



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

ANA CAROLINA DE OLIVEIRA NOBRE BATISTA

ALTERAÇÕES HIDROQUÍMICAS EM RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO
CEARENSE

FORTALEZA

2019

ANA CAROLINA DE OLIVEIRA NOBRE BATISTA

ALTERAÇÕES HIDROQUÍMICAS EM RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO
CEARENSE

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de doutora em Engenharia Civil. Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Iran Eduardo Lima Neto
Coorientador: 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)

- B336a Batista, Ana Carolina de Oliveira Nobre.
Alterações hidroquímicas em reservatórios do semiárido cearense / Ana Carolina de Oliveira Nobre
Batista. – 2019.
118 f. : il. color.
- Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação
em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental, Fortaleza, 2019.
Orientação: Prof. Dr. Prof. Dr. Iran Eduardo Lima Neto.
Coorientação: Prof. Dr. Prof. Dr. Fernando José Araújo da Silva.
1. Águas superficiais. . 2. Conteúdo iônico. . 3. Variações climáticas. . I. Título.

CDD 628

ANA CAROLINA DE OLIVEIRA NOBRE BATISTA

ALTERAÇÕES HIDROQUÍMICAS EM RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO
CEARENSE

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de doutor em Engenharia Civil. Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Aprovada em: 29/08/2019.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Iran Eduardo Lima Neto (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

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

Profª. Dr^a. Marisete Dantas de Aquino (Examinadora Interna)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Profª. Dr^a. Ana Bárbara de Araújo Nunes (Examinadora Interna)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Carlúcio Roberto Alves (Examinador Externo)
Universidade Estadual do Ceará (UECE)

Prof. Dr. Alexandre Cunha Costa (Examinador Externo)
Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira (UNILAB)

AGRADECIMENTOS

A Deus, Que tornou possível a realização dessa conquista.

A Nossa Senhora, Mãe protetora em todos os momentos.

Aos meus pais, Francisco Nirvando e Zélia Maria por sempre torcerem por mim e me apoiarem quando mais precisei.

Ao meu esposo, Antônio Marcelo, pela paciência e ajuda sempre que precisei.

A minha filha, por sua chegada tão sonhada.

Aos meus irmãos, que sempre vibraram com minhas conquistas.

Ao Cauã, afilhado querido, por me proporcionar momentos de desconcentração.

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

À professora Dr^a. Marisete Dantas de Aquino, por me apoiar e orientar quando mais precisei. Muito obrigada!

Ao meu orientador, professor Dr. Iran Eduardo Lima Neto, pelo acolhimento, confiança, oportunidade e orientação para a elaboração deste trabalho.

Ao meu coorientador, prof. Dr. Fernando José Araújo da Silva, pelo amparo, apoio, dedicação a este trabalho e por ser essa pessoa admirável, exemplo de profissionalismo e humanismo. Muito obrigada!

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

À Stephanie de Oliveira Souza pelas valiosas contribuições durante o desenvolvimento desse trabalho.

A minha colega de turma Valquíria Melo, por sua amizade e companheirismo.

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

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

À COGERH, pela disponibilização dos dados apresentados nessa pesquisa.

Ao CNPq, pela bolsa de doutorado a mim concedida.

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

“Ainda que eu andasse pelo vale da sombra da morte, não temeria mal algum, porque tu estás comigo; a tua vara e o teu cajado me consolam.” (Salmos 23).

RESUMO

As constantes variações climáticas promovem alterações no conteúdo iônico aquoso e na qualidade da água, modificando a hidroquímica original dos reservatórios em regiões semiáridas. Estudos anteriores detiveram-se a observar os mecanismos de trocas iônicas apenas em águas subterrâneas, não explorando a hidroquímica das águas superficiais, o que torna essa linha de pesquisa deficiente. Assim, esse trabalho visa investigar a qualidade da água superficial concernente ao conteúdo iônico e os mecanismos dominantes de origem e trocas iônicas em quatro reservatórios do semiárido cearense, observando as relações hidroclimáticas. As áreas objetos do estudo foram divididas entre as bacias Banabuiú (açudes Banabuiú e Pedras Brancas), bacia do Curu (Pentecoste) e bacia da Serra da Ibiapaba (reservatório Jaburu I). Os parâmetros da pesquisa foram divididos entre gerais (relação entre volume disponível, íons maiores), hidroquímicos (classificação conforme Piper, Gibbs e Chadha e razões iônicas), iônicos (índice de estabilidade por Saturação de Langelier, Agressividade e Estabilidade por Ryznar), climáticos (índice de Lang) e hidroclimáticos (razões iônicas *versus* volume disponível, precipitação volumétrica e índice de Lang). Durante o período analisado, ocorreu salinização em todos os reservatórios, com classificações hidroquímicas diferentes: Banabuiú apresentou águas bicarbonatadas mistas e Pedras Brancas, Pentecoste e Jaburu I águas cloretadas sódicas. Conforme os índices iônicos, as águas do Banabuiú podem ser classificadas como de incrustação leve, corrosão forte. Pedras Brancas teve suas águas caracterizadas como de incrustação forte e suave, corrosão forte e moderada, sem agressividade e com baixo risco de sodicidade. O reservatório Pentecoste foi definido como de incrustação suave, corrosão forte, sem agressividade e com baixo risco de sódio. As águas superficiais de Jaburu I foram indicativas de incrustação suave e corrosão severa, moderadamente agressivas, com baixo risco de sódio. De acordo com o cálculo do índice de Lang, os quatro reservatórios estudados apresentaram aridez climática. A abordagem hidroclimática foi importante para ressaltar a correlação positiva entre algumas razões iônicas analisadas e o percentual de volume hídrico disponível. Conclui-se que o estudo da variabilidade hidroclimática interfere nos parâmetros hidroquímicos, sendo essencial a verificação das interconexões referentes ao conteúdo iônico e à hidrogeologia dos reservatórios.

Palavras-chave: Águas superficiais. Conteúdo iônico. Variações climáticas.

ABSTRACT

Constant climatic variations promote changes in aqueous ionic content and water quality, modifying the original reservoir hydrochemistry in semiarid regions. Previous studies have focused on observing the mechanisms of ion exchange only in groundwater, not exploring the hydrochemistry of surface water, which makes this line of research deficient. Thus, this work aims to investigate the surface water quality concerning the ionic content and the dominant mechanisms of origin and ion exchange in four reservoirs of Ceará semiarid, observing the hydroclimatic relations. The areas object of the study were divided between the Banabuiú basins (Banabuiú and Pedras Brancas reservoirs), Curu basin (Pentecoste) and Serra da Ibiapaba basin (Jaburu I reservoir). The research parameters were divided into general (ratio between available volume, larger ions), hydrochemical (classification according to Piper, Gibbs and Chadha and ionic ratios), ionic (Langelier Saturation Stability Index, Aggressiveness and Ryznar Stability), climatic (Lang index) and hydroclimatic (ionic ratios versus available volume, volumetric precipitation and Lang index). During the analyzed period, salinization occurred in all reservoirs, with different hydrochemical classifications: Banabuiú presented mixed bicarbonated waters and Pedras Brancas, Pentecoste and Jaburu I chlorinated sodium waters. According to the ionic indices, Banabuiú waters can be classified as mild scale, strong corrosion. White Stones had their waters characterized as strong and smooth fouling, strong and moderate corrosion, without aggression and with low risk of sodicity. The Pentecost reservoir has been defined as mild scale, strong corrosion, no aggression and low sodium risk. Jaburu I surface waters were indicative of mild fouling and severe corrosion, moderately aggressive, with low sodium risk. According to the Lang index calculation, the four reservoirs studied presented climatic aridity. The hydroclimatic approach was important to highlight the positive correlation between some ionic ratios analyzed and the percentage of available water volume. It is concluded that the study of hydroclimatic variability interferes in the hydrochemical parameters, being essential the verification of the interconnections related to the ionic content and the hydrogeology of the reservoirs.

