da análise da correlação de *Pearson* entre o nível operacional e outras variáveis nas águas do Açude Pereira de Miranda.

Açude Pereira de Miranda	
Pares (%Vol x parâmetro iônico)	Coefficiente de correlação de <i>Pearson</i> (r)
%Vol x DT	-0,945
%Vol x RAS	-0,849
%Vol x RSC	0,758
%Vol x RMg	-0,938
%Vol x ILS	-0,840
%Vol x PSI	0,842
%Vol x IQA _{DLM}	0,903
%Vol x IQA _{SV}	-0,798
%Vol x IQA _Y	-0,909
%Vol x Alc	-0,930
%Vol x CE	-0,863
%Vol x STD	-0,773
%Vol x Na ⁺	-0,878
%Vol x Mg ²⁺	-0,959
%Vol x Cl ⁻	-0,883
%Vol x H _M	0,967

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

No açude Sítios Novos, verificaram-se ainda correlações diretas fortes entre o %Vol e o IQA_{AN}, assinalando a elevação das restrições ao uso dessas águas em virtude da salinidade, e com a concentração de cálcio, que pode causar incrustação e redução do rendimento de culturas quando ultrapassado seu limite de solubilidade. Relações inversamente proporcionais foram verificadas entre o %Vol e %Na, RK e SO₄²⁻. Nos dois primeiros casos, há redução da adequação dessas águas para fins de irrigação em razão da concentração de Na⁺. E o aumento da concentração de SO₄²⁻ favorece o potencial corrosivo dessas águas.

Ocorreram correlações negativas fortes entre %Vol e DT, RAS, RMg, ILS, IQA_{SV}, IQA_Y, CE, STD, Na⁺, Mg²⁺ e Cl⁻ nos dois reservatórios. Assim, o cenário de redução da fração de volume disponível resultou em: 1) redução da qualidade da água determinada pelos índices IQA_{SV} e IQA_Y; 2) maior concentração de Mg²⁺, que incrementa a dureza da água e a RMg; 3) maior concentração de íons dissolvidos, como indicado pelas variáveis CE e STD, beneficiando o potencial corrosivo dessas águas; 4) ampliação do poder corrosivo com base no ILS; 5) elevação do risco conferido ao sódio, como apontado pela concentração de Na⁺ e a RAS, que possibilita a cessão de Na⁺ ao solo, tornando-o endurecido; e por último, 6) a concentração de Cl⁻, que em altas concentrações favorece à ação corrosiva da água, já que é um dos principais

ânions contribuintes do conteúdo de STD.

Tabela 96 – Resultados mais representativos da análise da correlação de *Pearson* entre o nível operacional e outras variáveis nas águas do Açude Sítios Novos.

Açude Sítios Novos	
Pares (%Vol x parâmetro iônico)	Coefficiente de correlação de <i>Pearson</i> (r)
%Vol x DT	-0,741
%Vol x RAS	-0,938
%Vol x RSC	0,879
%Vol x RMg	-0,836
%Vol x RK	-0,937
%Vol x Na%	-0,913
%Vol x ILS	-0,926
%Vol x IQA _{DLM}	0,912
%Vol x IQA _{AN}	0,702
%Vol x IQA _{SV}	-0,880
%Vol x IQA _Y	-0,915
%Vol x CE	-0,924
%Vol x STD	-0,827
%Vol x Na ⁺	-0,913
%Vol x Ca ²⁺	0,714
%Vol x Mg ²⁺	-0,941
%Vol x Cl ⁻	-0,936
%Vol x SO ₄ ²⁻	-0,740
%Vol x H _M	0,979

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Tabela 97 – Resultados mais representativos da análise da correlação de *Pearson* entre o nível operacional e outras variáveis nas águas dos açudes do estudo.

Açudes agrupados	
Pares (%Vol x parâmetro iônico)	Coefficiente de correlação de <i>Pearson</i> (r)
%Vol x DT	-0,713
%Vol x IQA _Y	-0,720
%Vol x CE	-0,718
%Vol x Mg ²⁺	-0,730

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Correlações fortes na avaliação separada dos reservatórios não foram ratificadas com os dados agrupados dos dois reservatórios. Nesse caso, foram observadas apenas correlações negativas fortes do %Vol e os seguintes parâmetros: DT, IQA_Y, CE e Mg²⁺ (Tabela

97). Ressalta-se que isso decorre de condições morfométricas distintas entre reservatórios, como tamanho e volume de água armazenada (ver Tabela 36). Apesar da proximidade de localização entre os reservatórios estudados, os mesmos pertencem a bacias diferentes (Curu e Metropolitana), com distinções de base litológica e pedológica específicas, provável variação na composição química nas águas afluentes e características hidrológicas próprias.

Neste estudo, variações na temperatura da água e correlação desta com os demais parâmetros foram desprezíveis. Olds *et al.* (2011), García-Jurado *et al.* (2012) e Mosley *et al.* (2012) também não observaram variações relevantes ou aumento destacável da temperatura durante as estações de estiagem, apesar da redução de volume dos seus reservatórios de estudo. Esses autores atribuíram ao ocorrido o fato da temperatura do ar local não ter aumentado. Da mesma forma, não houve um aumento significativo de temperatura da água nos açudes Pereira de Miranda e Sítios Novos e nem da temperatura do ar durante o período de estiagem nesses locais.

A fim de expandir o escopo dessa seção, apresenta-se uma matriz de correlação de *Pearson* com as demais correlações existentes entre os parâmetros e índices iônicos abordados neste trabalho no Apêndice B.

4.7 Garantia de qualidade da água

O grau de falha de determinados parâmetros iônicos foi verificado segundo os limites individuais contidos nos seguintes instrumentos normativos: Resolução CONAMA N° 357/2005 e Anexo XX da Portaria de Consolidação PRC N° 5/2017 do Ministério da Saúde. Para isso, aplicou-se simulação *Monte Carlo* com 5000 valores para cada uma das variáveis iônicas de entrada. Foram utilizadas as respectivas funções de distribuição de probabilidade computadas e selecionadas com o teste KS e classificadas com o AIC. Os resultados dos parâmetros considerados mais relevantes para os reservatórios estudados podem ser vistos nas Tabelas 98 e 99 e nas figuras do Apêndice C.

As águas dos açudes Pereira de Miranda e Sítios Novos foram avaliadas de acordo com os padrões de qualidade de água das variáveis: cloreto, sólidos dissolvidos totais e turbidez determinados na Resolução CONAMA N° 357/2005 para águas doces. Também foram avaliadas as seguintes variáveis: sódio, cloreto, sólidos dissolvidos totais e turbidez segundo os limites estabelecidos no Anexo XX da PRC N° 5/2017 MS.

Conforme os resultados obtidos, a probabilidade de não atendimento ao enquadramento do Anexo XX da PRC N° 5/2017 MS foi mais significativa para a variável

turbidez. Essa variável obteve uma probabilidade de falha de 81,95% para o açude Pereira de Miranda e de 97,55% para o açude Sítios Novos. Os resultados de turbidez evidenciam que a quantidade de material fino em suspensão nas águas avaliadas não está de acordo com os padrões de qualidade da água para consumo humano e de potabilidade dispostos no anexo em questão. A turbidez observada pode ser tanto de origem não mineral, em que há presença predominante de matéria orgânica ou algas em suspensão, quanto de origem mineral, quando os agentes causadores são argilominerais (CALIJURI; CUNHA, 2013). Essa inconformidade também pode retratar a tendência corrosiva observada nas águas desses reservatórios, que pode incrementar o crescimento bacteriano na água, resultando no aumento da sua turbidez e na redução da sua qualidade estética (KURDI; FERDOWS; MAGHSOUDI, 2015).

Tabela 98 – Probabilidade de falha de determinados parâmetros referenciados na PRC 5/2017 do Ministério da Saúde nos açudes estudados.

PRC N° 5/2017 MS	Probabilidade de falha	
	Açude Pereira de Miranda	Açude Sítios Novos
Variáveis		
Na⁺	0,05%	0,30%
Cl⁻	1,35%	6,90%
STD	0,00%	0,00%
Turbidez	81,95%	97,55%

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Tabela 99 – Probabilidade de falha de determinados parâmetros referenciados na CONAMA 357/2005 nos açudes estudados.

Resolução CONAMA N° 357/2005		Probabilidade de falha	
Variáveis	Classe	Açude Pereira de Miranda	Açude Sítios Novos
Cl⁻	1, 2 e 3	1,35%	6,90%
STD	1, 2 e 3	5,15%	19,80%
Turbidez	1	2,55%	4,45%
	2 e 3	0,05%	0,00%

Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Em relação ao disposto na Resolução CONAMA 357/2005, para águas doces, a variável STD obteve a maior probabilidade de não atendimento dentre as variáveis consideradas. Essa probabilidade de falha diz respeito à quantidade de íons presente na água, já que a variável STD é associada com exatidão à condutividade elétrica da água (salinidade).

Como mostrado nas Tabelas 98 e 99, o açude Sítios Novos apresentou maiores probabilidades de falhas quando comparado ao açude Pereira de Miranda para as mesmas variáveis analisadas. O fato exposto pode ter relação com o caráter hidroquímico (águas

cloretadas sódicas) e a sua menor distância da costa (30 Km).

Além disso, observou-se que alguns valores máximos permissíveis são mais restritivos em um enquadramento que no outro, como no caso dos limites fixados para as variáveis turbidez e STD. No caso da variável Cl^- , o limite restritivo é idêntico em ambos os casos. Salienta-se ainda que as probabilidades de falhas de outras variáveis consideradas neste estudo (DT , SO_4^{2-} , NO_3^- e pH) foram irrelevantes.

5 CONCLUSÃO

Este trabalho avaliou o conteúdo iônico das águas superficiais de dois reservatórios no Nordeste brasileiro, Trópico Semiárido. Abordou-se a relação entre índices iônicos, aridez climática e qualidade das águas. De acordo com os resultados obtidos e discutidos anteriormente, pontuam-se as seguintes conclusões:

1. Houve predomínio de águas do tipo cloretadas sódicas nos reservatórios analisados, associada à proximidade (entre 30 e 50 Km) destes com a costa e à litologia local;
2. Os índices climáticos refletiram a distinção entre o primeiro e segundo semestres de cada ano. O estudo apresentou repetidamente a classificação de “árido”, principalmente nos segundos semestres. Os resultados evidenciam a vulnerabilidade da área à desertificação como definida pela PNCD. Assim, a aridez observada pode aumentar a deficiência de água, alterar a gravidade e a extensão da desertificação e, por fim, impactar atividades fins, como a agricultura;
3. Como um todo, não houve diferença estatística significativa entre os índices iônicos e de qualidade ao longo de cada ano. No entanto, mesmo assim se observou a deterioração dos índices citados com a redução de volume disponível e precipitação;
4. Quanto ao potencial de corrosão e de incrustação, depreende-se que as águas estudadas foram potencialmente corrosivas como indicado pelos índices: RSI, ILS e PSI. Baseado no LSI, o açude Pereira de Miranda apresentou potencial incrustante suave e o açude Sítios Novos potencial corrosivo severo. Já o IA apontou águas moderadamente corrosivas para os tubos de cimento-amianto. Deste modo, a tendência corrosiva observada pelos índices de estabilidade da água pode ter induzido a redução da qualidade química e microbiológica da água;
5. A avaliação da adequação das águas para irrigação mostrou que as águas eram de média salinidade e de baixo risco de sodicidade. Baseado no IP e RSC, 100% das amostras analisadas foram seguras para fins de irrigação, devido aos 75% ou mais de permeabilidade máxima e a inexistência do efeito perigoso do CO_3^{2-} e HCO_3^- . Os valores da RMg e da RK apontaram implicações prejudiciais e inadequadas à irrigação dada a concentração dos íons Mg^{2+} e Na^+ , respectivamente. Conforme o %Na, a maioria das amostras foram classificadas como razoáveis à

irrigação. Considerando o diagrama de Wilcox, as mesmas se enquadraram na categoria de “Excelente a Boa” para irrigação. E quanto ao grau de dureza da água, apurou-se que a maioria das amostras dos reservatórios analisados foram moderadamente duras;

6. Quanto aos índices de qualidade da água referentes ao conteúdo iônico, o IQA_M e o IQA_{AN} indicaram águas superficiais com “Baixa restrição” para irrigação devido à salinidade. O IQA_{DLM} assinalou que as amostras foram em sua maioria de “Boa qualidade” para a irrigação e outros propósitos. Baseado no IQA_{SV} , a maioria das amostras foram englobadas como “Boa” para fins domésticos. De acordo com a avaliação do IQA_Y , 100% das amostras se enquadram na categoria "Excelente", sugerindo águas aceitáveis para fins de consumo humano;

7. Foram observadas correlações fortes entre a fração de volume disponível dos reservatórios e diversos parâmetros iônicos. Um número mais expressivo de relações foi obtido ao se avaliar os reservatórios separadamente, o que não foi ratificado com os mesmos agrupados. Fatores como localização geográfica, condições morfométricas, litológicas, pedológicas e variações na composição química das águas dos reservatórios podem ter relação com o estado observado;

8. Quanto à garantia de qualidade da água, os graus de não conformidade mais expressivas foram dos parâmetros turbidez e sólidos dissolvidos totais segundo o Anexo XX da PRC Nº 5/2017 MS e a Resolução CONAMA Nº 357/2005 (águas doces), respectivamente. As probabilidades de falha de outros parâmetros iônicos foram insignificantes;

9. Os índices computados podem retratar tendências semelhantes mesmo com diferentes valores, bem como observações distintas. Quanto a isto, cabe lembrar que a concepção teórico-aplicativa dos índices reflete o *status* e uso das águas nos recursos hídricos originalmente investigados. Assim, mediante diferentes índices e variadas interpretações, estabelecer o índice mais apropriado à atividade final seria útil no gerenciamento dos recursos hídricos e na manutenção da qualidade da água;

10. Depreende-se que a variabilidade climática, com resposta na precipitação tende a controlar a qualidade das águas estudadas. Isso afeta diretamente o conteúdo iônico das águas, a salinidade, a aridez e os índices iônicos computados.