Keywords: Surface Waters. Ionic content. Climatic variations.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Interação do ciclo hidrológico com íons principais dissolvidos e litologia no semiárido.....	21
Figura 2 – Camadas formadas na coluna d'água e relação com temperatura.....	22
Figura 3 – Incorporação do gás carbônico dissolvido na água.....	25
Figura 4 – Localização geográfica das bacias hidrográficas no estado do Ceará.....	34
Figura 5 – Localização geográfica do açude Banabuiú.....	35
Figura 6 – Mapeamento do uso e ocupação do solo do açude Banabuiú.....	36
Figura 7 – Localização geográfica do açude Pedras Brancas.....	37
Figura 8 – Mapeamento do uso e ocupação do solo do açude Pedras Brancas.....	37
Figura 9 – Localização geográfica do açude Pentecoste.....	38
Figura 10 – Mapeamento do uso e ocupação do solo do açude Pentecoste.....	39
Figura 11 – Localização geográfica do açude Jaburu I.....	40
Figura 12 – Mapeamento do uso e ocupação do solo do açude Jaburu I.....	41
Figura 13 – Fluxograma com a descrição dos métodos avaliativos aplicados no estudo.....	42
Figura 14 – Variação do volume disponível e da precipitação nos postos próximos ao Banabuiú (14a), variação rNa/Cl anual (14b) e variação $r[Ca + Mg]/[HCO_3^- + SO_4^{2-}]$ anual (14c).....	49
Figura 15 – Variação do volume disponível e da precipitação nos postos próximos ao Pedras Brancas (15a), variação rNa/Cl anual (15b) e variação $r[Ca + Mg]/[HCO_3^- + SO_4^{2-}]$ anual (15c).....	50
Figura 16 – Variação do volume disponível e da precipitação nos postos próximos ao Pentecoste (16a), variação rNa/Cl anual (16b) e variação $r[Ca + Mg]/[HCO_3^- + SO_4^{2-}]$ anual (16c).....	51
Figura 17 – Variação do volume disponível e da precipitação nos postos próximos ao Jaburu I (17a), variação rNa/Cl anual (17b) e variação $r[Ca + Mg]/[HCO_3^- + SO_4^{2-}]$ anual (17c).....	52
Figura 18 – Diagramas de Piper para os reservatórios Banabuiú (18a), Pedras Brancas (18b), Pentecoste (18c) e Jaburu I (18d).....	56
Figura 19 – Diagramas catiônico (19a) e aniônico (19b) de Gibbs para o reservatório Banabuiú.....	57

Figura 20 – Diagramas catiônico (20a) e aniônico (20b) de Gibbs para o reservatório Pedras Brancas.....	58
Figura 21 – Diagramas catiônico (21a) e aniônico (21b) de Gibbs para o reservatório Pentecoste.....	59
Figura 22 – Diagramas catiônico (22a) e aniônico (22b) de Gibbs para o reservatório Jaburu I.....	60
Figura 23 – Diagrama de Chadha para o reservatório Banabuiú.....	61
Figura 24 – Diagrama de Chadha para o reservatório Pedras Brancas.....	61
Figura 25 – Diagrama de Chadha para o reservatório Pentecoste.....	62
Figura 26 – Diagrama de Chadha para o reservatório Jaburu I.....	63
Figura 27 – Relações iônicas Na^+ versus Cl^- para os reservatórios Banabuiú (27a), Pedras Brancas (27b), Pentecoste (27c) e Jaburu I (27d).....	64
Figura 28 – Relações iônicas ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$) versus ($\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$) para os reservatórios Banabuiú (28a), Pedras Brancas (28b), Pentecoste (28c) e Jaburu I (28d).....	65
Figura 29 – Variações anuais dos índices iônicos para o reservatório Banabuiú.....	68
Figura 30 – Variações anuais dos índices iônicos para o reservatório Pedras Brancas.....	68
Figura 31 – Variações anuais dos índices iônicos para o reservatório Pentecoste.....	69
Figura 32 – Variações anuais dos índices iônicos para o reservatório Jaburu I.....	70
Figura 33 – Classificação das águas do açude Banabuiú segundo o diagrama de salinidade do USSSL.....	71
Figura 34 – Classificação das águas do açude Pedras Brancas segundo o diagrama de salinidade do USSSL.....	72
Figura 35 – Classificação das águas do açude Pentecoste segundo o diagrama de salinidade do USSSL.....	74
Figura 36 – Classificação das águas do açude Jaburu I segundo o diagrama de salinidade do USSSL.....	74
Figura 37 – Tendência da temperatura média e Índice de Lang para o reservatório Banabuiú, entre 2005 e 2017.....	76
Figura 38 – Tendência da temperatura média e Índice de Lang para o reservatório Pedras Brancas, entre 2005 e 2017.....	76
Figura 39 – Tendência da temperatura média e Índice de Lang para o reservatório Pentecoste, entre 2005 e 2017.....	77

Figura 40 – Tendência da temperatura média e Índice de Lang para o reservatório Jaburu I, entre 2008 e 2018.....	78
Figura 41 – Relação entre o perfil catiônico e os parâmetros %VD, Pp (mm) e índice de Lang, para Banabuiú.....	80
Figura 42 – Relação entre o perfil aniônico e os parâmetros %VD, Pp (mm) e índice de Lang, para Banabuiú.....	80
Figura 43 – Relação entre rNa/Cl e os parâmetros %VD, Pp (mm) e índice de Lang, para Banabuiú.....	81
Figura 44 – Relação entre $r[Ca + Mg]/[HCO_3 + SO_4]$ e os parâmetros %VD, Pp (mm) e índice de Lang, para Banabuiú.....	81
Figura 45 – Relação entre o perfil catiônico e os parâmetros %VD, Pp (mm) e índice de Lang, para Pedras Brancas (PB).....	82
Figura 46 – Relação entre o perfil aniônico e os parâmetros %VD, Pp (mm) e índice de Lang, para Pedras Brancas (PB).....	82
Figura 47 – Relação entre rNa/Cl e os parâmetros %VD, Pp (mm) e índice de Lang, para Pedras Brancas (PB).....	83
Figura 48 – Relação entre $r[Ca + Mg]/[HCO_3 + SO_4]$ e os parâmetros %VD, Pp (mm) e índice de Lang, para Pedras Brancas (PB).....	83
Figura 49 – Relação entre o perfil catiônico e os parâmetros %VD, Pp (mm) e índice de Lang, para Pentecoste (PENT).....	84
Figura 50 – Relação entre o perfil aniônico e os parâmetros %VD, Pp (mm) e índice de Lang, para Pentecoste (PENT).....	84
Figura 51 – Relação entre rNa/Cl e os parâmetros %VD, Pp (mm) e índice de Lang, para Pentecoste (PENT).....	85
Figura 52 – Relação entre $r[Ca + Mg]/[HCO_3 + SO_4]$ e os parâmetros %VD, Pp (mm) e índice de Lang, para Pentecoste (PENT).....	85
Figura 53 – Relação entre o perfil catiônico e os parâmetros %VD, Pp (mm) e índice de Lang, para Jaburu I (JAB).....	86
Figura 54 – Relação entre o perfil aniônico e os parâmetros %VD, Pp (mm) e índice de Lang, para Jaburu I (JAB).....	86
Figura 55 – Relação entre rNa/Cl e os parâmetros %VD, Pp (mm) e índice de Lang, para Jaburu I (JAB).....	87

Figura 56 – Relação entre $r[\text{Ca} + \text{Mg}]/[\text{HCO}_3 + \text{SO}_4]$ e os parâmetros %VD, Pp (mm) e índice de Lang, para Jaburu I (JAB).....	87
Figura B-1– Matriz de correlação de Pearson para os reservatórios analisados.....	107

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Classificação dos constituintes dissolvidos nas águas superficiais.....	25
Tabela 2 –	Classificação do Índice de Saturação de Langelier (LSI).....	45
Tabela 3 –	Classificação do Índice de Agressividade (IA).....	46
Tabela 4 –	Classificação da água conforme Índice de Estabilidade de Ryznar (RSI).....	46
Tabela 5 –	Classificação do Índice de Precipitação de Lang (LRI).....	48
Tabela 6 –	Estatística descritiva dos parâmetros de qualidade da água nos reservatórios.....	53
Tabela 7 –	Média dos valores de CAI1 e CAI2 calculados para cada reservatório do estudo.....	66
Tabela A-1 –	Variáveis iônicas componentes do balanço hídrico do reservatório Banabuiú no período entre 2005 a 2017.....	106
Tabela A-2 –	Variáveis iônicas componentes do balanço hídrico do reservatório Pedras Brancas no período entre 2005 a 2017.....	106
Tabela A-3 –	Variáveis iônicas componentes do balanço hídrico do reservatório Pentecoste no período entre 2005 a 2017.....	107
Tabela A-4 –	Variáveis iônicas componentes do balanço hídrico do reservatório Jaburu I no período entre 2008 a 2018.....	107
Tabela C-1 –	Índice de Saturação de Langelier por período sazonal no Açude Banabuiú.....	109
Tabela C-2 –	Índice de Saturação de Langelier por período sazonal no Açude Pedras Brancas.....	109
Tabela C-3 –	Índice de Saturação de Langelier por período sazonal no Açude Pentecoste.....	110
Tabela C-4 –	Índice de Saturação de Langelier por período sazonal no Açude Jaburu I.....	110
Tabela C-5 –	Índice de Estabilidade de Ryznar por período sazonal no Açude Banabuiú.....	111
Tabela C-6 –	Índice de Estabilidade de Ryznar por período sazonal no Açude Pedras Brancas.....	111

Tabela C-7 – Índice de Estabilidade de Ryznar por período sazonal no Açude Pentecoste.....	112
Tabela C-8 – Índice de Estabilidade de Ryznar por período sazonal no Açude Jaburu I.....	112
Tabela C-9 – Índice de Agressividade por período sazonal no Açude Banabuiú.....	113
Tabela C-10 – Índice de Agressividade por período sazonal no Açude Pedras Brancas.....	114
Tabela C-11 – Índice de Agressividade por período sazonal no Açude Pentecoste.....	114
Tabela C-12 – Índice de Agressividade por período sazonal no Açude Jaburu I.....	115
Tabela C-13 – Razão de Adsorção de Sódio por período sazonal no Açude Banabuiú.....	115
Tabela C-14 – Razão de Adsorção de Sódio por período sazonal no Açude Pedras Brancas.....	116
Tabela C-15 – Razão de Adsorção de Sódio por período sazonal no Açude Pentecoste.....	116
Tabela C-16 – Razão de Adsorção de Sódio por período sazonal no Açude Jaburu I..	117