REFERÊNCIAS

- ABBASI, T.; ABBASI, S. A. **Water quality indices**. Amsterdam: Elsevier, 2012. 384 p.
- AGATEMOR, C.; OKOLO, P. O. Studies of corrosion tendency of drinking water in the distribution system at the University of Benin. **The Environmentalist**, v. 28, n. 4, p. 379-384, 2008.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil**. Brasília: ANA, 2005. 176 p. (Cadernos de Recursos Hídricos, 1).
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil**. Brasília: ANA, 2012. 264 p.
- AGHAZADEH, N.; MOGADDAM, A. A. Assessment of groundwater quality and its suitability for drinking and agricultural uses in the Oshnavieh area, Northwest of Iran. **Journal of Environmental Protection**, v. 1, n. 01, p. 30-40, 2010.
- ALIPOUR, V.; DINDARLOO, K.; MAHVI, A. H.; REZAEI, L. Evaluation of corrosion and scaling tendency indices in a drinking water distribution system: a case study of Bandar Abbas city, Iran. **Journal of Water and Health**, v. 13, n. 1, p. 203-209, 2015.
- ALMEIDA, A. M. M.; ANDRADE, E. M.; ALMEIDA, C. L.; LOPES, F. B.; OLIVEIRA, L. C. Avaliação de carbono orgânico total em reservatório no semiárido – caso Pereira de Miranda. **Revista Geonorte**, [S.l.], v. 7, n. 26, p. 35-47, 2016.
- ALMEIDA, O. A. **Qualidade de água para irrigação**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Cruz das Almas: EMBRAPA, 2010. 227 p.
- AL-RAWAJFEH, A. E. **Modelling and simulation of CO₂ release in multiple effect distillers for seawater desalination**. Shaker, 2004. 97 p.
- AL-RAWAJFEH, A. E.; AL-SHAMAILAH, E. M. Inhibition of corrosion in steel water pipes by ammonium pyrrolidine dithiocarbamate (APDTC). **Desalination**, v. 206, n. 1-3, p. 169-178, 2007.
- AMMAR, R.; KAZPARD, V.; EL SAMRANI, A. G.; AMACHA, N.; SAAD, Z.; CHOU, L. Hydrodynamic influence on reservoir sustainability in semi-arid climate: A physicochemical and environmental isotopic study. **Journal of Environmental Management**, v. 197, p. 571-581, 2017.
- ARAÚJO NETO, J. R.; ANDRADE, E. M.; MEIRELES, A. C. M.; GUERREIRO, M. J. S.; PALÁCIO, H. A. Q. Proposta de índice da salinidade das águas superficiais de reservatórios do Ceará, Brasil. **Revista Agro@mbiente On-line**, v. 8, n. 2, p. 184-193, 2014.
- ARAÚJO NETO, J. R.; SALES, M. M.; PALÁCIO, H. A. Q.; BRASIL, J. B.; CHAVES, L. C. G. Seleção dos indicadores da salinidade das águas superficiais da bacia Metropolitana do Ceará pelo emprego da análise multivariada. **Water Resources and Irrigation Management**, v. 3, n. 2, p. 37-46, 2014.

ARAÚJO NETO, J. R.; SALES, M. M.; PALÁCIO, H. A. Q.; GOMES, F. E. F.; CHAVES, L. C. G. Dinâmica da qualidade das águas superficiais para irrigação em reservatórios do estado do Ceará, Brasil. **Conexões-Ciência e Tecnologia**, v. 9, n. 1, p. 51-60, 2015.

ARUMUGAM, K.; ELANGO VAN, K. Hydrochemical characteristics and groundwater quality assessment in Tirupur region, Coimbatore district, Tamil Nadu, India. **Environmental Geology**, v. 58, n. 7, p. 1509-1520, 2009.

AZEVEDO, P. R. L.; BEZERRA, D. E. L.; SOUTO, F. M.; BITU, S. G.; PEREIRA JUNIOR, E. B. Efeito dos sais e da qualidade da água no solo e na planta. **Revista de Agroecologia no Semiárido**, v. 1, n.1, p. 01-12, 2017.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. Campina Grande: UFPB, Estudos FAO: Irrigação e Drenagem, v. 29, 1985. 153 p.

BALDWIN, D. S.; GIGNEY, H.; WILSON, J. S.; WATSON, G.; BOULDING, A. N. Drivers of water quality in a large water storage reservoir during a period of extreme drawdown. **Water Research**, v. 42, n. 19, p. 4711-4724, 2008.

BERMUDEZ-EDO, M.; BARNAGHI, P.; MOESSNER, K. Analysing real world data streams with spatio-temporal correlations: Entropy vs. Pearson correlation. **Automation in Construction**, v. 88, p. 87-100, 2018.

BHARDWAJ, V.; SINGH, D. S. Surface and groundwater quality characterization of Deoria District, Ganga plain, India. **Environmental Earth Sciences**, v. 63, n. 2, p. 383-395, 2011.

BIGHASH, P.; MURGULET, D. Application of factor analysis and electrical resistivity to understand groundwater contributions to coastal embayments in semi-arid and hypersaline coastal settings. **Science of the Total Environment**, v. 532, p. 688-701, 2015.

BOYACIOGLU, H. Utilization of the water quality index method as a classification tool. **Environmental monitoring and assessment**, v. 167, n. 1-4, p. 115-124, 2010.

BRAINWOOD, M. A.; BURGIN, S.; MAHESHWARI, B. Temporal variations in water quality of farm dams: impacts of land use and water sources. **Agricultural Water Management**, v. 70, n. 2, p. 151-175, 2004.

BRANDÃO, R. L.; FEITOSA, F. A. C.; BENVENUTI, S. M. P. **Programa de recenseamento de fontes de abastecimento por água subterrânea no Estado do Ceará: Diagnóstico do Município de Pentecoste**. Fortaleza: CPRM, 1998.

BRASIL. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Recursos Hídricos regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Brasília, DF: **Diário Oficial da União**, 1997.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 5 de 28 de setembro de 2017. Dispõe sobre a consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. Brasília, DF: **Diário Oficial da União** nº 190, Seção 1, p. 360, 2017.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução 238. Dispõem sobre a aprovação da Política Nacional de controle da desertificação. Brasília, DF: **Diário Oficial da União** nº 248, seção 1, p. 30930. 1997.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, DF: **Diário Oficial da União**, 2005.

CALIJURI, M. C.; CUNHA, D. G. F. **Engenharia Ambiental: conceitos, tecnologia e gestão**. 1. ed. Rio de Janeiro: Elsevier. 2013. 832 p.

CARRIER AIR CONDITIONING COMPANY: **Handbook of Air Conditioning System Design**. New York: McGraw-Hill Books. 1965.

CARVALHO, J. O. **As secas e seus impactos**. A questão da água no Nordeste. Centro de Gestão e Estudos Estratégicos. Agência Nacional de Águas. Brasília, DF: CGEE, 2012.

CEARÁ. Secretaria dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará. **Atlas eletrônico dos recursos hídricos do Ceará**. Disponível em: <http://atlas.srh.ce.gov.br/infra-estrutura/acudes/detalhaCaracteristicasTecnicas.php?cd_ac_ude=175&status=0>. Acesso em: 20 nov. 2017.

CHAPMAN, D. **Water Quality Assessment**. In: Chapman D on behalf of UNESCO, WHO and UNEP, London: Chapman & Hall; 1992. 585 p.

COMPANHIA DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS (Brasil). **Inventário ambiental do açude Sítios Novos 2008**. Fortaleza: COGERH, 2008. 37 p.

CORDEIRO, G. G. **Qualidade de água para fins de irrigação: conceitos básicos e práticos**. Embrapa Semiárido-Documents (INFOTECA-E). Petrolina: Embrapa Semiárido, 2001. 32 p.

CORTES, J. E.; MUÑOZ, L. F.; GONZALEZ, C. A.; NIÑO, J. E.; POLO, A.; SUSPES, A.; SIACHOQUE, S. C.; HERNÁNDEZ, A.; TRUJILLO, H. Hydrogeochemistry of the formation waters in the San Francisco field, UMV basin, Colombia - A multivariate statistical approach. **Journal of Hydrology**, v. 539, p. 113-124, 2016.

CORTEZ, H. S.; LIMA, G. P.; SAKAMOTO, M. S. A seca 2010-2016 e as medidas do Estado do Ceará para mitigar seus efeitos. **Parcerias Estratégicas**, v. 22, n. 44, p. 83-118, 2017.

DANCEY, C. P.; REIDY, J. **Estatística sem matemática para psicologia**. 5. ed. Porto Alegre: Penso, 2013.

DAVIL, M. F.; MAHVI, A. H.; NOROUZI, M.; MAZLOOMI, S.; AMARLUIE, A.; TARDAST, A.; KARAMITABAR, Y. Survey of corrosion and scaling potential produced water from Ilam water treatment plant. **World Applied Sciences Journal**, v. 7, n. 11, p. 11-24, 2009.

DE LA MORA-OROZCO, C.; FLORES-LOPEZ, H.; RUBIO-ARIAS, H.; CHAVEZ-DURAN, A.; OCHOA-RIVERO, J. Developing a Water Quality Index (WQI) for an Irrigation Dam. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 14, n. 5, p. 439-440, 2017.

DE MARTONNE, E. Regions of interior-basin drainage. **Geographical Review**, v. 17, n. 3, p. 397- 414, 1927.

DELPLA, I.; JUNG, A. V.; BAURES, E.; CLEMENT, M.; THOMAS, O. Impacts of climate change on surface water quality in relation to drinking water production. **Environment International**, v. 35, n. 8, p. 1225-1233, 2009.

DEMES, F. O. C. **Acompanhamento da implantação das medidas mitigadoras propostas para a recuperação das áreas degradadas na execução dos açudes públicos Aracoiaíba e Sítios Novos, no Estado do Ceará**. 2013. 93 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Gestão de Recursos Hídricos) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013.

DENIZ, A.; TOROS, H.; INCECIK, S. Spatial variations of climate indices in Turkey. **International Journal of Climatology**, v. 31, n. 3, p. 394-403, 2011.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE OBRAS CONTRA A SECA. **Arquivo Técnico**. Processos do açude Pereira de Miranda. Disponível em: <<http://www.dnocs.gov.br/~dnocs/doc/canais/barragens/Barragem%20do%20Ceara/pentecoste.htm>>. Acesso em: 20 nov. 2017.

DEPARTMENT OF WATER AFFAIRS AND FORESTRY (DWAFF). South African water quality guidelines. Volume 3: Industrial Use. **Department of Water Affairs and Forestry**. 1996. 115 p.

DINKA, M. O.; LOISKANDL, W.; NDAMBUKI, J. M. Hydrochemical characterization of various surface water and groundwater resources available in Matahara areas, Fantalle Woreda of Oromiya region. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 3, p. 444-456, 2015.

DONEEN, L. D. **Notes on water quality in agriculture**. Water science and engineering paper 4001. Department of Water Sciences and Engineering, University of California, California, 1964. 48 p.

DURAN-ENCALADA, J. A.; PAUCAR-CACERES, A.; BANDALA, E. R.; WRIGHT, G. H. The impact of global climate change on water quantity and quality: A system dynamics approach to the US–Mexican transborder region. **European Journal of Operational Research**, v. 256, n. 2, p. 567-581, 2017.

FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J. **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. Serviço Geológico do Brasil. Fortaleza, CE: CPRM, 1997. 389 p.

FERREIRA, K. C. D.; LOPES, F. B.; ANDRADE, E. M.; MEIRELES, A. C. M.; SILVA, G. S. Adaptação do índice de qualidade de água da National Sanitation Foundation ao semiárido brasileiro. **Revista Ciência Agronômica**, v. 46, n. 2, p. 276-286, 2015.

FONTELLES, M. J.; SIMÕES, M. G.; FARIAS, S. H.; FONTELLES, R. G. S. Metodologia da pesquisa científica: diretrizes para a elaboração de um protocolo de pesquisa. **Revista Paraense de Medicina**, v. 23, n. 3, p. 1-8, 2009.

FRANÇA, J. M. B.; WACHHOLZ, F.; NETO, J. A. C.; PAULINO, W. D. Comportamento das variáveis qualitativas do açude Pereira de Miranda–Pentecoste/CE, no período de estiagem. **Geociências**, v. 32, n. 4, p. 586-599, 2013.

FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS. **Estudo da qualidade das águas em reservatórios superficiais da bacia metropolitana**. Fortaleza: FUNCEME, 2002.

FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS. **Qualigraf**. Fortaleza: FUNCEME, 2014. Disponível em: <<http://www.funceme.br/qualigraf/app/pagina/show/2>>. Acesso em: 01 jun. 2018.

GARCIA, E. N. A.; MORENO, D. A. A. C.; FERNANDES, A. L. V. A importância da preservação e conservação das águas superficiais e subterrâneas: um panorama sobre a escassez da água no Brasil. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 11, n. 6, p. 235-249, 2015.

GARCÍA-JURADO, F.; VICENTE, I.; GALOTTI, A.; REUL, A.; JIMÉNEZ-GÓMEZ, F.; GUERRERO, F. Effect of drought conditions on plankton community and on nutrient availability in an oligotrophic high mountain lake. **Arctic, Antarctic, and Alpine Research**, v. 44, n. 1, p. 50-61, 2012.

GÜLER, C.; THYNE, G. D.; McCRAY, J. E.; TURNER, A. K. Evaluation of graphical and multivariate statistical methods for classification of water chemistry data. **Hydrogeology Journal**, v. 10, n. 4, p. 455-474. 2002.

GUTIÉRREZ, A. P. A.; ENGLE, N. L.; DE NYS, E.; MOLEJÓN, C.; MARTINS, E. S. Drought preparedness in Brazil. **Weather and Climate Extremes**, v. 3, p. 95-106, 2014.

HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, p. 1-9, 2001.

HARITASH, A. K.; GAUR, S.; GARG, S. Assessment of water quality and suitability analysis of River Ganga in Rishikesh, India. **Applied Water Science**, v. 6, n. 4, p. 383-392, 2016.

HARITASH, A. K.; KAUSHIK, C. P.; KAUSHIK, A.; KANSAL, A.; YADAV, A. K. Suitability assessment of groundwater for drinking, irrigation and industrial use in some North Indian villages. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 145, n.1-3, p. 397-406, 2008.

HEM, J. D. **Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water**. 3 ed. USGS, Water Supply Paper 2254. 1989. 264 p.