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Alc	Alcalinidade total
ANA	Agência Nacional de Águas
CE	Condutividade Elétrica
Cl%	Percentual de cloro
COGERH	Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do Ceará
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DNOCS	Departamento Nacional de Obras Contra as Secas
DT	Dureza Total
FUNCEME	Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos
IA	Índice de Agressividade
IA _L	Índice de Aridez de Lang
LSI	Índice de Saturação de Langelier
MIA	Índice de Aridez de Martonne
Min	Mínimo
Max	Máximo
Na%	Percentual de Sódio
OMS	Organização Mundial da Saúde
Pp	Precipitação pluviométrica
RAS	Razão de Adsorção de Sódio
RSI	Índice de Estabilidade de Ryznar
SASG	Sistema Aquífero Serra Geral
STD	Sólidos Totais Dissolvidos
Temp.	Temperatura
σ	Desvio Padrão
%VD	Fração de volume disponível
μ	Média
UNEP	United Nations Environment Programme

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	16
1.2	Motivação da pesquisa	17
1.3	Hipótese principal do trabalho	18
1.4	Objetivos	18
<i>1.4.1</i>	<i>Geral</i>	18
<i>1.4.2</i>	<i>Específicos</i>	19
1.5	Estrutura do trabalho	19
2	REFERENCIAL TEÓRICO	20
2.1	Hidroquímica nos reservatórios do semiárido brasileiro	20
<i>2.1.1</i>	<i>Mecanismos hidroquímicos</i>	22
2.2	Conteúdo químico das águas nos reservatórios	24
<i>2.2.1</i>	<i>Constituintes maiores</i>	26
<i>2.2.2</i>	<i>Constituintes menores</i>	27
2.3	Razões iônicas	28
2.4	Índices Climáticos	30
2.5	Correlações hidroclimáticas	32
3	METODOLOGIA	34
3.1	Localização e caracterização das áreas de estudo	34
<i>3.1.1</i>	<i>Açude Banabuiú</i>	35
<i>3.1.2</i>	<i>Açude Pedras Brancas</i>	36
<i>3.1.3</i>	<i>Açude Pentecoste</i>	38
<i>3.1.4</i>	<i>Açude Jaburu I</i>	40
3.2	Parâmetros do estudo	42
<i>3.2.1</i>	<i>Parâmetros Gerais</i>	43
<i>3.2.2</i>	<i>Parâmetros Hidroquímicos</i>	43
<i>3.2.3</i>	<i>Índices Iônicos da Qualidade de Água</i>	44
<i>3.2.3.1</i>	<i>Índice de Saturação de Langelier</i>	44
<i>3.2.3.2</i>	<i>Índice de Agressividade</i>	45
<i>3.2.3.3</i>	<i>Índice de Estabilidade de Ryznar</i>	46
<i>3.2.3.4</i>	<i>Índice de qualidade da água para uso na irrigação</i>	46
<i>3.2.4</i>	<i>Índices Climáticos utilizados na pesquisa</i>	47

3.2.4.1	<i>Índice de Aridez de Lang</i>	47
3.2.5	<i>Correlações Hidroclimáticas</i>	48
3.2.5.1	<i>Análises de correlação</i>	48
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	49
4.1	Parâmetros gerais	49
4.2	Abordagem hidroquímica	55
4.3	Índices Iônicos	66
4.4	Índices Climáticos	75
4.5	Abordagem hidroclimática	79
4.6	Comparação entre os métodos utilizados no trabalho	88
5	CONCLUSÃO	89
	REFERÊNCIAS	91
	APÊNDICE A – ESTIMATIVA DO CÁLCULO DO BALANÇO HÍDRICO	106
	APÊNDICE B – MATRIZ DE CORRELAÇÃO DE PEARSON (p<0,05) PARA OS RESERVATÓRIOS ANALISADOS	108
	APÊNDICE C – TABELAS DOS ÍNDICES IÔNICOS CALCULADOS PARA OS RESERVATÓRIOS	109

1 INTRODUÇÃO

1.1 Intróito

A água é um recurso natural imprescindível para a vida no planeta, sendo um bem essencial e limitado. A água doce representa a água própria para o consumo humano e os recursos hídricos superficiais compreendem sua principal fonte de suprimento (CHRISTEN *et al.*, 2011).

Regiões áridas e semiáridas apresentam um cenário de escassez hídrica, com estados de aridez climática e evaporação acentuada. No Brasil, esse quadro é mais forte na região Nordeste, devido a sua localização geográfica e por configurações próprias do ecossistema (DELPLA *et al.*, 2009). Há séculos, tal atribuição nordestina impacta negativamente o desenvolvimento socioeconômico da região, havendo sérios índices de pobreza e desigualdades sociais.

Com o propósito inicial de disponibilizar infraestrutura capaz de reduzir a problemática da seca na região, o Departamento Nacional de Obras Contra as Secas (DNOCS) implementou obras de açudagem em todo o Nordeste brasileiro (WARING, 1912; NETO, 2017). As obras consistiram em reservatórios ou açudes, que são barragens armazenadoras da água da chuva para uso durante o período seco, criados com a finalidade de amenizar os longos períodos de estiagem.

No estado do Ceará, a construção dos açudes ocorreu de forma mais marcante devido à maior densidade demográfica concentrada no interior do estado. Nas localidades cearenses, os reservatórios têm aplicações não apenas de subsistência familiar como também de recreação, industrialização regional, piscicultura e abastecimento das redes urbanas (FERREIRA *et al.*, 2015).

Muitos reservatórios cearenses foram construídos sem critérios técnicos mais precisos, resultando tanto em sub-dimensionamento quanto em super-dimensionamento. O dimensionamento indevido pode favorecer a potenciais processos de degradação da qualidade de água, dentre esses o de salinização. Quanto a isso, as oscilações climáticas implicam elevação das taxas de evaporação e redução das precipitações pluviométricas, causando acúmulo de determinados elementos químicos (PRASANNA *et al.*, 2011).

Ao longo da coluna líquida, a água interage com os sedimentos dispersos no meio e originários do intemperismo químico das rochas e dos sedimentos. Assim, espécies iônicas são liberadas em mecanismos de troca, acentuado pela lixiviação do solo e responsável por formar

compostos em diferentes concentrações (FERNANDES *et al.*, 2016). O conteúdo iônico se modifica ao decorrer do processo de uso da água, promovendo variações que interferem na qualidade e na composição iônica da água.

A inconstância na formação iônica dos reservatórios encontra-se intimamente relacionada às modificações periódicas no clima regional, caracterizado por ser sazonal: chuvoso no primeiro semestre do ano e seco no segundo semestre. Elevados índices de temperatura e aridez, baixa umidade do ar e variações nos volumes pluviométricos mesmo na quadra chuvosa são indicativos de desordem na geomorfologia das rochas dos aquíferos e suporte dos açudes nordestinos (GAISER *et al.*, 2003; CAVALCANTE, 2013).

1.2 Motivação da pesquisa

Nos últimos anos, o quadro ambiental no Ceará e demais componentes do semiárido brasileiro tem sido caracterizado por uma estiagem forte que tem preocupado mais ainda as autoridades e a população em geral. Isso tem impulsionado pesquisas que tratem de elucidar mecanismos consequentes sobre a qualidade da água e construir cenários para convivência com o quadro climático sob incremento de demanda hídrica. Tais estudos devem subsidiar o uso conservativo e a preservação da água no semiárido brasileiro.

A determinação do conteúdo iônico e os relativos níveis de salinidade em reservatórios de regiões semiáridas e áridas é imprescindível para a compreensão dos processos entre interação entre clima, litologia e água. O conhecimento da composição iônica da água é primordial quando se deseja avaliar sua qualidade para os diversos fins (ARRAES *et al.*, 2009). A qualidade da água para irrigação e outros fins é definida pelo conteúdo de sais, de natureza osmótica, compreendidos em indicadores como temperatura, sólidos dissolvidos, condutividade elétrica e dureza.

O intercâmbio entre água e sedimentos confere diferentes concentrações dos íons envolvidos e, assim, as razões iônicas são utilizadas para se obter uma visão dos processos hidrogeoquímicos controladores nas variações da qualidade da água (MERCHÁN *et al.*, 2015). As razões iônicas compreendem uma ferramenta utilizada para verificar quais os processos dominantes nos indicadores de qualidade da água e, assim, associados ao clima e à litologia (*i.e.* rocha e solo).

Estudos como os de Araújo (2017), Mattos *et al.* (2017), Liu e Chan (2016), Kumar *et al.* (2015) voltam-se a explicar a prospecção geoquímica das águas subterrâneas, ilustrando, inclusive, a composição geológica das rochas dos aquíferos e suas relações iônicas com as

águas dos poços, em processos de complexação, oxirredução e hidrólise.

No caso de águas superficiais, estudos sobre os mecanismos das variações no conteúdo iônico são comparativamente menores (MARINS *et al.*, 2002; SANTOS; PEIXOTO; ALVES, 2017). Quanto às águas do trópico semiárido, com predominância de litologia cristalina, há lacunas científicas a serem preenchidas, com destaque para as águas reservadas.

Outro aspecto importante é que usualmente os estudos abordam os aspectos de qualidade da água quanto ao atendimento de padrões de uso ou quanto à poluição (*e.g.* ELIAS *et al.*, 2016; HESSE; KRYSANIVA, 2016). Não tratam de processos hidrogeoquímicos, ou seja, a origem e a evolução da salinização e demais processos impactantes na qualidade dos reservatórios. Este vazio temático exige atenção, notadamente quanto ao entendimento da origem da hidroquímica em reservatórios como os cearenses.

Há ainda a ausência de resultados e discussão consistentes quanto aos diferentes índices de qualidade relativos ao conteúdo iônico. Esse enfoque favoreceria a implantação de novas metodologias que, por sua vez, convergiriam à compreensão dos fenômenos e auxiliariam a gestão da água. Além disso, correlacionar às razões iônicas calculadas com os percentuais de volume disponível, precipitação pluviométrica e índices climáticos constitui uma ferramenta eficaz para ampliar as visões hidroclimáticas nesse ramo de pesquisa, tendo em vista que os estudos hidroclimáticos apontam uma visão sistêmica do funcionamento dos fenômenos e processos naturais ocorrentes em reservatórios.

1.3 Hipótese principal do trabalho

O comportamento hidroquímico das águas de reservatórios no trópico semiárido é realizado por análise comparada do efeito de variabilidade climática.

1.4 Objetivos

1.4.1 Geral

Conhecer o conteúdo iônico e os mecanismos dominantes que dizem respeito à origem e trocas iônicas em quatro reservatórios do semiárido cearense, relacionando com as variações hidroclimáticas.

1.4.2 Específicos

- Analisar variações hidroquímicas nas águas dos reservatórios do estudo;
- Empregar diferentes razões iônicas na determinação de mecanismos dominantes dos processos de salinização de águas reservadas no trópico semiárido cearense;
- Classificar as águas dos reservatórios quanto a diferentes índices iônicos de qualidade da água;
- Conferir o efeito da variabilidade hidroclimática, examinando a associação entre índices climáticos, volume disponível e precipitação pluviométrica com as razões iônicas calculadas por íons maiores.

1.5 Estrutura do trabalho

O presente trabalho será dividido em cinco seções. A primeira refere-se à introdução geral do tema abordado na tese, à motivação da pesquisa, à hipótese geral, aos objetivos e à organização da estrutura do trabalho.

A seção 2 discorre sobre o referencial teórico, em que são abordados os tópicos centrais do estudo: hidroquímica e clima nos reservatórios do trópico semiárido. Há o detalhamento da hidroquímica das águas em função dos mecanismos principais, conteúdo iônico e íons presentes. Os índices climáticos também são apresentados nesse capítulo e a potencial associação hidroclimática.

Em seguida, na seção 3 é apresentada a metodologia empregada no estudo. Inicialmente, é percorrida uma visão geral da área de estudo, delimitando os reservatórios alvos. Os parâmetros avaliados são listados conforme a referência utilizada, além dos métodos aplicados para abordagem hidroquímica, dos índices climáticos e das correlações hidroclimáticas.

A seção seguinte traz os achados principais, bem como uma discussão sob a égide da motivação do trabalho e seus objetivos.

Por fim, a última seção trata das principais conclusões obtidas na pesquisa, seguida dos agradecimentos às instituições. Posteriormente, são apresentadas as referências bibliográficas e os apêndices relativos ao estudo.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Hidroquímica nos reservatórios do semiárido brasileiro

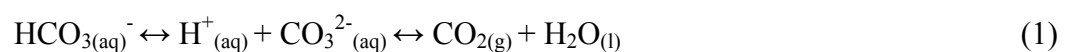
As bacias hidrográficas do Nordeste brasileiro apresentam, no geral, litologia anisotrópica, com rochas cristalinas e clima tropical semiárido, caracterizado por elevada variabilidade pluviométrica e climática (GAMA; OLIVEIRA; CAVALCANTE, 2013).

A quadra chuvosa ocorre quase que inteiramente durante o primeiro semestre de cada ano. A água precipitada escoar e percola, tornando-se muito ativa quimicamente. Interage com minerais da rocha mãe no sistema litológico e pedológico, com os sedimentos dispersos no meio, compondo espécies químicas bastante variáveis nesses reservatórios (ANDRADE *et al.*, 2012).

A variação iônica ao longo da coluna líquida permite que determinados processos hidroquímicos sobressaiam na bacia, através da interposição de mecanismos de troca dominantes, tais como a salinização. Em espectro geral os sais provêm da dissolução dos minerais das rochas, de sal remanescente da transgressão cretácea e da concentração acumulada por aridez climática, o que intensifica o teor de sais por evaporação e justifica a ocorrência mais acentuada no Nordeste brasileiro (CRUZ; MELO, 1968; SILVA *et al.*, 2006; OLIVEIRA *et al.*, 2010).

Também, a salinidade de águas de reservatórios do semiárido brasileiro sofre influência da hidrodinâmica, pois o baixo volume hídrico e a pequena profundidade favorecem a pouca circulação da água e à lenta dissolução dos minerais (HENRY; BOYLE; LAMBIN, 2003; BRAGA JÚNIOR; MELO; DINIZ FILHO, 2017). A estação de estiagem hidrológica favorece ao incremento na concentração dos sais e aumento da temperatura interna da água, assim, a dissipação de energia erosiva é mais intensa (SILVA e ARAÚJO NETO, 2016).

Nos reservatórios, as pressões hidrostáticas menores acontecem pela redução significativa no volume disponível. Isso propicia um desequilíbrio iônico e acúmulo de matéria orgânica, evidenciada com liberação de hidróxido aquoso e dificuldade da manutenção de tamponamento no meio, ocasionado especialmente por dissociação do bicarbonato (1).



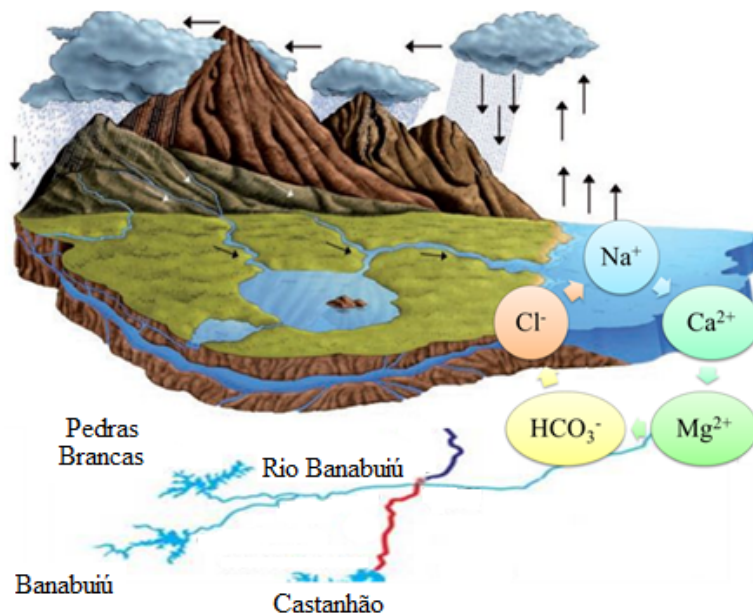
A determinação dos constituintes presentes se dá por reações de trocas iônicas ocasionadas por intemperismo químico dos sedimentos, em que ocorre oxidação da matéria

orgânica e remineralização de carbono, silício e potássio por algas e organismos terrestres. Assim, existe aumento de carbono inorgânico e de compostos silicosos, seguido por estabilização do metal silício e do cátion alcalino potássio (LÓPEZ; RUIZ-MARIN; CHIAYIL, 2014).

Fu *et al.* (2018) destacam que em períodos mais secos, as regiões áridas e semiáridas apresentam saturação de íons carbonáticos, com variação de concentrações no decorrer do dia. Isso ocorre devido a alterações diurnas em taxas de remoção de CO_2 dissolvido durante a fotossíntese pela respiração de produtores primários. Ao mesmo tempo, elevações de temperatura em ciclos longos têm efeitos consideráveis sobre a ecologia de superfícies aquáticas, devido à supersaturação de nitrogênio e fósforo, elevando a biomassa de cianobactérias tóxicas aos peixes, zooplânctons e fitoplânctons (KAUSHAL *et al.*, 2017).

As interações hidroquímicas são determinadas pelas relações iônicas entre os cátions e ânions de maior mobilidade reacional. São sistemas abertos em que há intensa interação com a atmosfera terrestre. A dissolução da rocha mãe libera sedimentos dispersos que também reagem com o meio iônico, estabelecendo um ecossistema em constante modificação, conforme ilustrado na Figura 1.

Figura 1 - Interação do ciclo hidrológico com íons principais dissolvidos e litologia no semiárido



Fonte: Adaptado de <http://meioambiente.culturamix.com>.