HERNÁNDEZ-ROMERO, A. H.; TOVILLA-HERNÁNDEZ, C.; MALO, E. A.; BELLO-MENDOZA, R. Water quality and presence of pesticides in a tropical coastal wetland in southern Mexico. **Marine Pollution Bulletin**, v. 48, n. 11, p. 1130-1141, 2004.

HOUNSLOW, A. W. **Water quality data: analysis and interpretation**. Boca Raton: CRC Lewis Publishers, 1995. 387 p.

HOWLADAR, M. F.; DEB, P.; MUZEMDER, A. S. H. Monitoring the underground roadway water quantity and quality for irrigation use around the Barapukuria Coal Mining Industry, Dinajpur, Bangladesh. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 4, p. 23-34, 2017.

IMRAN, S. A.; DIETZ, J. D.; MUTOTI, G.; TAYLOR, J. S.; RANDALL, A. A. Modified Larsons ratio incorporating temperature, water age, and electroneutrality effects on red water release. **Journal of Environmental Engineering**, v. 131, n. 11, p. 1514-1520, 2005.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo demográfico de 2010**. Rio de Janeiro, 2011.

INSTITUTO DE PESQUISA E ESTRATÉGIA ECONÔMICA DO CEARÁ (IPECE). **Ceará em mapas: informações georreferenciadas e especializadas para os 184 municípios cearenses**. 2007. Disponível em: <<http://www2.ipece.ce.gov.br/atlas/capitulo1/12.htm>>. Acesso em: 12 mar. 2018.

JOSHI, D. M.; KUMAR, A.; AGRAWAL, N. Assessment of the irrigation water quality of river Ganga in Haridwar district. **Rasayan Journal Chemistry**, v. 2, n. 2, p. 285-292, 2009.

KELLY, W. P. **Permissible composition and concentration of irrigated waters**. In: Proceedings of the A.S.C.F, 1940. 607 p.

KUMAR, N.; TISCHBEIN, B.; KUSCHE, J.; LAUX, P.; BEG, M. K.; BOGARDI, J. J. Impact of climate change on water resources of upper Kharun catchment in Chhattisgarh, India. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 13, p. 189-207, 2017.

KURDI, M.; FERDOWS, M. S.; MAGHSOUDI, A. Sensitivity of corrosion and scaling indices based on ions; case study Iran. **Water Quality, Exposure and Health**, v. 7, n. 3, p. 363-372, 2015.

KUSANGAYA, S.; WARBURTON, M. L.; VAN GARDEREN, E. A.; JEWITT, G. P. Impacts of climate change on water resources in southern Africa: A review. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, v. 67, p. 47-54, 2014.

LANG, R. **Verwitterung und Bodenbildung als Einführung in die-Bodenkunde**. Schweizerbart Science Publishers, Stuttgart, 1920.

LEÃO, R. A. O.; SOARES, A. A.; TEIXEIRA, A. D. S.; SILVA, D. D. Estimation of evaporation in the Banabuiú dam, in the state of Ceará, Brazil, by different combined methods, derived from the Penman equation. **Engenharia Agrícola**, v. 33, n. 1, p. 129-144, 2013.

LEPRUN, J. C. **Primeira Avaliação das Águas Superficiais do Nordeste**. Relatório de fim de convênio de manejo e conservação do solo do Nordeste brasileiro. Recife: SUDENE-DRN, 1983, p. 91-141.

LIMA, P. F.; SOUSA, M. S. R.; PORFÍRIO, A. F.; ALMEIDA, B. S.; FREIRE, R. H. F.; SANTAELLA, S. T. Preliminary analysis on the use of Trophic State Indexes in a brazilian semiarid reservoir. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 37, n. 3, p. 309-318, 2015.

LIU, Y.; WU, P.; ZHU, D.; ZHANG, L.; CHEN, J. Effect of water hardness on emitter clogging of drip irrigation. **Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering**, v. 31, n. 20, p. 95-100, 2015.

LOGAN, J. **Interpretação de análises químicas da água**. Recife: US. Agency for International, 1965. 75 p.

MARENGO, J. A. Água e mudanças climáticas. **Estudos avançados**, v. 22, n. 63, p. 83-96, 2008.

MARENGO, J. A. O futuro clima do Brasil. **Revista USP**, n. 103, p. 25-32, 2014.

MARENGO, J. A. Vulnerabilidade, impactos e adaptação à mudança do clima no semi-árido do Brasil. **Parcerias Estratégicas**, v. 13, n. 27, p. 149-176, 2010.

MEIRELES, A. C. M. **Dinâmica qualitativa das águas superficiais da bacia do Acaraú e uma proposta de classificação para fins de irrigação**. 2007. 180 f. Tese de Doutorado. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos) Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2007.

MEIRELES, A. C. M.; ANDRADE, E. M. D.; FRISCHKORN, H.; CRISOSTOMO, L. A.; PALÁCIO, H. A. Q. Avaliação das águas do Açude Araras utilizadas para irrigação, Bacia do Acaraú - Ceará. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 17., 2007, São Paulo. **Anais...** São Paulo: ABRH, 2007. p. 1-12.

MEIRELES, A. C. M.; ANDRADE, E. M.; CHAVES, L.; FRISCHKORN, H.; CRISÓSTOMO, L. A. A new proposal of the classification of irrigation water. **Revista Ciência Agronômica**, v. 41, n. 3, p. 349-357, 2010.

MELO, A. D. **Operação de reservatórios no semi-árido considerando critérios de qualidade de água**. 2005. 89 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 2005.

MENESCAL, R. A.; OLIVEIRA, S. K. F.; FONTENELLE, A. S.; VIEIRA, V. P. P. B. Acidentes e incidentes em barragens no Estado do Ceará. *In*: XXIV Seminário Nacional de Grandes Barragens, 24., 2001, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza, 2001.

MILLETTE, J. R.; HAMMONDS, A. F.; PANSING, M. F.; HANSEN, E. C.; CLARK, P. J. Aggressive water: Assessing the extent of the problem. **Journal American Water Works Association**, v. 72, n. 5, p. 262-266, 1980.

- MIRZABEYGI, M.; NAJI, M.; YOUSEFI, N.; SHAMS, M.; BIGLARI, H.; MAHVI, A. H. Evaluation of corrosion and scaling tendency indices in water distribution system: a case study of Torbat Heydariye, Iran. **Desalination and Water Treatment**, v. 57, n. 54, p. 25918-25926, 2016.
- MIRZAIE, M.; NAZARI, A. R.; YARI, A. Water quality zoning of Jajrood River. **Journal of Environmental Studies**, v. 37, p. 17-26, 2005.
- MISAGHI, F.; DELGOSHA, F.; RAZZAGHMANESH, M.; MYERS, B. Introducing a water quality index for assessing water for irrigation purposes: A case study of the Ghezel Ozan River. **Science of The Total Environment**, v. 589, p. 107-116, 2017.
- MOLLE, F. **Marcos históricos e reflexões sobre a açudagem e seu aproveitamento**. n. 30. Recife: SUDENE, 1994. 193 p.
- MOSLEY, L. M. Drought impacts on the water quality of freshwater systems; review and integration. **Earth-Science Reviews**, v. 140, p. 203-214, 2015.
- MOSLEY, L. M.; ZAMMIT, B.; LEYDEN, E.; HENEKER, T. M.; HIPSEY, M. R.; SKINNER, D.; ALDRIDGE, K. T. The impact of extreme low flows on the water quality of the Lower Murray River and Lakes (South Australia). **Water Resources Management**, v. 26, n. 13, p. 3923-3946, 2012.
- NAGHETTINI, M.; PINTO, É. J. A.; **Hidrologia estatística. Serviço Geológico do Brasil. Companhia de Recursos Minerais**. Belo Horizonte: CPRM, 2007. 561 p.
- NASTOS, P. T.; POLITI, N.; KAPSOMENAKIS, J. Spatial and temporal variability of the Aridity Index in Greece. **Atmospheric Research**, v. 119, p. 140-152, 2013.
- NIA, M. G.; RAHIMI, H.; SOHRABI, T.; NASERI, A.; TOFIGHI, H. Potential risk of calcium carbonate precipitation in agricultural drain envelopes in arid and semi-arid areas. **Agricultural Water Management**, v. 97, n. 10, p. 1602-1608, 2010.
- NISHANTHINY, S. C.; THUSHYANTHY, M.; BARATHITHASAN, T.; SARAVANAN, S. Irrigation water quality based on hydro chemical analysis, Jaffna, Sri Lanka. **American-Eurasian Journal of Agricultural and Environmental Sciences**, v. 7, n. 1, p. 100-102, 2010.
- NITASHA, K.; SANJIV, T. Influences of natural and anthropogenic factors on surface and groundwater quality in rural and urban areas, **Frontiers in Life Science**, v. 8, n. 1, p. 23-39, 2015.
- NOBRE, P. **As origens das águas no Nordeste**. A questão da água no Nordeste. Centro de Gestão e Estudos Estratégicos. Agência Nacional de Águas. Brasília, DF: CGEE, 2012. 421 p.
- OKELLO, C.; TOMASELLO, B.; GREGGIO, N.; WAMBIJI, N.; ANTONELLINI, M. Impact of Population Growth and Climate Change on the Freshwater Resources of Lamu Island, Kenya. **Water**, v. 7, n. 3, p. 1264-1290, 2015.

- OLDS, B. P.; PETERSON, B. C.; KOUPAL, K. D.; FARNSWORTH-HOBACK, K. M.; SCHOENEBECK, C. W.; HOBACK, W. W. Water quality parameters of a Nebraska reservoir differ between drought and normal conditions. **Lake and Reservoir Management**, v. 27, n. 3, p. 229-234, 2011.
- OLIVEIRA, C. N.; CAMPOS, V. P.; MEDEIROS, Y. D. P. Avaliação e identificação de parâmetros importantes para a qualidade de corpos d'água no semiárido baiano. Estudo de caso: bacia hidrográfica do rio Salitre. **Química Nova**, v. 33, n. 5, 1059-1066, 2010.
- OLIVER, J. E. **The encyclopedia of climatology**. Springer, New York: Van Nostrand Reinhold, 2005. 854 p.
- ÖNDER, D.; AYDIN, M.; BERBEROĞLU, S.; ÖNDER, S.; YANO, T. The use of aridity index to assess implications of climatic change for land cover in Turkey. **Turkish Journal of Agriculture and Forestry**, v. 33, n. 3, p. 305-314, 2009.
- PAINEL BRASILEIRO DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS. **Impactos, vulnerabilidades e adaptação às mudanças climáticas**. Contribuição do Grupo de Trabalho 2 ao Primeiro Relatório de Avaliação Nacional do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas. Sumário Executivo do GT2. Rio de Janeiro: PBMC, 2013. 28 p.
- PALTASINGH, K. R.; GOYARI, P.; MISHRA, R. K. Measuring Weather Impact on Crop Yield Using Aridity Index: Evidence from Odisha. **Agricultural Economics Research Review**, v. 25, n. 2, p. 205-216, 2012.
- PARRY, M. L.; CANZIANI, O. F.; PALUTIKOF, J. P.; VAN DER LINDEN, P. J.; HANSON, C. E. **Freshwater resources and their management**. Climate change 2007: impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, p. 173-210, 2007.
- PAULINO, W. D.; TEIXEIRA, F. J. C. **A questão ambiental e a qualidade da água nas bacias hidrográficas do Nordeste**. A questão da água no Nordeste. Centro de Gestão e Estudos Estratégicos. Agência Nacional de Águas. Brasília, DF: CGEE, 2012. 421 p.
- PEAVY, H. S.; ROWE, D. R.; TCHOBANOGLIOUS, G. **Environmental Engineering**. New York: McGraw-Hill, 1985. 699 p.
- PEIXOTO, A. Gerenciamento de recursos hídricos: a experiência do Ceará. *In: O gerenciamento dos recursos hídricos e o mercado de águas*. Brasília: MIR / SEPLAN / BIRD / IICA, 1994.
- PESCE, S. F.; WUNDERLIN, D. A. Use of water quality indices to verify the impact of Córdoba City (Argentina) on Suquia River. **Water Research**, v. 34, n. 11, p. 2915-2926, 2000.
- PORTO, M. F. A.; BRANCO, S. M.; LUCA, S. J. **Caracterização da qualidade da água**. *In: Hidrologia Ambiental*. São Paulo: EDUSP, p. 27-65, 1991.

PRISYAZHNIUK, V. A. Prognosticating scale-forming properties of water. **Applied Thermal Engineering**, v. 27, n. 8-9, p. 1637-1641, 2007.

PUCKORIUS, P. R.; BROOKE, J. M. A new practical index for calcium carbonate scale prediction in cooling tower systems. **Corrosion**, v. 47, n. 4, p. 280-284, 1991.

QIAN, Y.; ZHAO, Y.; WU, Q. L.; YANG, Y. Review of Salinity Measurement Technology Based on Optical Fiber Sensor. **Sensors and Actuators B: Chemical**, v. 260, p. 86-105, 2018.

RAJU, N. J. Hydrogeochemical parameters for assessment of groundwater quality in the upper Gunjanaeru River basin, Cuddapah District, Andhra Pradesh, South India. **Environmental Geology**, v. 52, n. 6, p. 1067-1074, 2007.

RAMESH, K.; ELANGO, L. Groundwater quality and its suitability for domestic and agricultural use in Tondiar river basin, Tamil Nadu, India. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 184, n. 6, p. 3887-3899, 2012.

RAMOS, P. L.; MOALA, F. A. A aplicação da distribuição exponencial geométrica estendida para modelagem de dados pluviométricos. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 29, n. 4, p. 613-620, 2014.

RAVIKUMAR, P.; MEHMOOD, M. A.; SOMASHEKAR, R. K. Water quality index to determine the surface water quality of Sankey tank and Mallathahalli lake, Bangalore urban district, Karnataka, India. **Applied Water Science**, v. 3, n. 1, p. 247-261, 2013.

RIBEIRO NETO, A.; PAZ, A. R.; SILVA, E. R. **Impactos e vulnerabilidade do setor de recursos hídricos no Brasil às mudanças climáticas**. In: Modelagem climática e vulnerabilidades setoriais à mudança do clima no Brasil. Brasília: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, 2016. 590 p.

RIBEIRO, M. S.; LIMA, L. A.; FARIA, F. H. D. S.; SANTOS, S. R.; KOBAYASHI, M. K. Classificação da água de poços tubulares da região norte de Minas para uso na irrigação. In: XV CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 15., 2008, Natal. **Anais...** São Paulo: ABAS, 2008.