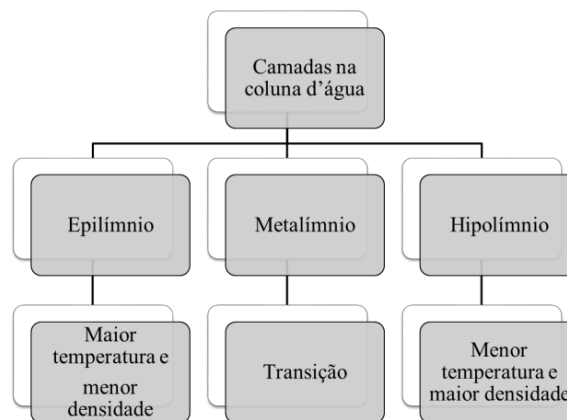
2.1.1 Mecanismos hidroquímicos

As águas dos reservatórios superficiais são provenientes de escoamentos superficiais e sub superficiais oriundas das redes de drenagem, resultante da precipitação sobre uma área, que acarreta no arraste de nutrientes e minerais para o corpo hídrico e, por conseguinte, incremento de sais no reservatório (SILVA JÚNIOR *et al.*, 2000). Em solos do nordeste brasileiro, a elevada concentração de sais é originária da dissolução de compostos derivados de silicatos no meio e da intensa aridez climática, o que magnifica o teor dessas substâncias por salinização (NASEEM; HAMZA; BARSHIR, 2010; PALÁCIO *et al.*, 2011).

Por serem rasos, os açudes dissipam calor de acordo com as estações do ano, processo que determina a velocidade da transição térmica, a densidade da água, a capacidade de mistura e a estratificação do corpo d'água (SANTOS; PEIXOTO; ALVES, 2017). Outras condições também afetam a retenção do calor, tais como: localização geográfica, geometria dos reservatórios e ação dos ventos.

O ganho ou a perda de calor determina a propagação de diferentes fases ao longo da coluna líquida. Em épocas mais aquecidas, há a formação de três camadas definidas como: superficial, transitória e profunda, conforme exposição na Figura 2. Essa diferença induz à estratificação térmica dos sedimentos de forma distintiva entre eles, em intervalos de maior estiagem. No período chuvoso, ocorre perda de calor para a atmosfera e, então, essas camadas são desfeitas pela circulação das águas, capaz de homogeneizar a temperatura por todo o reservatório (BETANCUR e PALÁCIO, 2012).

Figura 2 - Camadas formadas na coluna d'água e relação com temperatura.



Fonte: Adaptado de Meireles; Frischkorn; Andrade (2007).

A última camada é a mais afetada pela estratificação dos corpos d'água e determina o desenvolvimento de fitoplânctons, bem como a concentração de gases e sais. A mistura completa desses elementos na massa líquida afeta a qualidade do sistema aquoso e diversos setores do ecossistema (VON SPERLING, 1996). Assim, a morfometria da barragem associada ao sistema dinâmico aberto afetam processos endógenos e exógenos que promovem a mobilidade iônica e determinam a classificação hidroquímica dessas águas (SILVA, 2016).

Nesse contexto, a distribuição dos elementos químicos ao longo da massa líquida confere maior salinidade às águas. Alguns íons, como o cloreto (Cl⁻), são os responsáveis por essa classificação em reservatórios. Bali (2011) afirma que magnésio, cálcio, carbonato, bicarbonato e sulfato também contribuem para a salinidade da água.

O intemperismo químico das rochas também atua como um mecanismo responsável pela variação iônica em reservatórios. Especialmente o intemperismo de silicatos é considerado um regulador climático, em longo prazo, por absorver CO₂ em um mecanismo de tamponamento pela formação de bicarbonato (2), o que atua contra a acidificação do solo e das águas subterrâneas e superficiais (CLARKE *et al.*, 2009).

O intemperismo é dividido em estágio inicial e final, com certos processos dominantes em cada caso. A dissolução e a lixiviação dos cátions ocorrem nos estágios iniciais, enquanto que fixação por troca e adsorção é mais predominante nas fases finais. Ânions participam na composição de minerais acessórios ou essenciais, como o cloro e o flúor que substituem a composição química por meio de troca iônica (DEER; HOWIE; ZUSSMAN, 1997).

Stumm e Wollast (1990) (apud NIEROP; JANSEN; VERSTRATEN, 2002; GUIMARÃES e MELLO, 2006; POGGENBURG *et al.*, 2018) ressaltam que diferenças na composição da água de escoamento superficial, que ao final são reservadas em estruturas hídricas, estão relacionadas à solubilidade dos minerais presentes na rocha mãe e na taxa de dissolução desses minerais. Também, reações de intemperismo ocorrem tanto no solo como nas rochas percoladas por água subterrânea (STUMM; MORGAN, 1996). Nas rochas silicáticas, por exemplo, as transformações mineralógicas são mais difíceis de serem detectadas no solo, embora ocorram. Porém, o intemperismo de silicatos contribui com cerca de 45% da carga total dissolvida nos rios de todo o mundo (DUGAN *et al.*, 2017).

A classificação e a velocidade das reações de intemperismo estão apresentadas através do conjunto de minerais residuais formados e pela composição das águas associadas. Os processos dominantes como intemperismo químico, evaporação e precipitação são responsáveis pela alteração do conteúdo iônico das águas nos reservatórios, sendo sua compreensão

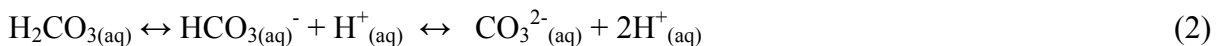
essencial ao entendimento da hidroquímica envolvida (MCSWEEN; RICHARDSON; UHLE, 2003; BRUMMER; BARROW; FISCHER, 2013).

2.2 Conteúdo químico das águas nos reservatórios

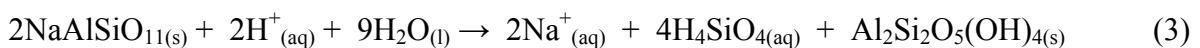
Durante os processos de salinização em reservatórios, são originados minerais secundários, como: quartzo, feldspato, biotita, piroxênio e olivina, os quais são incorporados ao ambiente aquático na forma de íons solúveis (SANTOS; PEIXOTO; ALVES, 2017). O conteúdo iônico das águas superficiais é determinado principalmente pelos íons maiores (cátions Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ e K^+ e ânions HCO_3^- , SO_4^{2-} e Cl^-), cuja variação e composição são relacionadas em termos de razões matemáticas.

Íons com baixa mobilidade participam dos processos em menor intensidade, mas determinam a composição da biota aquática, por decomporem a matéria orgânica mais rapidamente. Além disso, também são responsáveis pela eutrofização e tamponamento da água (KAUSHAL *et al.*, 2017).

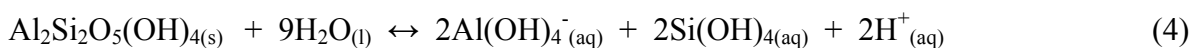
Determinadas reações ocorrem em equilíbrio físico-químico nas águas e são facilmente reversíveis. Um exemplo é a dissolução do ácido carbônico, responsável por acidificar o meio. Ao mesmo tempo em que há aumento na acidez por liberação de íons hidrônio, também há tamponamento por formação de bicarbonato:



Existem processos em que a reversibilidade é dificultada, como a decomposição da albita e formação da caolinita (HEM, 1985). A dissolução da albita é essencialmente irreversível em temperaturas e pressões diferentes dos regimes de alteração.



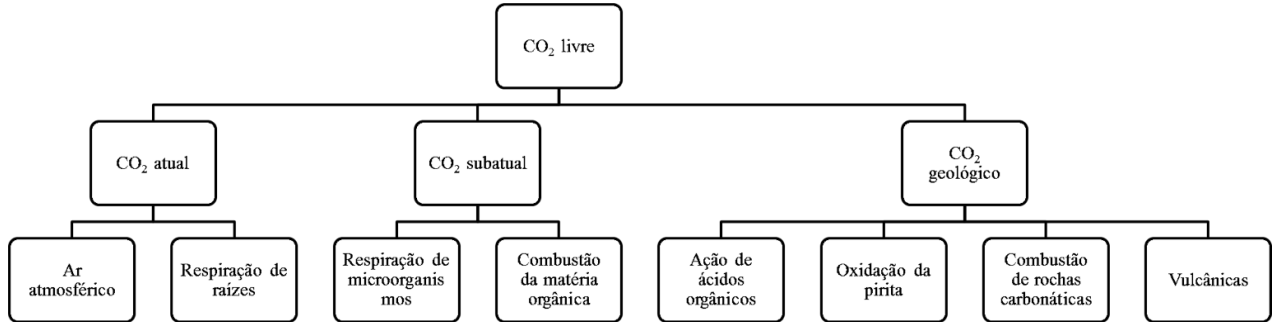
A caolinita pode se dissolver reversivelmente, como na equação a seguir:



Moléculas gasosas também compõem o quimismo das águas em açudes. O gás carbônico é um importante gás dissolvido na água e pode ser proveniente do ar atmosférico, do

solo, do calcário, de origem magmática e metamórfica (Figura 3). Apesar das possibilidades apresentadas na Figura 3, o gás carbônico é proveniente majoritariamente da água presente no solo, da respiração dos organismos e da decomposição da matéria orgânica.

Figura 3 - Incorporação do gás carbônico dissolvido na água.



Fonte: Adaptado de Schoeller (1969).

Os constituintes da água, mostrados na Tabela 1, são denominados de maiores quando presentes em quantidades superiores a $5,00 \text{ mg.L}^{-1}$; menores, quando a concentração encontra-se entre $5,00$ e $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ e de traços, quando há teores inferiores a $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ (FEITOSA *et al.*, 2008).

Tabela 1 - Classificação dos constituintes dissolvidos nas águas superficiais.

Maiores	Menores	Traços ¹
Bicarbonato (HCO_3^-)	Bário (Ba^{2+})	Cobre (Cu^+ , Cu^{2+})
Cálcio (Ca^{2+})	Boro (B^{3+})	Chumbo (Pb^{+2} , Pb^{4+})
Cloreto (Cl^-)	Brometo (Br^-)	Cromo (Cr^{+2} , Cr^{3+})
Magnésio (Mg^{2+})	Carbonato (CO_3^{2-})	Manganês (Mn^{7+} , Mn^{4+} , Mn^{2+})
Sílica (SiO_2)	Estrôncio (Sr^{2+})	Mercurio (Hg^+ , Hg^{2+})
Sódio (Na^+)	Ferro (Fe^{2+} ; Fe^{3+})	Ouro (Au^+ , Au^{3+})
Sulfato (SO_4^{2-})	Fluoreto (F^-)	Selênio (Se^{+6} , Se^{4+} , Se^{+2} , Se^+)
	Lítio (Li^+)	
	Nitrato (NO_3^-)	
	Ortofosfato (PO_4^{3-})	
	Potássio (K^+)	

Fonte: Adaptado de Custodio; Llamas (1983), Lee (1999).

2.2.1 Constituintes maiores

Dentre os íons, aqueles encontrados em quantidades relevantes são os carbonatos, sulfatos e cloretos, indicando que os mais importantes nas águas são: Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , Cl^- , SO_4^{2-} e HCO_3^- .

Os metais alcalinos e alcalino-terrosos são dissolvidos pela água e removidos. Em climas úmidos, este processo é descrito como lixiviação do solo. Os carbonatos de cálcio e magnésio, menos solúveis, são dissolvidos na presença de CO_2 na água. Os ácidos sulfúrico e nítrico, que são gerados sob condições aeróbias, particularmente pela atividade microbológica, podem atacar os carbonatos (WILLIAMS, 2001; YAN *et al.*, 2016).

O sódio (Na^+) é um dos metais alcalinos mais abundantes nas águas superficiais, devido a sua ampla distribuição nas fontes minerais, baixa estabilidade química dos minerais que o contêm, solubilidade elevada e difícil precipitação da maioria dos seus compostos químicos em solução (FEITOSA *et al.*, 2008). O sódio é o principal responsável pelo aumento da salinidade das águas naturais do ponto de vista catiônico e concentrações elevadas tornam-se prejudiciais às plantas por reduzir a permeabilidade do solo (AUDRY; SUASSUNA, 1995).

Santos, Oliveira e Massaro (2000), ao avaliarem a salinização dos açudes do semiárido brasileiro por espectrometria de absorção atômica por plasma, concluíram que a maioria dos reservatórios de uso regular e irregular apresenta salinização ocasionada pelo aumento crescente da concentração de sódio. Os autores ainda observam a influência do pH nas concentrações de Ca e Mg, principalmente quando estão próximas dos limites de saturação.

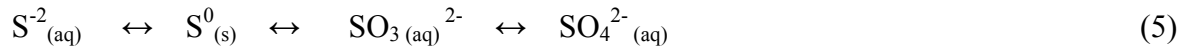
Geralmente, os sais de cálcio precipitam como carbonato de cálcio (CaCO_3). A ocorrência desse cátion (Ca^{2+}) acontece nos minerais de calcita, aragonita e dolomita, em rochas calcárias, sendo o plagioclásio anortítico e a apatita as maiores fontes de cálcio nas rochas ígneas e metamórficas (LIMA, 2008).

A dureza das águas é determinada pela presença de compostos de cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), bicarbonato (HCO_3^-), carbonato (CO_3^{2-}) e cloreto (Cl^-) (FRÍAS e PINILLA, 2019). Conforme Nanni (2008), a fonte dos elementos cálcio, magnésio e sódio estão relacionados com os silicatos presentes em diferentes rochas vulcânicas.

O cloro, na forma de íon cloreto (Cl^-), é um dos principais ânions inorgânicos em águas naturais e residuais. É altamente solúvel e deliquescente e muito estável em solução, não precipitando facilmente. Condições de seca extrema no nordeste brasileiro remetem à busca de alternativas como o uso de reservatórios não utilizados há anos, e, portanto, com alto índice de cloreto dissolvido, indicativo de poluição da água. Além disso, o intemperismo das rochas,

associado à lixiviação das rochas e do solo e o lançamento indiscriminado de efluentes domésticos (BARROSO *et al.*, 2010) pode agravar a ocorrência de águas cloretadas.

O enxofre pode ser encontrado na natureza em quatro estados de oxidação que se transformam entre si (5).



Dentre as quatro formas de enxofre, o sulfato é a mais comum e, em águas superficiais, ocorre através das descargas de esgotos domésticos e efluentes industriais (VAROL *et al.*, 2012).

Em águas naturais, o silício é encontrado no estado coloidal e em solução, sob a forma de partículas contendo os coloides de SiO_4H_4 . Isso se deve à estabilidade química na maioria dos minerais, além da baixa solubilidade dos compostos que forma a partir do intemperismo das rochas (HARASHIMA *et al.*, 2006). Concentrações maiores de silício iônico ($SiO_4H_3^-$) ocorrem em águas naturais fortemente básicas, bastante raras na natureza (JENNERJAHN *et al.*, 2006).

2.2.2 Constituintes menores

Os constituintes secundários apresentam menor concentração em águas superficiais e estão associados à via geológica ou antrópica (atividades industrial, comercial ou contaminações por ausência de saneamento básico). Apesar da baixa incidência, esses íons são importantes para a potabilidade da água, sendo que a determinação requer equipamentos mais sofisticados e manuseio mais complexo que a análise dos constituintes maiores (LACERDA; TELES; MOLISANI, 2007).

Certos micronutrientes são solubilizados por processos de transferência entre a rocha mãe e o meio aquoso, como por erosão das rochas e solos, havendo liberação desses nutrientes e posterior incorporação pelo ciclo hidrológico das bacias de drenagem. Além disso, há deposição atmosférica e remineralização dos compostos orgânicos oriundos da biomassa vegetal e animal, seguida de disponibilização dos constituintes da matéria orgânica em solução (SEITZINGER *et al.*, 2005).

Os compostos nitrogenados são mais facilmente difundidos ambientalmente e causadores de problemas eutróficos, como excessivas cargas de nutrientes (TOUHARI *et al.*, 2015). Açudes construídos no interior do estado do Ceará conferem que as maiores contribuições dos nutrientes de nitrogênio provêm dos solos e da agricultura, além da prática de pecuária. Conforme Kumar *et al.* (2011), o consumo de nitrogênio além dos padrões ambientais

sugere a incidência de metemoglobinemia (síndrome do bebê azul), câncer gástrico, doenças na tireóide e diabetes.

A concentração de carbonatos em águas naturais é estabelecida em função do pH, do gás carbônico livre e total (CO₂), temperatura e das espécies envolvidas em solução aquosa. Dentre esses fatores, a solubilidade dos carbonatos é mais influenciada pela variação da solubilidade do CO₂ (BORTOLIN *et al.*, 2014). Os compostos derivados de carbonatos são considerados menos solúveis que os de cloretos, devido aos fenômenos de oxidação nas zonas atravessadas pelas águas superficiais (REGINATO *et al.*, 2012).

Grupos de ortofosfatos são essenciais ao estudo hidroquímico das águas e indicativos da intervenção humana em mananciais. O aporte de fosfato em corpos aquáticos pode derivar da solubilização dos solos rasos, derivados das rochas anisotrópicas, características do semiárido cearense. A dissolução mineral é ocasionada por intemperismo químico (MORAIS, 2014).

2.3 Razões iônicas

Razões iônicas são relações entre íons quantificados em águas, originados por processos de salinização, eutrofização, diluição por inundações ou toxicidade por cianobactérias. As razões iônicas têm sido utilizadas como meio de obter uma visão dos processos hidrogeoquímicos envolvidos e controladores das variações na qualidade da água (MERCHÁN *et al.*, 2015).

O aumento da temperatura e da salinidade da água reduzem a concentração de gás carbônico no meio. Assim, tende a elevar a concentração molar cálcica com incremento de alcalinidade e dureza. Tal processo é ocasionado pelas variações climáticas no semiárido brasileiro e remete à ocorrência de certos mecanismos de troca dominantes (SILVA; CASÉ; LOPES, 2019). Ocorrem modificações com razões iônicas distintas, porém, destacam-se: $r[\text{Na}^+ + \text{K}^+]/[\text{Na}^+ + \text{K}^+ + \text{Ca}^{2+}]$ e $r\text{Cl}^-/[\text{Cl}^- + \text{HCO}_3^-]$. Essas razões caracterizam a presença de cátions móveis e a razão de troca de base com sedimentos (BOYD; TRUCKER; SOMRIDHIVEJ, 2016; JEPPESEN *et al.*, 2015). Elas certificam os processos hidroquímicos que sobressaem na bacia, através das variações nas composições iônicas e da determinação dos mecanismos de troca dominantes.