RICHARDS, L. A. **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. Agriculture Handbook No. 60. United States Department of Agriculture. Washington, DC, February, 1954. 159 p.

SAJITHA, V.; VIJAYAMMA, S. A. Study of physico-chemical parameters and pond water quality assessment by using water quality index at Athiyannoor Panchayath, Kerala, India. **Emergent Life Sciences Research**, v. 2, n. 1, p. 46-51, 2016.

SANTIAGO, M. M. F. **Mecanismos de salinização em regiões áridas. Estudo dos açudes Pereira de Miranda e Caxitoré**. 1984. 176 f. Tese (Doutorado em Geociências) Universidade de São Paulo, São Paulo, 1984.

ŞARLAK, N.; AGHA, O. M. M. Spatial and temporal variations of aridity indices in Iraq. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 133, n. 1-2, p. 89-99, 2018.

SAWYER, C. N.; MCCARTY, P. L.; PARKIN, G. F. **Chemistry for Environmental Engineering and Science**, 5 ed. New York: McGraw Hill, 2003. 752 p.

ŞENER, Ş.; ŞENER, E.; DAVRAZ, A. Evaluation of water quality using water quality index (WQI) method and GIS in Aksu River (SW-Turkey). **Science of the Total Environment**, v. 584-585, p. 131-144, 2017.

SHAH, M.; SIRCAR, A.; VARSADA, R.; VAISHNANI, S.; SAVALIYA, U.; FALDU, M.; VAIDYA, D.; BHATTACHARYA, P. Assessment of geothermal water quality for industrial and irrigation purposes in the Unai geothermal field, Gujarat, India. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 8, p. 59-68, 2019.

SHEIKHOLESLAMI, R. Scaling potential index (SPI) for CaCO_3 based on Gibbs free energies. **American Institute of Chemical Engineers Journal**, v. 51, n. 6, p. 1782-1789, 2005.

SILVA JÚNIOR, L. G. A.; GHEYI, H. R.; MEDEIROS, J. F. Composição química de águas do cristalino do Nordeste brasileiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 3, n. 1, p. 11-17, 1999.

SILVA, I. N.; FONTES, L. O.; TAVELLA, L. B.; OLIVEIRA, J. B.; OLIVEIRA, A. C. Qualidade de água na irrigação. **Agropecuária Científica no Semi-Árido**, v. 07, n. 03, p. 1-15, 2011.

SILVA, V. P. R.; ALEIXO, D. O.; DANTAS NETO, J.; MARACAJÁ, K. F. B.; ARAÚJO, L. E. Uma medida de sustentabilidade ambiental: pegada hídrica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n.1, p. 100-105, 2013.

SIMEONOV, V.; STRATIS, J. A.; SAMARA, C.; ZACHARIADIS, G.; VOUTSA, D.; ANTHEMIDIS, A.; SOFONIOU, M.; KOUIMTZIS, T. H. Assessment of the surface water quality in Northern Greece. **Water Research**, v. 37, n. 17, p. 4119-4124, 2003.

SOUZA FILHO, F. A. **Águas do futuro e o futuro das águas**. A questão da água no Nordeste. Centro de Gestão e Estudos Estratégicos. Agência Nacional de Águas. Brasília, DF: CGEE, 2012. 421 p.

SOUZA FILHO, F. A.; CAMPOS, J. N. B. Um método paramétrico de avaliação do potencial de salinização de reservatórios aplicado a regiões semi-áridas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 10, n. 2, p. 5-14, 2005.

SOUZA, B. I.; SUERTEGARAY, D. M. A.; LIMA, E. R. V. Políticas públicas, uso do solo e desertificação nos Cariris Velhos (PB/Brasil). Scripta Nova. **Revista Electrónica de Geografía y Ciencias Sociales**, v. 14, n. 311, p. 1-13, 2010.

SPULBER, N.; SABBAGHI, A. **Economics of water resources: from regulation to privatization**. Springer Science & Business Media, 2012.

SZABOLCS, I.; DARAB, C. **The influence of irrigation water of high sodium carbonate content of soils.** *In: Proceedings of 8th International Congress of ISSS, Trans., vol-II, p. 803–812, 1964.*

TABARI, H.; TALAEI, P. H.; NADOUSHANI, S. M.; WILLEMS, P.; MARCHETTO, A. A survey of temperature and precipitation based aridity indices in Iran. **Quaternary International**, v. 345, p. 158-166, 2014.

TAGHIPOUR, H.; SHAKERKHATIBI, M.; POURAKBAR, M.; BELVASI, M. Corrosion and scaling potential in drinking water distribution system of Tabriz, northwestern Iran. **Health Promotion Perspectives**, v. 2, n. 1, p. 103-111, 2012.

TAK, H. I.; BAKHTIYAR, Y.; AHMAD, F.; INAM, A. Effluent quality parameters for safe use in agriculture. *In: Water Quality, Soil and Managing Irrigation of Crops. InTech*, 2012.

TCHOBANOGLIOUS, G; SCHROEDER, E. D. **Water quality: characteristics, modeling, modification.** Reading, Mass.: Addison-Wesley. 1985. 768 p.

TEAM, R. C. R: **A Language and Environment for Statistical Computing.** Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2018. Disponível em: <<https://www.r-project.org/>>. Acesso em: 15 jan. 2018.

THORNTHWAITE, C.W. An approach towards rational classification of climate. **Geographical Review**, v. 38, n. 1, p. 55-94, 1948.

VACCARO, G. L. R. **Modelagem e análise da confiabilidade de sistemas.** 1997. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1997.

VAN DER AA, M. Classification of mineral water types and comparison with drinking water standards. **Environmental Geology**, v. 44, n. 5, p. 554-563, 2003.

VAN VLIET, M. T. H.; ZWOLSMAN, J. J. G. Impact of summer droughts on the water quality of the Meuse river. **Journal of Hydrology**, v. 353, n. 1, p. 1-17, 2008.

VASCONCELOS, H. C.; FERNÁNDEZ-PÉREZ, B. M.; GONZÁLEZ, S.; SOUTO, R. M.; SANTANA, J. J. Characterization of the Corrosive Action of Mineral Waters from Thermal Sources: A Case Study at Azores Archipelago, Portugal. **Water**, v. 7, n. 7, p. 3515-3530, 2015.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**, 3 ed. Belo Horizonte: UFMG, 2005. 452 p.

WATER, U. N. **The United Nations world water development report 2014: water and energy.** United Nations, Paris: UNESCO, 2014.

WILCOX, L.V. **Classification and use of irrigation water.** United States Salinity Laboratory. US Department of Agriculture. Circular No. 969. Washington, DC, November, 1955. 19 p.

WORLD WATER ASSESSMENT PROGRAMME. World Water Development Report 2: **Water: a shared responsibility**. Paris/New York: UNESCO/Berghahn Books, 2006.

WU, Z.; WANG, X.; CHEN, Y.; CAI, Y.; DENG, J. Assessing river water quality using water quality index in Lake Taihu Basin, China. **Science of the Total Environment**, v. 612, p. 914-922, 2018.

YADAV, S. S.; LAL, R. Vulnerability of women to climate change in arid and semi-arid regions: The case of India and South Asia. **Journal of Arid Environments**, v. 149, p. 4-17, 2018.

YIDANA, S. M.; YIDANA, A. Assessing water quality using water quality index and multivariate analysis. **Environmental Earth Sciences**, v. 59, n. 7, p. 1461-1473, 2010.

ZARCH, M. A. A.; SIVAKUMAR, B.; MALEKINEZHAD, H.; SHARMA, A. Future aridity under conditions of global climate change. **Journal of Hydrology**, v. 554, p. 451-469, 2017.

ZHANG, Y.; GHYSELBRECHT, K.; MEESSCHAERT, B.; PINOY, L.; VAN DER BRUGGEN, B. Electrodialysis on RO concentrate to improve water recovery in wastewater reclamation. **Journal of Membrane Science**, v. 378, n. 1, p. 101-110, 2011.

APÊNDICE A – PARÂMETROS REFERENTES AOS AÇUDES DO ESTUDO

Tabela A-1 – Parâmetros referentes ao açude Pereira de Miranda no período chuvoso.

Ano/Semestre	μS/cm	°C		mm	%		mg/L	mg CaCO ₃ /L	
	CE	T	T _{AR}	P	%Vol	pH	STD	DT	Alc
2004.1	196	29,29	27,16	911	100,00	8,29	237,39	61,85	60,51
2005.1	417	29,29	26,99	567	60,49	8,71	361,29	108,01	78,13
2006.1	486	29,29	26,40	699	38,69	8,09	335,99	118,50	101,60
2007.1	410	29,29	26,68	506	55,38	7,66	306,00	119,10	93,70
2008.1	353	29,29	26,95	751	32,22	8,80	217,00	101,41	76,00
2009.1	364	29,29	27,03	1199	57,72	8,29	294,46	101,51	83,99
2010.1	319	29,29	28,21	328	66,93	8,29	236,04	93,01	78,95
2011.1	332	29,29	26,02	873	64,11	8,29	283,55	95,60	80,49
2012.1	428	29,29	27,41	306	46,80	8,29	316,23	111,89	90,13
2013.1	630	29,29	28,08	413	15,77	8,29	316,35	125,65	109,43
2014.1	1185	29,29	27,79	456	3,96	8,29	572,67	176,89	128,62
Mínimo	196,00	29,29	26,02	306,00	3,96	7,66	217,00	61,85	60,51
Máximo	1185,00	29,29	28,21	1199,00	100,00	8,80	572,67	176,89	128,62
Média	465,39	29,29	27,16	637,18	49,28	8,30	316,09	110,31	89,23
DP	262,06	0,00	0,68	278,12	26,31	0,30	96,08	28,00	18,62
Ano/Semestre	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Cl ⁻	HCO ₃ ⁻	CO ₃ ²⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻
2004.1	35,36	17,40	4,47	5,44	51,08	72,33	0,64	16,04	0,08
2005.1	54,96	17,06	15,98	5,44	92,52	90,57	2,14	16,04	0,20
2006.1	59,82	17,40	18,20	37,30	105,56	122,35	0,70	28,50	0,00
2007.1	49,00	17,90	18,10	4,60	94,80	113,70	0,24	3,90	0,13
2008.1	46,13	16,70	14,50	5,44	76,70	87,09	2,54	10,83	0,08
2009.1	49,52	17,40	14,10	5,44	82,61	100,44	0,89	16,04	0,08
2010.1	45,71	17,40	12,04	5,44	74,12	94,41	0,84	16,04	0,04
2011.1	46,81	17,40	12,66	5,44	76,59	96,25	0,86	16,04	0,08
2012.1	54,92	17,40	16,62	5,44	94,64	107,80	0,96	16,04	0,08
2013.1	79,63	18,54	19,27	5,44	138,92	130,89	1,17	21,25	0,08
2014.1	118,54	17,40	32,41	5,44	236,33	153,87	1,37	16,04	0,08
Mínimo	35,36	16,70	4,47	4,60	51,08	72,33	0,24	3,90	0,00
Máximo	118,54	18,54	32,41	37,30	236,33	153,87	2,54	28,50	0,20
Média	58,22	17,45	16,21	8,26	102,17	106,34	1,12	16,07	0,09
DP	22,88	0,46	6,74	9,64	49,65	22,87	0,67	5,97	0,05

¹ Unidade dos íons especificados em mg/L.

Tabela A-2 – Parâmetros referentes ao açude Pereira de Miranda no período de estiagem.

Ano/Semestre	$\mu\text{S/cm}$	$^{\circ}\text{C}$		mm	%		mg/L	mg CaCO_3/L	
	CE	T	T _{AR}	P	%Vol	pH	STD	DT	Alc
2004.2	278	28,00	27,97	39	83,33	8,40	289,08	74,76	72,58
2005.2	429	28,73	27,67	8	49,18	8,32	438,83	120,73	76,40
2006.2	440	28,36	27,23	22	70,25	7,80	302,50	110,60	97,40
2007.2	468	28,36	27,60	33	41,06	8,31	329,82	120,57	93,52
2008.2	240	28,36	27,97	39	63,38	8,77	286,00	113,82	90,36
2009.2	290	28,36	27,40	68	90,08	7,87	195,00	82,37	59,92
2010.2	390	28,36	28,39	51	46,67	8,31	411,00	116,34	92,34
2011.2	315	28,36	27,72	97	67,73	8,31	277,86	95,24	78,52
2012.2	600	28,36	28,25	7	28,89	8,08	299,80	118,38	96,83
2013.2	890	28,36	29,13	50	9,68	7,74	472,78	154,23	117,80
2014.2	1480	28,36	28,34	25	2,17	9,01	692,50	192,08	140,79
Mínimo	240,00	28,00	27,23	7,00	2,17	7,74	195,00	74,76	59,92
Máximo	1480,00	28,73	29,13	97,00	90,08	9,01	692,50	192,08	140,79
Média	529,06	28,36	27,97	39,91	50,22	8,26	363,20	118,10	92,40
DP	364,73	0,16	0,54	26,39	28,41	0,39	135,76	32,48	22,21
Ano/Semestre	Na^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	K^+	Cl ⁻	HCO_3^-	CO_3^{2-}	SO_4^{2-}	NO_3^-
2004.2	42,28	15,43	9,55	7,56	66,50	86,29	1,00	14,92	0,11
2005.2	58,87	18,59	18,03	11,86	94,79	91,21	0,88	14,92	0,10
2006.2	51,00	19,35	15,10	5,15	83,55	117,99	0,34	15,45	0,24
2007.2	58,29	18,59	18,01	7,56	102,15	111,72	1,05	14,92	0,11
2008.2	49,69	21,24	14,76	7,56	87,58	104,09	2,80	7,73	0,11
2009.2	27,44	27,23	3,49	7,56	51,94	72,49	0,25	14,92	0,04
2010.2	67,37	22,30	14,73	7,56	90,25	110,31	1,04	8,62	0,11
2011.2	45,40	18,59	11,86	7,56	73,44	93,79	0,89	14,92	0,11
2012.2	57,24	14,44	19,99	7,56	112,56	116,64	0,65	15,23	0,21
2013.2	93,76	10,13	31,31	7,56	186,73	142,82	0,36	39,00	0,11
2014.2	144,00	16,47	36,66	7,56	293,10	155,98	7,38	12,62	0,11
Mínimo	27,44	10,13	3,49	5,15	51,94	72,49	0,25	7,73	0,04
Máximo	144,00	27,23	36,66	11,86	293,10	155,98	7,38	39,00	0,24
Média	63,21	18,40	17,59	7,73	112,96	109,39	1,51	15,75	0,12
DP	31,50	4,46	9,36	1,55	69,14	24,33	2,06	8,18	0,06

¹ Unidade dos íons especificados em mg/L.