Caso haja antropismo nas proximidades do manancial, com aporte de águas residuais (de origem doméstica, agrônômica ou industrial), tem-se como resultado um aporte de cátions, fortalecendo a relação $r[\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}]/\text{HCO}_3^-$, além de contribuir com Cl⁻. No entanto,

se o intemperismo ocorrer em halita, há redução nas concentrações de Na^+ no solo por trocas com Ca^{2+} , enriquecendo o teor de sódio dissolvido na água e, então, favorecendo a razão $r\text{Na}^+/\text{Cl}^-$ (HAVENS; JEPPESEN, 2018).

Danelon e Moreira-Nordemann (1991) mediram as concentrações das espécies químicas SO_4^{2-} , NO_3^- , NH_4^+ , Na^+ e Cl^- nas águas pluviais e fluviais no vale do Rio Quilombo, região de Cubatão, SP. Através dos resultados encontrados, foi possível inferir um balanço iônico negativo para SO_4^{2-} e Cl^- e a razão entre eles $r\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$ maior que um. Os autores atribuíram o exposto à lixiviação dos solos de Cubatão, já que os íons analisados foram adsorvidos no mecanismo natural. Além disso, elevadas concentrações de SO_4^{2-} e NO_3^- foram achadas na atmosfera, o que contrariamente não resultou em acidez da água.

O aumento da salinização provoca redução na razão molar $r\text{Na}^+/\text{Cl}^-$, devido aos elevados níveis de cloreto. Lima (2015), ao avaliar as variações na qualidade da água de quatro reservatórios em Sergipe, comprovou esse fato, por ter evidenciado baixos valores das razões $r\text{Na}^+/\text{Cl}^-$. O autor observou que as águas do reservatório Jabiberi tiveram razões iônicas $r\text{Na}^+/\text{Cl}^-$ em torno de 1, o que pode ser atribuído à dissolução da halita. Os demais reservatórios tiveram redução significativa na concentração de Na^+ na água, apresentando razões inferiores a 1.

Ao realizar um estudo hidrogeológico e hidroquímico no estado do Rio Grande do Sul, Bortolin *et al.* (2014) observaram que as águas que circulam pelo aquífero são bicarbonatadas cálcicas ou magnesianas, as quais apresentam variações quanto à concentração dos íons e suas razões iônicas. Variações mais significativas encontradas pelos autores estão relacionadas às concentrações de magnésio, sódio, cloreto e sulfato, devido, principalmente, às diferentes entradas de água localizadas em diferentes derrames de rochas vulcânicas ácidas. As razões iônicas evidenciam o fluxo de água por rochas vulcânicas, com os valores: $r\text{Na}^+/\text{Cl}^-$ maior que 0,7; $r\text{Na}^+/\text{Ca}^{2+}$ menor que 1, $r\text{HCO}_3^-/\text{Ca}^{2+}$ em torno de 1,5 e $r\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$, $r\text{K}^+/\text{Na}^+$ e $r\text{Na}^+/\text{Ca}^{2+}$ na ordem de 0,258, 0,181 e 0,633, respectivamente. Isso demonstra razões coerentes com a literatura e indicam fluxo em basaltos, além de dissolução da calcita (referente à razão $r\text{HCO}_3^-/\text{Ca}^{2+}$).

2.4 Índices Climáticos

A irregularidade nas precipitações no Nordeste brasileiro remete a modificações constantes nos indicativos climáticos, além de impactar na temperatura do ecossistema, afetando ar, solo e água. Assim, o uso de índices climáticos nessa região é primordial para prévia caracterização da estação chuvosa e de mudanças espaço-temporais.

Os índices climáticos compreendem indicadores relativos às precipitações e temperaturas diárias em uma dada região de estudo, a fim de melhorar as estimativas referentes à estação chuvosa e, assim, verificar relações impactantes nos ciclos hidrológico, do solo e ar (SAMPAIO; COSTA, 2011).

Silva; Montenegro e Souza (2017) avaliaram a tendência dos índices de detecção de mudanças climáticas nas bacias hidrográficas do estado de Pernambuco e apresentaram onze índices climáticos dependentes da precipitação pluviométrica diária, assim como das temperaturas máxima e mínima ao decorrer dos cinquenta anos de verificação. Os autores concluíram que há mudança no clima das regiões analisadas, com indícios de aceleração no processo de aridez das bacias dos rios Ipanema, Brígida e Garças, além de tendência de aumento dos eventos extremos máximos de precipitação para as bacias dos rios Mundaú, Sirinhaém e Garças.

Outros índices de verificação climática foram estudados por Costa e Silva (2017) através da ferramenta Índice de Anomalia de Chuvas (IAC) no estado do Ceará, a fim de analisar a frequência e intensidade dos anos secos e chuvosos. Esse índice analisou dados pluviométricos de doze localidades do estado, em um intervalo de 38 anos de observação. Os pesquisadores concluíram que ocorreram mais anos de seca do que úmidos no Ceará e que o período de 1979 a 1993 foi classificado como o de seca mais severa e duradoura.

Outras regiões no mundo foram estudadas com o intuito de analisar situações de seca. Francisco (2016) analisou 16 estações climatológicas de um estado no México, a fim de defini-las quanto ao nível de aridez em um longo período de 65 anos. Dividindo as estações verificadas por zonas norte, centro e sul, o autor detectou situações de seca severa e seca extrema entre os anos 1950 a 1980 e 1981 a 2014, respectivamente. Um ano crítico foi o de 2011, pois foi comum à classificação de seca severa e extrema sendo, portanto, preocupante.

A fim de verificar as variações climáticas e suas interferências no ecossistema ocorridas no Oriente Médio, na região de Marrocos, Castro-Arazola *et al.* (2018) quantificaram o índice de aridez e os indicadores vegetais. Os autores observaram relação

inversa entre a aridez e o aumento do número de espécies no semiárido, como algumas espécies que mudaram da zona semiárida para o deserto, especialmente entre os anos de 2013 e 2014.

Kenawy *et al.* (2016) analisaram a variabilidade das condições de aridez no norte da África e certas regiões orientais, podendo concluir mudanças nas condições continentais e áridas na região. Por meio da aplicação de índices climáticos, foi possível inferir maior abrangência nas condições áridas principalmente no norte da África. Os autores concluíram que 92% do Iran teve o clima definido como árido e semiárido.

Dezesseis estações meteorológicas foram verificadas por Zarei, Shabani e Mahmoudi (2019), a fim de escolher o melhor índice a ser aplicado com os dados de 1967 a 2017. Os resultados mostraram, comparando o indicador desenvolvido pela United Nations Environment Programme (UNEP) em 1992 e o índice de Martonne modificado (MDM), que o índice climático mais adequado foi o índice de aridez do UNEP, pela análise dos métodos simples e múltiplos de equações estimativas gerais.

Com o intuito de analisar o nível de aridez das estações meteorológicas das maiores cidades da Sérvia central, Radaković *et al.* (2018) organizaram os dados de temperatura média mensal do ar e precipitação média mensal da região por um espaço de tempo de 66 anos. De acordo com a classificação de Martonne, o inverno foi extremamente úmido, a primavera e o outono também úmidos e o verão semi-úmido. Foi possível dizer que não houve mudança significativa na aridez durante o período.

Os estudos analisados informam a importância no uso dos índices climáticos como ferramenta de análise para determinação dos impactos hídricos, ocasionados por flutuações nos volumes pluviométricos, umidade do ar e aridez nos estados nordestinos. É primordial classificar os principais indicadores climatológicos responsáveis por alterações físicas nos ecossistemas, a fim de se estabelecer melhorias no controle hidrológico de reservatórios nesse cenário.

2.5 Correlações hidroclimáticas

A variabilidade hidroclimática causa desequilíbrios físico-químicos: menor dissolução de oxigênio dissolvido, dificuldade em solubilização, complexação e degradação das espécies químicas. Reservatórios mais rasos são mais vulneráveis ao aquecimento climático, entretanto, os mais profundos dissipam o calor mais lentamente (FELLER; KIMMINS, 1979; BERTOLO; HIRATA; FERNANDES, 2007; NASEEM; HAMZA; BASHIR, 2010).

O estudo de correlação entre dois ou mais fenômenos tem se tornado cada vez mais frequente na área de hidroclimatologia, por evidenciar uma égide interdisciplinar, através da análise integrada dos eventos propostos. As variáveis, quando analisadas em conjunto, permitem analisar as correlações positivas e negativas e o impacto delas no meio hídrico.

Fenômenos de precipitação pluviométrica podem causar excesso dos íons maiores em reservatórios ou redução considerável no volume hídrico. Dessa forma, a variabilidade temporal da precipitação pluviométrica condiciona regularmente as variações na dinâmica hidrológica das bacias (AMBRIZZI; SACCO; FERRAZ, 2014).

Conforme Christopherson (2012), os sistemas naturais podem ser classificados como sistemas abertos, com entrada e saída de fluxos de matéria e energia, indicando que nesses sistemas naturais a inter-relação formam as características do subsistema. Assim, há influência direta e indireta do perfil climático na hidroquímica das águas.