Tabela A-3 – Parâmetros referentes ao açude Sítios Novos no período chuvoso.

Ano/Semestre	$\mu\text{S/cm}$	$^{\circ}\text{C}$		mm	%		mg/L	mg CaCO_3/L	
	CE	T	T _{AR}	P	%Vol	pH	STD	DT	Alc
2004.1	452	29,95	26,16	793	100,00	7,89	324,94	109,27	90,15
2005.1	540	29,95	26,46	529	80,37	7,97	374,29	124,54	108,94
2006.1	712	29,96	25,71	786	66,59	7,63	509,86	144,86	102,37
2007.1	864	29,93	24,59	635	78,60	8,03	431,40	143,96	90,00
2008.1	411	29,95	25,03	617	66,59	7,65	456,00	129,05	86,00
2009.1	540	29,95	25,23	1207	96,25	7,80	401,67	108,36	90,30
2010.1	519	29,95	26,85	374	80,78	7,89	361,57	117,08	90,15
2011.1	435	29,95	24,71	732	80,37	8,77	319,50	80,76	43,12
2012.1	543	29,95	24,01	253	74,85	7,89	374,65	119,87	90,15
2013.1	735	29,95	25,43	382	41,14	7,72	367,55	113,13	72,71
2014.1	1058	29,95	25,50	301	12,56	8,68	663,25	156,48	90,30
Mínimo	411,00	29,93	24,01	253	12,56	7,63	319,50	80,76	43,12
Máximo	1058,00	29,96	26,85	1207	100,00	8,77	663,25	156,48	108,94
Média	619,15	29,95	25,43	601	70,74	7,99	416,79	122,49	86,74
DP	202,04	0,01	0,84	278	24,83	0,38	99,17	20,99	17,05
Ano/Semestre	Na^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	K^+	Cl ⁻	HCO_3^-	CO_3^{2-}	SO_4^{2-}	NO_3^-
2004.1	55,47	16,08	16,78	9,20	119,68	89,46	0,65	10,66	0,15
2005.1	59,49	17,04	19,90	9,20	118,24	107,95	0,95	15,79	0,06
2006.1	113,86	15,11	25,36	14,70	211,84	101,94	0,41	9,17	0,23
2007.1	90,50	19,40	23,13	7,66	171,56	89,04	0,91	15,76	0,09
2008.1	69,30	18,70	20,00	9,20	165,10	85,62	0,36	12,15	0,15
2009.1	50,12	22,13	12,90	9,20	119,40	89,73	0,53	3,00	0,15
2010.1	65,55	16,08	18,68	9,20	137,46	89,46	0,65	10,66	0,15
2011.1	55,51	3,09	17,74	9,20	117,43	40,58	2,25	3,00	0,22
2012.1	69,16	16,08	19,36	9,20	143,81	89,46	0,65	10,66	0,15
2013.1	78,63	4,87	24,52	9,20	178,55	72,32	0,36	18,81	0,15
2014.1	146,31	5,93	34,40	9,20	289,37	86,18	3,88	7,68	0,15
Mínimo	50,12	3,09	12,90	7,66	117,43	40,58	0,36	3,00	0,06
Máximo	146,31	22,13	34,40	14,70	289,37	107,95	3,88	18,81	0,23
Média	77,62	14,05	21,16	9,56	161,13	85,61	1,05	10,67	0,15
DP	29,24	6,39	5,65	1,77	52,45	17,95	1,08	4,99	0,05

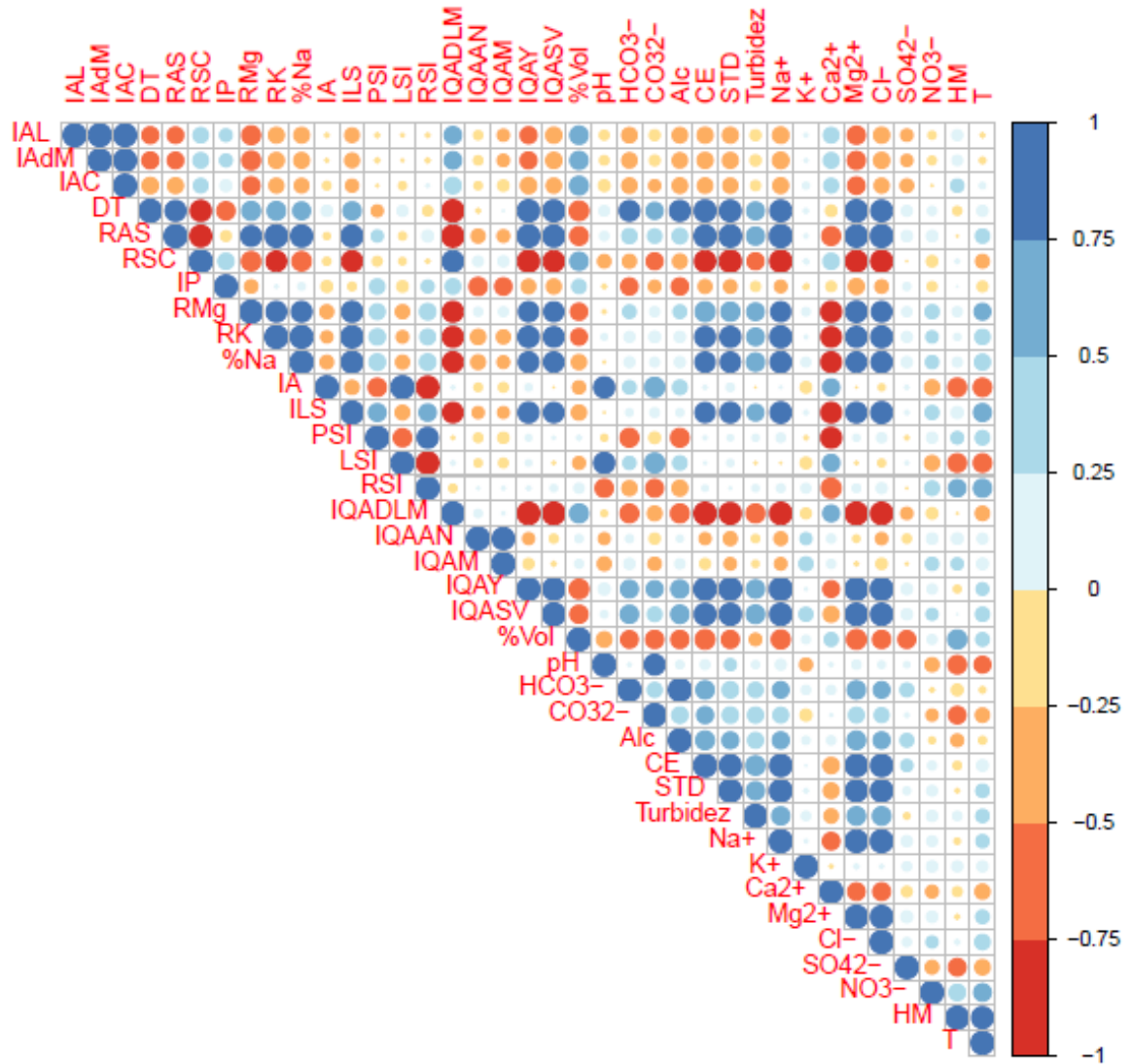
¹ Unidade dos íons especificados em mg/L.

Tabela A-4 – Parâmetros referentes ao açude Sítios Novos no período de estiagem.

Ano/Semestre	$\mu\text{S/cm}$	$^{\circ}\text{C}$		mm	%		mg/L	mg CaCO_3/L	
	CE	T	T _{AR}	P	%Vol	pH	STD	DT	Alc
2004.2	414	29,00	26,58	31	95,01	7,77	292,00	105,44	84,46
2005.2	544	29,00	26,08	5	75,67	8,26	402,57	131,44	99,94
2006.2	534	29,00	25,20	9	84,53	7,72	376,14	130,29	91,99
2007.2	567	29,00	25,35	23	69,54	7,80	387,29	123,21	89,20
2008.2	550	29,00	26,07	11	80,71	8,08	381,11	147,82	121,22
2009.2	345	29,00	26,42	48	95,16	7,42	230,84	81,06	55,64
2010.2	400	29,00	24,63	25	64,58	7,83	327,00	75,52	47,88
2011.2	486	29,00	25,51	53	89,65	7,80	343,69	113,91	89,20
2012.2	617	29,00	23,87	0	59,24	7,80	414,79	129,08	89,20
2013.2	875	29,00	26,42	47	26,29	7,55	399,65	128,62	86,42
2014.2	1453	29,00	25,41	8	4,74	8,50	997,00	202,56	97,62
Mínimo	345,00	29,00	23,87	0	4,74	7,42	230,84	75,52	47,88
Máximo	1453,00	29,00	26,58	53	95,16	8,50	997,00	202,56	121,22
Média	616,84	29,00	25,59	23,64	67,74	7,87	413,83	124,45	86,62
DP	310,49	0,00	0,83	18,93	28,74	0,31	201,10	33,94	20,02
Ano/Semestre	Na^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	K^+	Cl^-	HCO_3^-	CO_3^{2-}	SO_4^{2-}	NO_3^-
2004.2	55,40	15,52	15,32	7,38	94,62	83,97	0,46	5,76	0,20
2005.2	76,00	17,96	21,19	11,89	146,33	98,17	1,68	13,10	0,07
2006.2	69,43	18,83	20,21	8,67	135,40	91,51	0,45	8,86	0,15
2007.2	72,64	16,34	20,02	8,67	149,95	88,64	0,53	8,58	0,15
2008.2	70,66	22,80	22,07	8,67	167,30	119,80	1,36	6,14	0,15
2009.2	40,60	17,15	9,29	8,67	86,01	55,49	0,14	8,30	0,15
2010.2	49,71	3,18	16,41	8,67	121,00	47,54	0,30	7,16	0,04
2011.2	60,63	16,34	17,76	8,67	128,78	88,64	0,53	8,58	0,15
2012.2	80,21	16,34	21,44	8,67	163,30	88,64	0,53	8,58	0,30
2013.2	118,87	2,97	29,44	8,67	225,43	86,11	0,28	26,20	0,15
2014.2	220,00	5,34	45,96	8,67	407,14	94,68	2,78	22,50	0,15
Mínimo	40,60	2,97	9,29	7,38	86,01	47,54	0,14	5,76	0,04
Máximo	220,00	22,80	45,96	11,89	407,14	119,80	2,78	26,20	0,30
Média	83,10	13,89	21,74	8,85	165,93	85,74	0,82	11,25	0,15
DP	49,72	6,77	9,44	1,08	88,42	19,57	0,80	6,80	0,07

¹ Unidade dos íons especificados em mg/L.

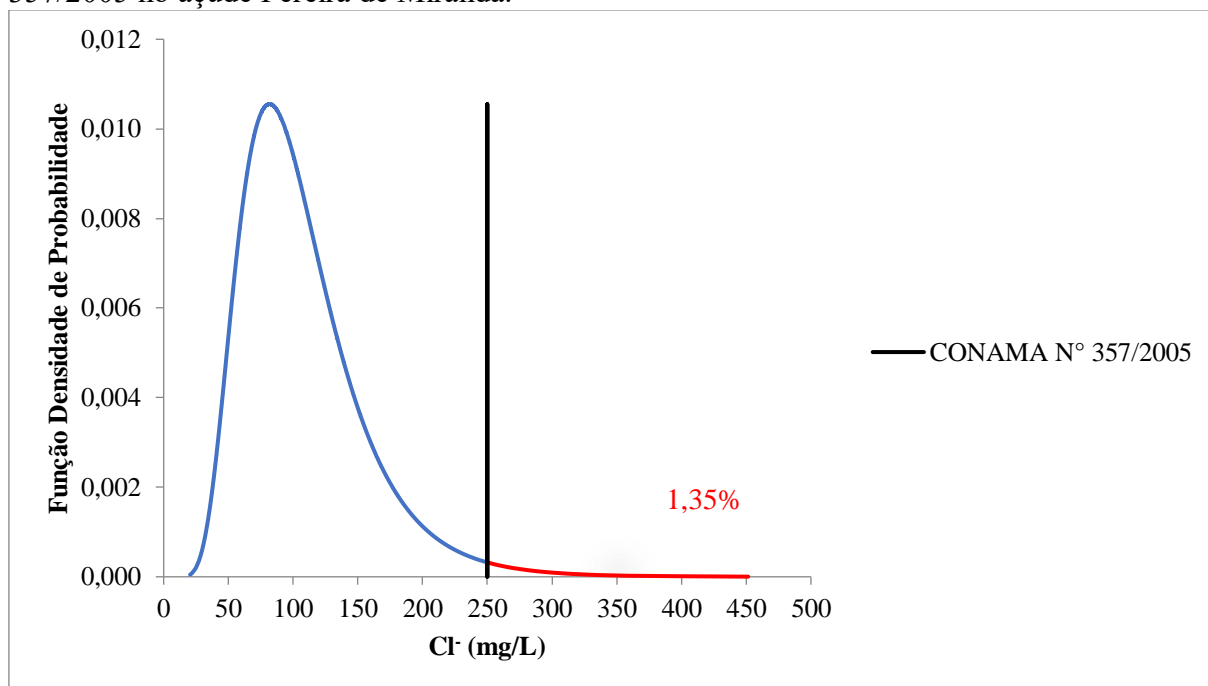
APÊNDICE B – MATRIZ DE CORRELAÇÃO DE PEARSON ($\alpha = 0,05$) PARA OS RESERVATÓRIOS AGRUPADOS



Fonte: Elaborada pela autora (2019).

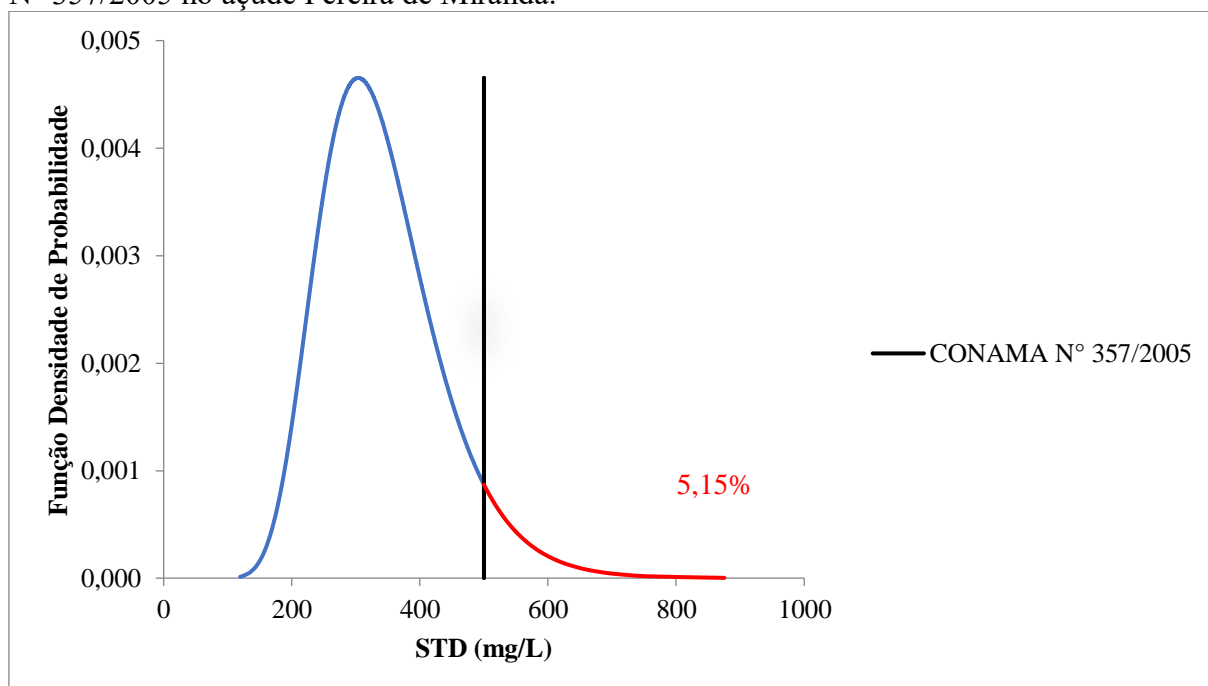
APÊNDICE C – GRÁFICOS DE PROBABILIDADE DE FALHA

Figura C-1 – Probabilidade de falha da concentração de Cl^- segundo a Resolução CONAMA N° 357/2005 no açude Pereira de Miranda.



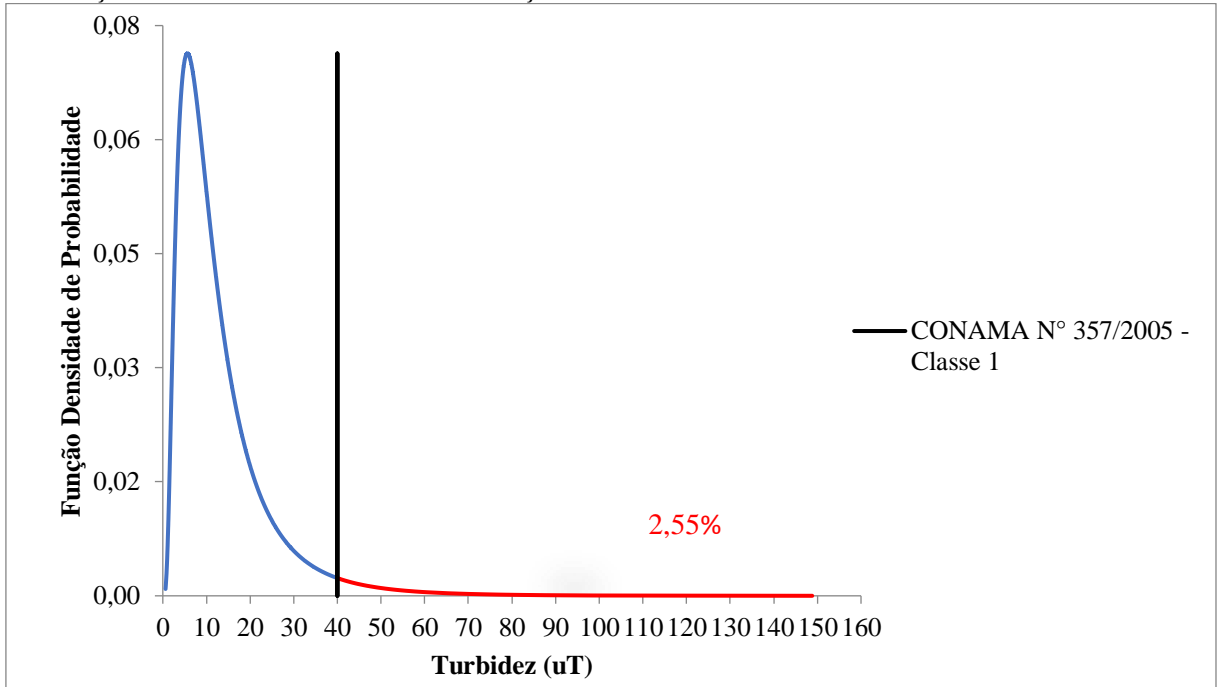
Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Figura C-2 – Probabilidade de falha da concentração de STD segundo a Resolução CONAMA N° 357/2005 no açude Pereira de Miranda.



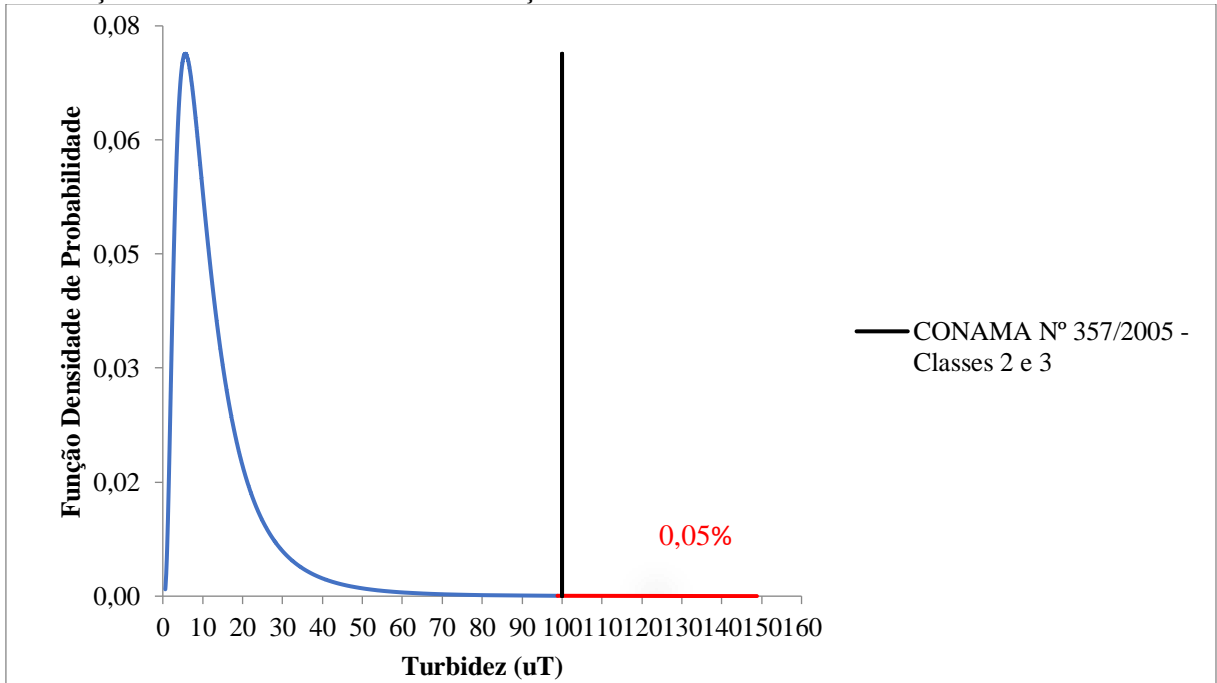
Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Figura C-3 – Probabilidade de falha da concentração de Turbidez (Classe 1) segundo a Resolução CONAMA N° 357/2005 no açude Pereira de Miranda.



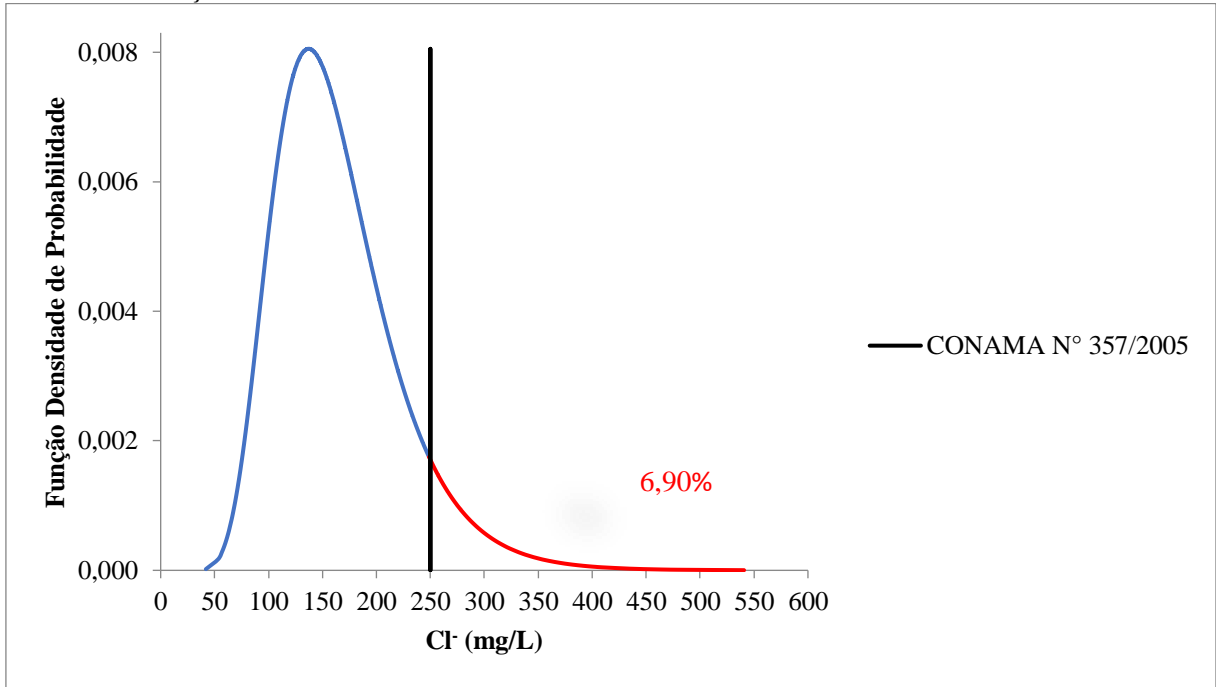
Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Figura C-4 – Probabilidade de falha da concentração de Turbidez (Classes 2 e 3) segundo a Resolução CONAMA N° 357/2005 no açude Pereira de Miranda.



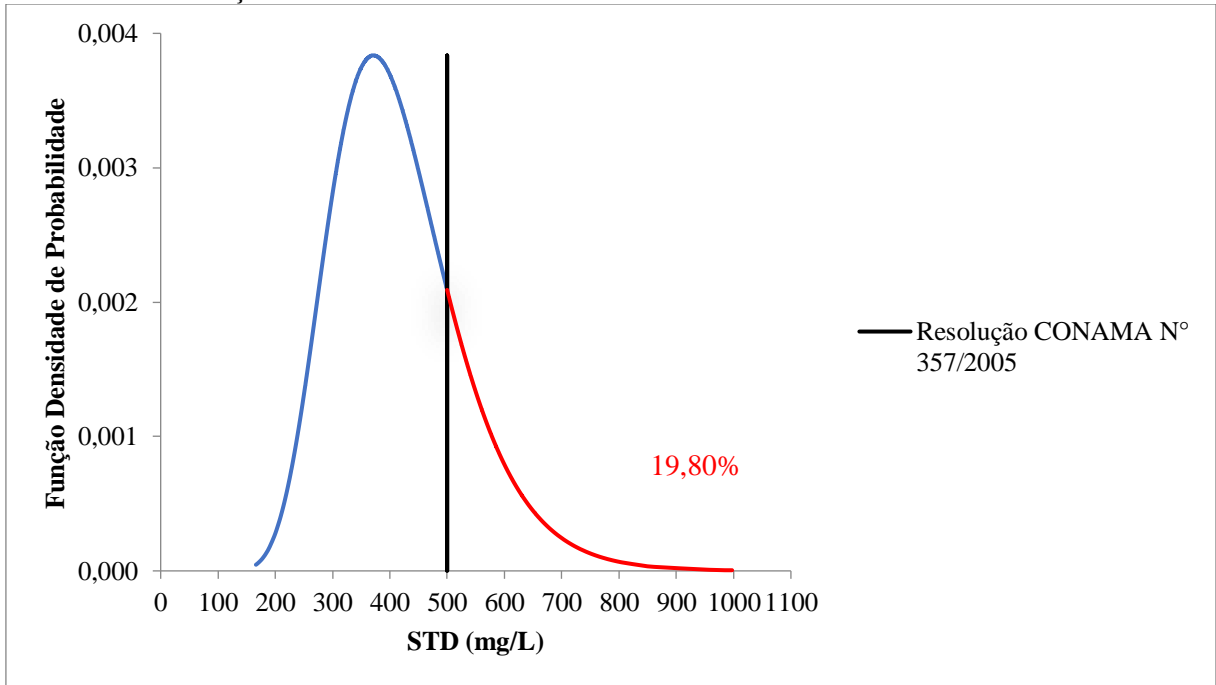
Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Figura C-5 – Probabilidade de falha da concentração de Cl⁻ segundo a Resolução CONAMA N° 357/2005 no açude Sítios Novos.



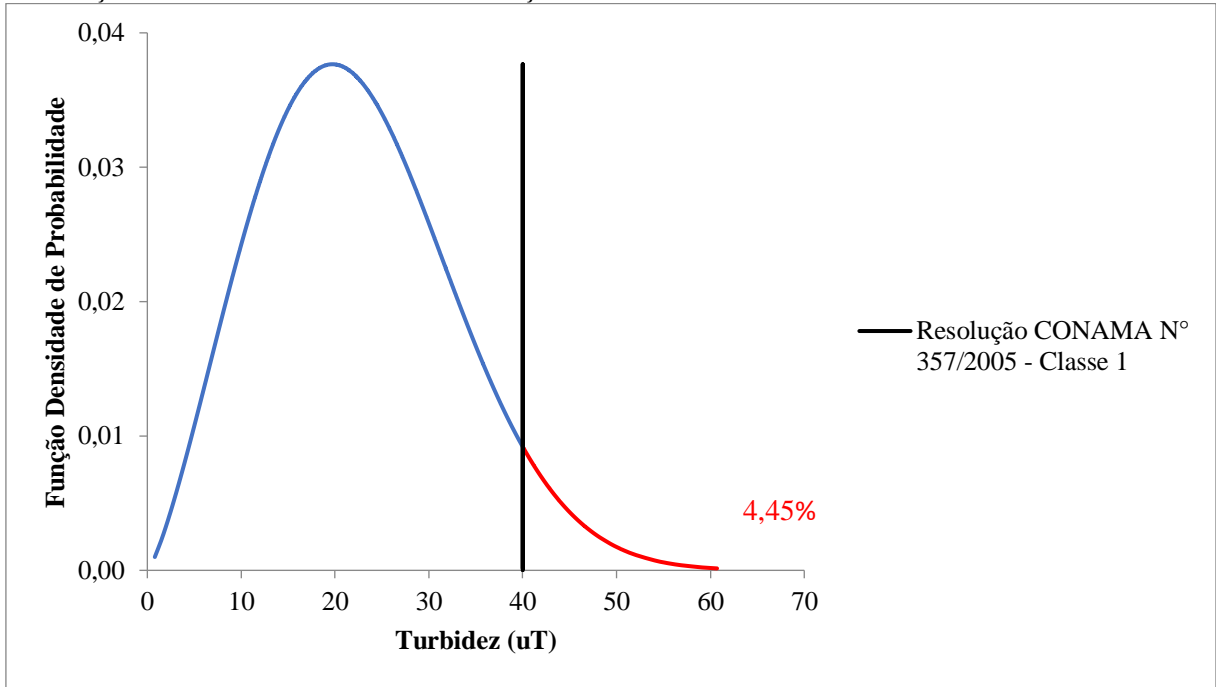
Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Figura C-6 – Probabilidade de falha da concentração de STD segundo a Resolução CONAMA N° 357/2005 no açude Sítios Novos.



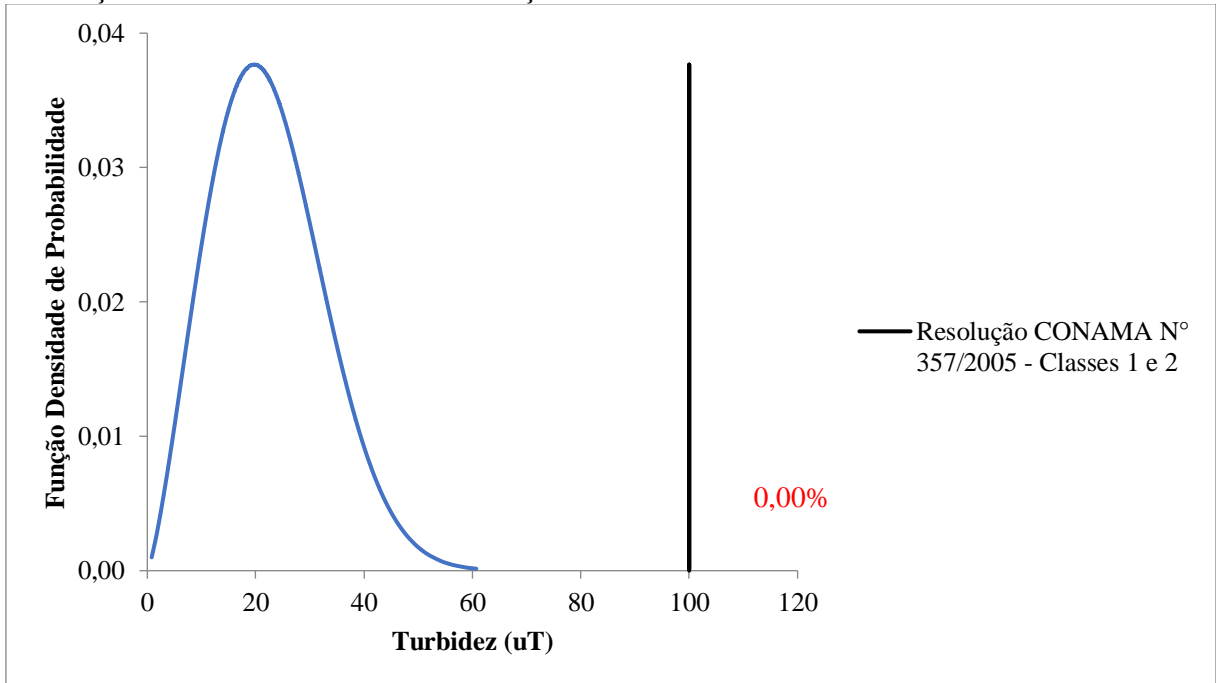
Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Figura C-7 – Probabilidade de falha da concentração de Turbidez (Classe 1) segundo a Resolução CONAMA N° 357/2005 no açude Sítios Novos.



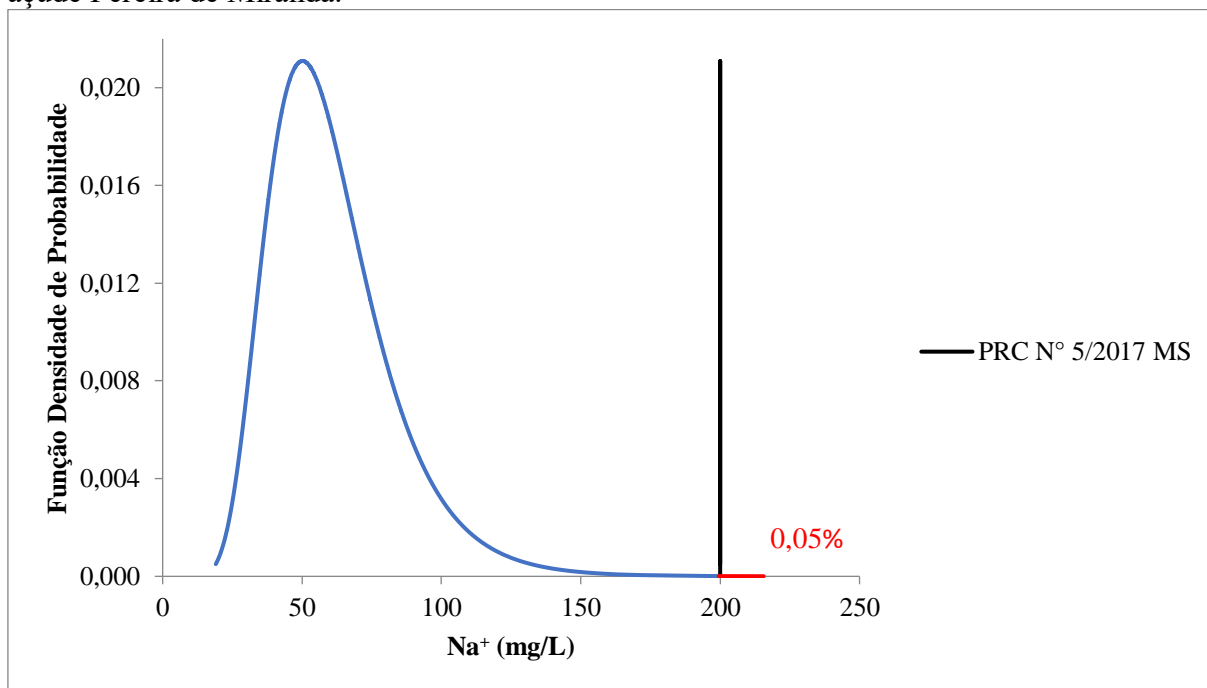
Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Figura C-8 – Probabilidade de falha da concentração de Turbidez (Classes 2 e 3) segundo a Resolução CONAMA N° 357/2005 no açude Sítios Novos.



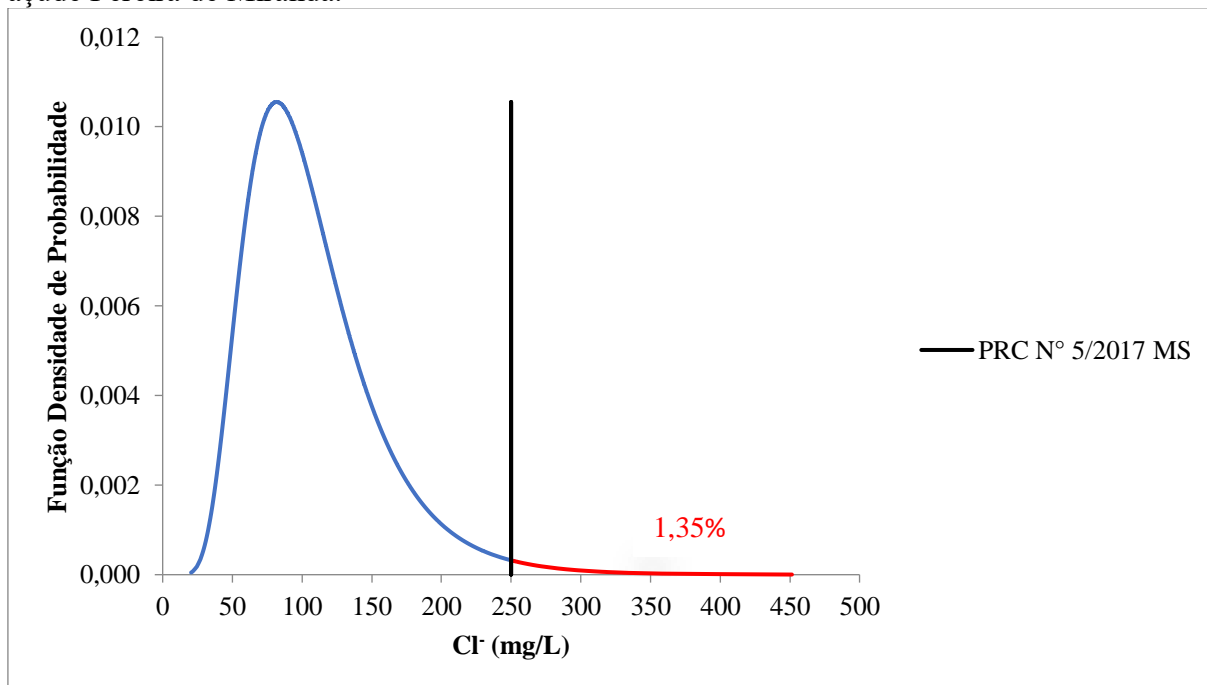
Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Figura C-9 – Probabilidade de falha da concentração de Na^+ segundo a PRC N° 5/2017 MS no açude Pereira de Miranda.



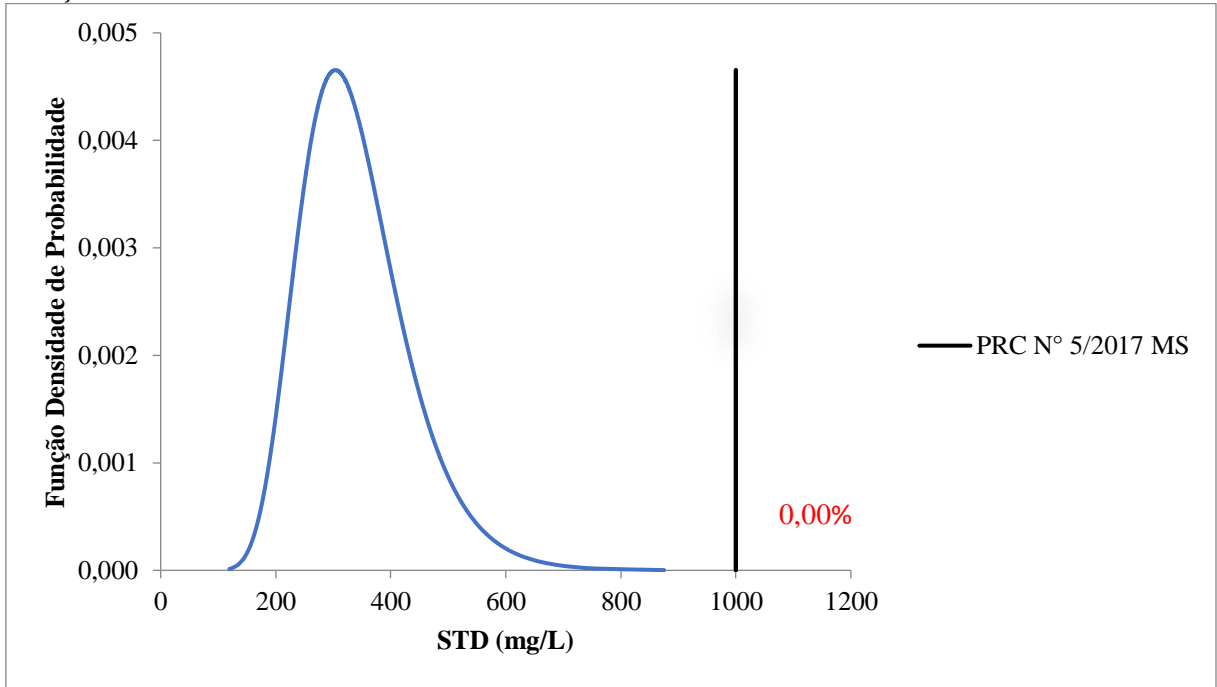
Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Figura C-10 – Probabilidade de falha da concentração de Cl^- segundo a PRC N° 5/2017 MS no açude Pereira de Miranda.



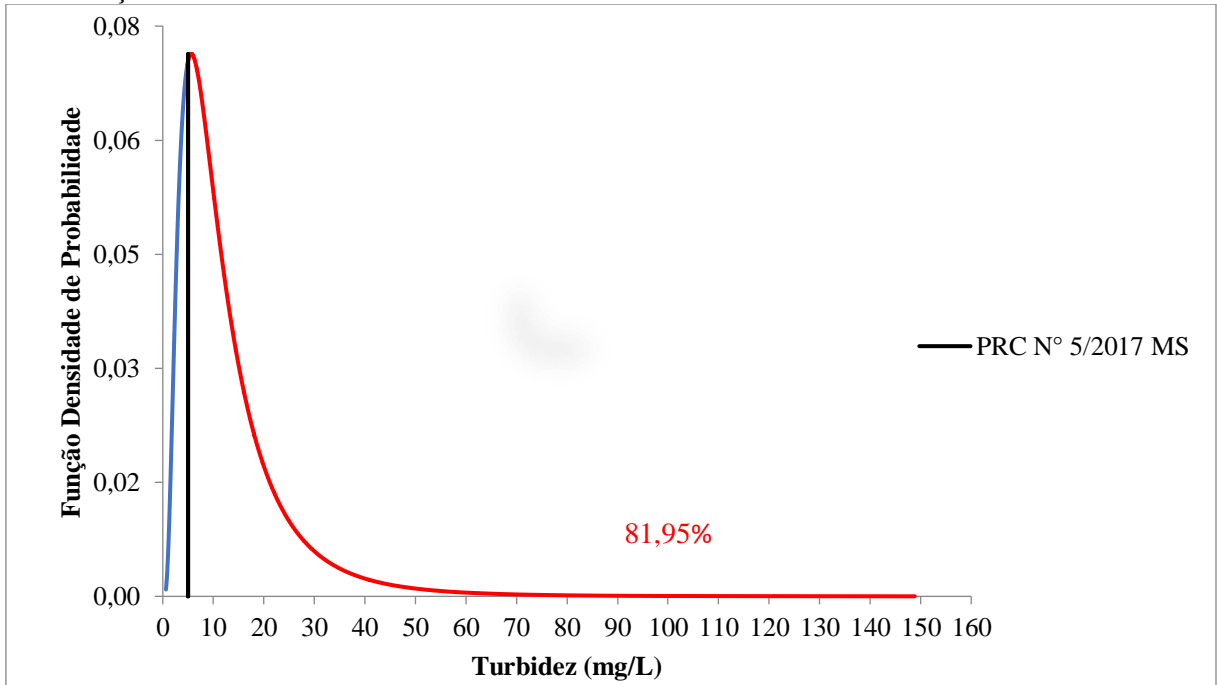
Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Figura C-11 – Probabilidade de falha da concentração de STD segundo a PRC N° 5/2017 MS no açude Pereira de Miranda.



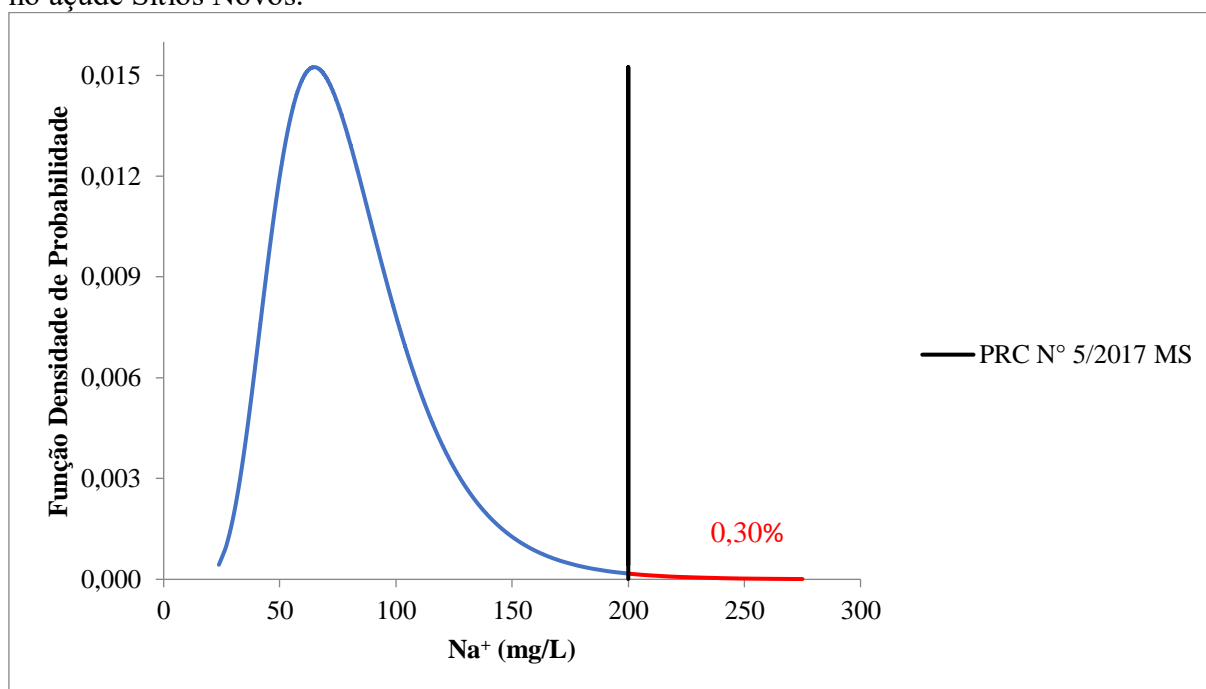
Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Figura C-12 – Probabilidade de falha da concentração de Turbidez segundo a PRC N° 5/2017 MS no açude Pereira de Miranda.



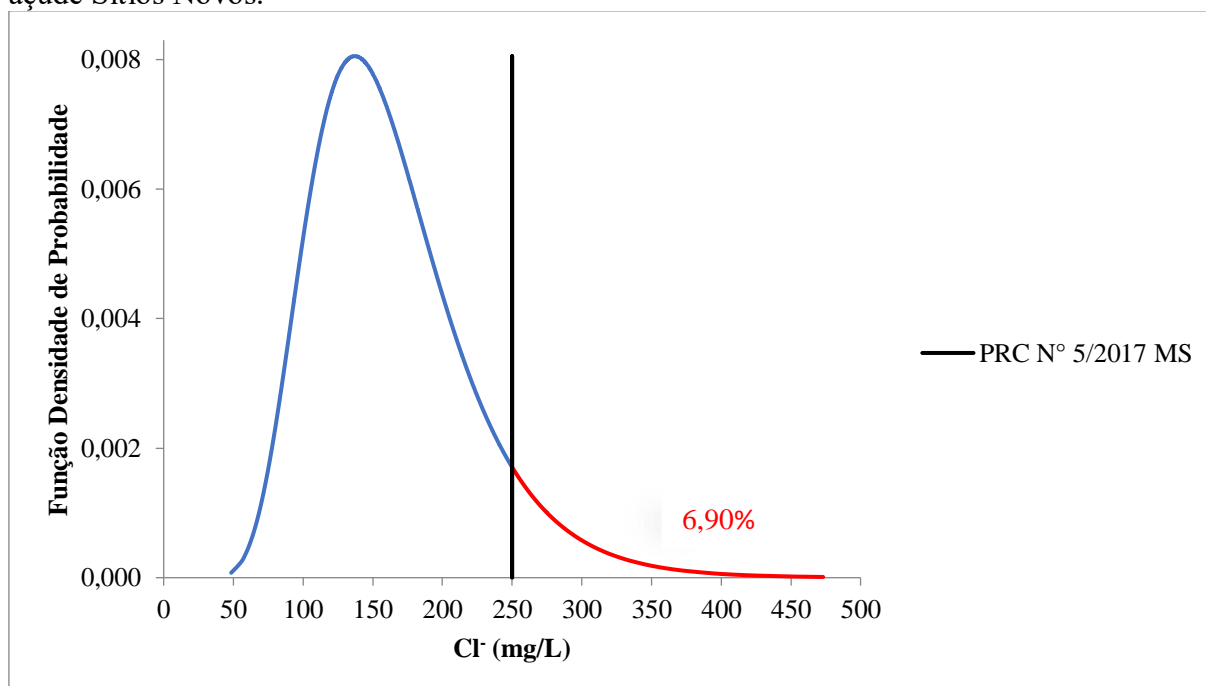
Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Figura C-13 – Probabilidade de falha da concentração de Na^+ segundo a PRC N° 5/2017 MS no açude Sítios Novos.



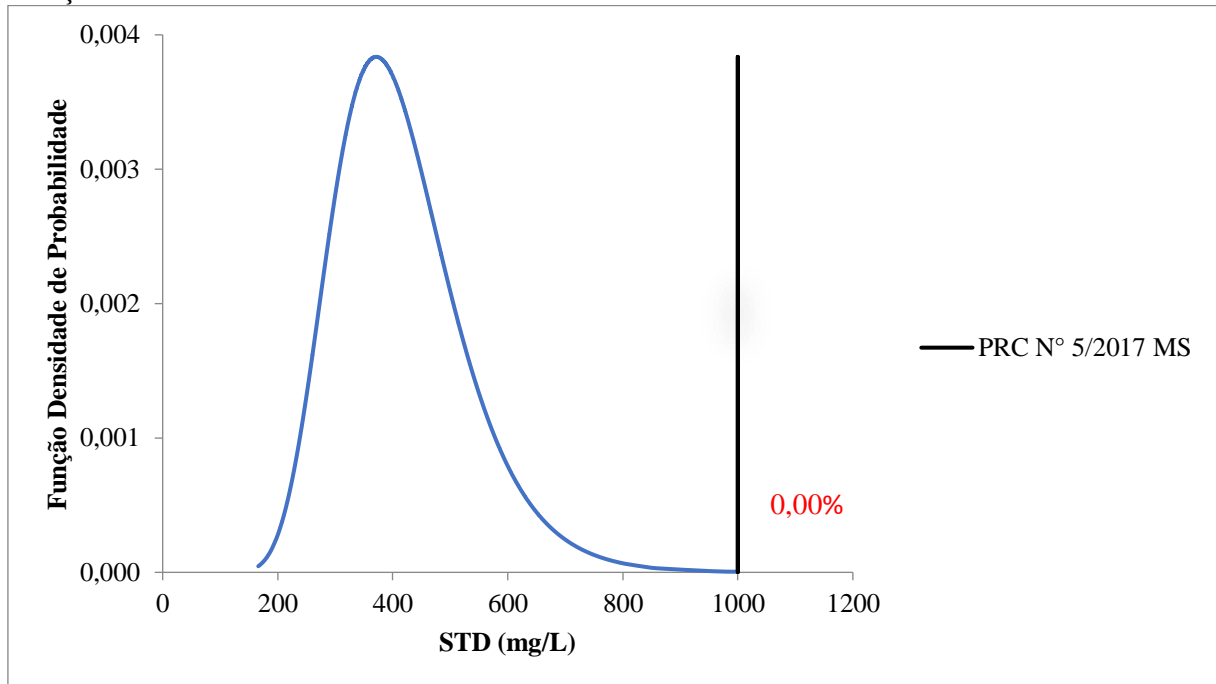
Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Figura C-14 – Probabilidade de falha da concentração de Cl^- segundo a PRC N° 5/2017 MS no açude Sítios Novos.



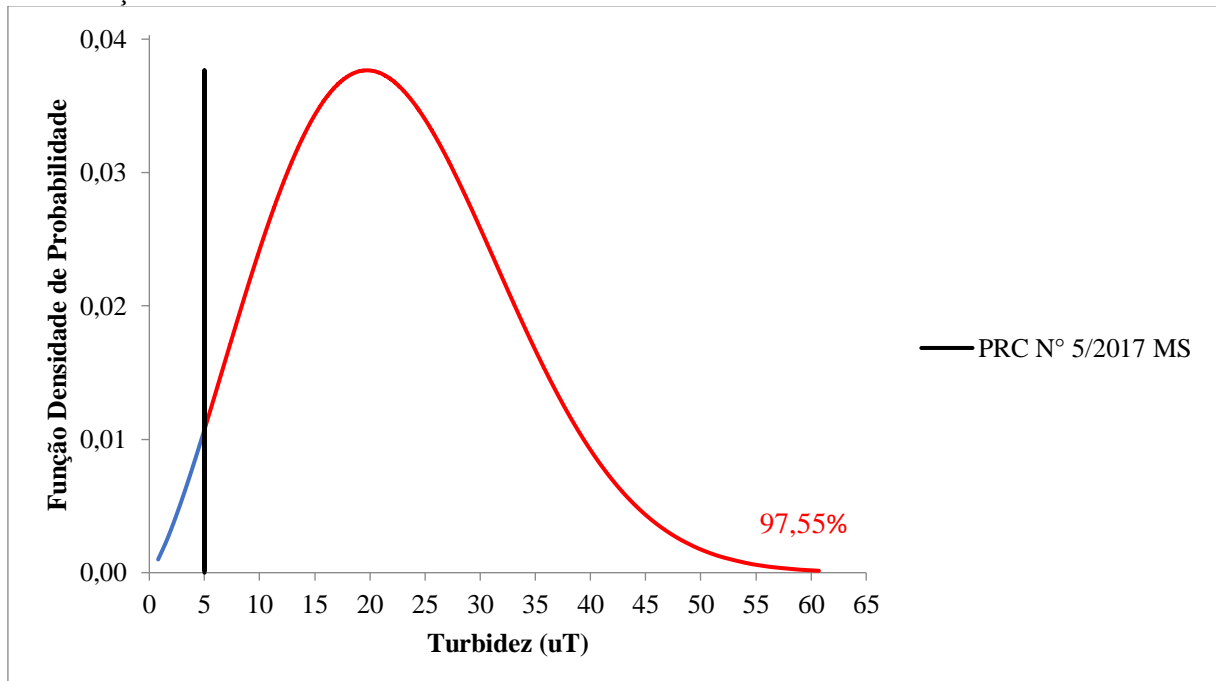
Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Figura C-15 – Probabilidade de falha da concentração de STD segundo a PRC N° 5/2017 MS no açude Sítios Novos.



Fonte: Elaborada pela autora (2019).

Figura C-16 – Probabilidade de falha da concentração de Turbidez segundo a PRC N° 5/2017 MS no açude Sítios Novos.



Fonte: Elaborada pela autora (2019).