O potencial climático confere impactos hídricos que podem ser classificados em três tipos: básicos, orgânicos/inorgânicos e biológicos. Os parâmetros básicos incluem os físico-químicos e a disponibilidade de nutrientes no meio, ambos relacionados intrinsecamente com a temperatura, pH e solubilidade de oxigênio dissolvido.

A lixiviação do solo está intimamente relacionada com a qualidade do ar atmosférico, intensidade das chuvas e disponibilidade de gás carbônico. Estações de escassez hídrica remetem à redução do Carbono Orgânico Dissolvido (COD) e reduzem níveis de acidez na água, ocasionando menores emissões de enxofre iônico (ELIAS *et al.*, 2016).

Carbono Orgânico Total (COT) do solo apresenta concentrações maiores ao decorrer da seca, afetando diretamente a disponibilidade de nutrientes no meio hídrico, influenciando mobilidade de fósforo e aumentando as fosfatases, bem como níveis de nitrato e amônio extraíveis do solo. Períodos mais quentes oferecem maior mineralização, assim como maior carga de nutrientes nas águas e liberação de nitrogênio, fósforo e carbono da matéria orgânica do solo. Os microrganismos decompõem sedimentos dos rios e lagos, aumentando a temperatura interna e também os níveis de fósforo total na camada superficial, crescendo,

assim, o número de fitoplânctons e deteriorando a qualidade da água (HESSE; KRYSANIVA, 2016).

Alguns micropoluentes inorgânicos afetam integralmente a qualidade de reservatórios nordestinos, ocasionando incremento nas concentrações de bário, selênio e níquel. Os ânions são encontrados em menores quantidades: cromo, chumbo, mercúrio e cádmio. Alguns elementos traço são liberados, em condições de solo lixiviado: ferro, manganês, alumínio, lantânio, urânio, arsênio (ALVES *et al.*, 2010).

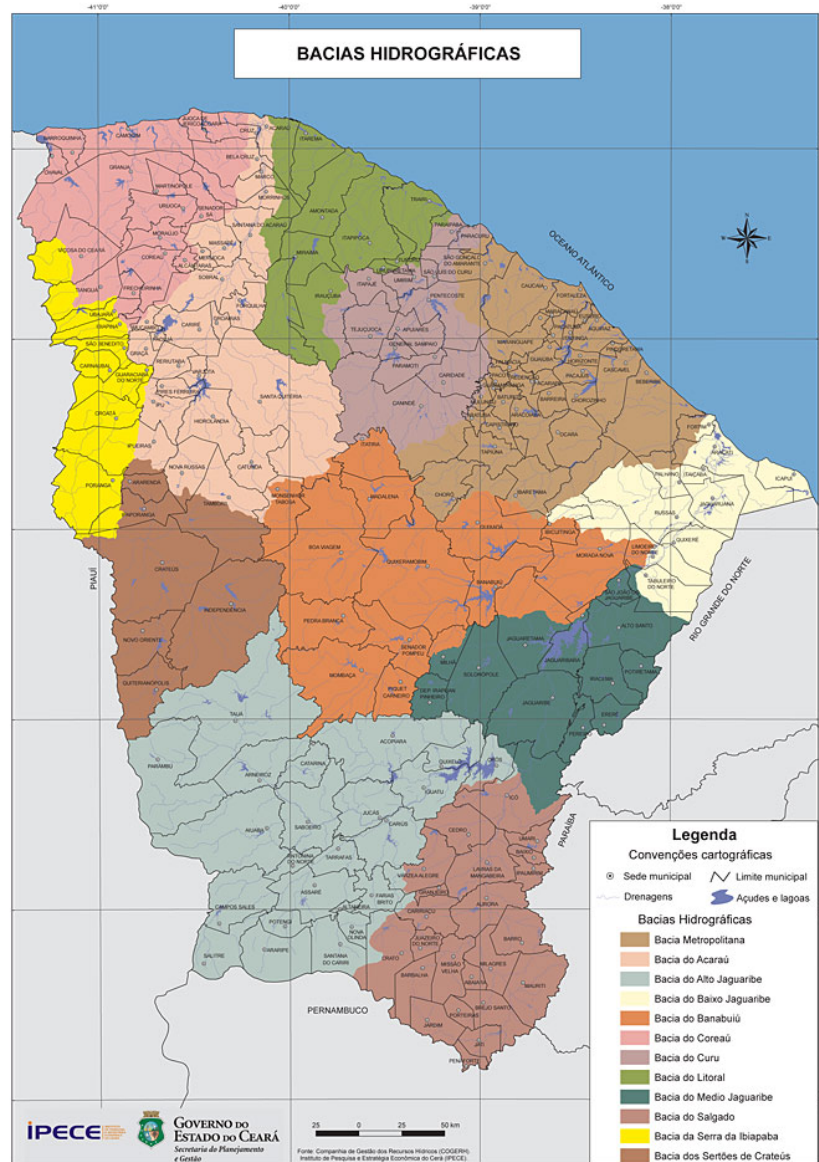
Micropoluentes orgânicos são causados por mudanças no destino de pesticidas, afetados continuamente por mudanças na sazonalidade, intensidade das chuvas e aumento da temperatura. Tais alterações reduzem a qualidade do solo, modificam sua estrutura orgânica, impedem a difusão de poluentes e, assim, aprisionam os pesticidas (CUNHA *et al.*, 2005).

3 METODOLOGIA

3.1 Localização e caracterização das áreas de estudo

O estado do Ceará é composto por doze bacias hidrográficas: Acaraú, Coreaú, Curu, Litoral, Metropolitana, Sertões do Crateús, Serra da Ibiapaba, Alto Jaguaribe, Médio Jaguaribe, Baixo Jaguaribe, Salgado e Banabuiú (Figura 4). As áreas objetos dessa pesquisa estão divididas entre as bacias Banabuiú (açudes Banabuiú e Pedras Brancas), bacia do Curu (Pentecoste) e bacia da Serra da Ibiapaba (reservatório Jaburu I).

Figura 4 - Localização geográfica das bacias hidrográficas no estado do Ceará.

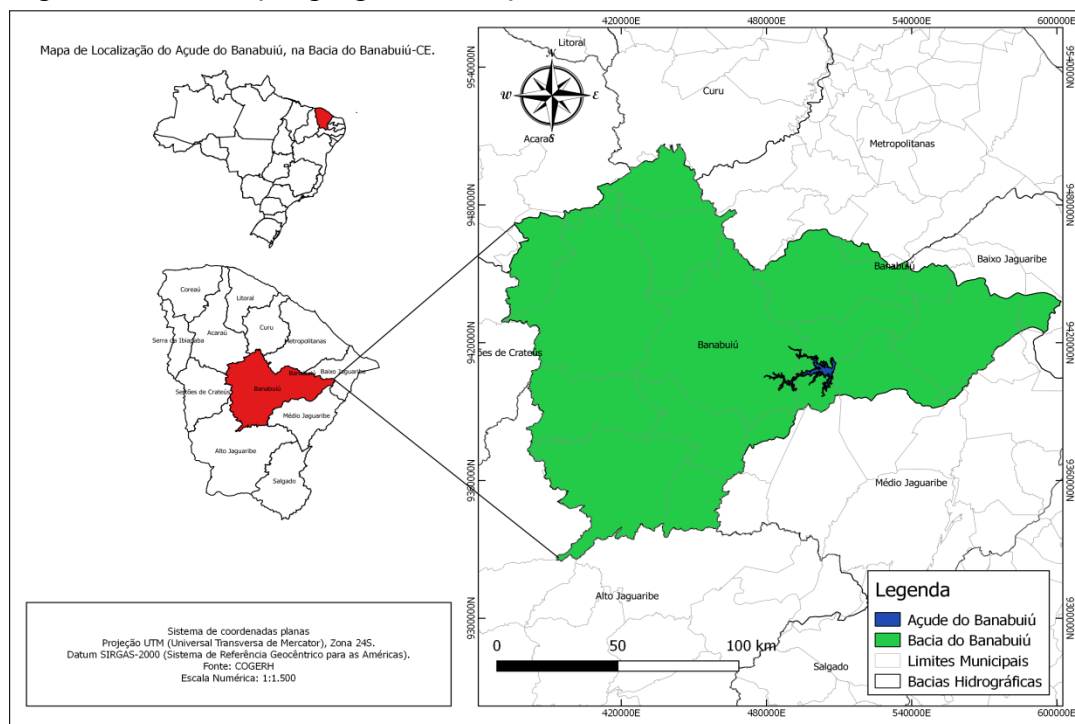


Fonte: <http://www2.ipece.ce.gov.br/atlas/capitulo1/12/129x.htm>

3.1.1 Açude Banabuiú

O açude Banabuiú, localizado em sua totalidade nos municípios de Banabuiú e Quixeramobim a 180 km de Fortaleza, Ceará, Brasil, é um reservatório do tipo Terra Zoneada, que barra o rio Banabuiú (Figura 5). Possui capacidade para 1.601 hm³, com vazão regularizada de 12,930 m³/s. O clima característico na região é tropical quente semiárido, com regime de chuva irregular e deficiência hídrica. O período mais chuvoso está compreendido entre fevereiro a abril e o mais seco entre agosto a novembro.

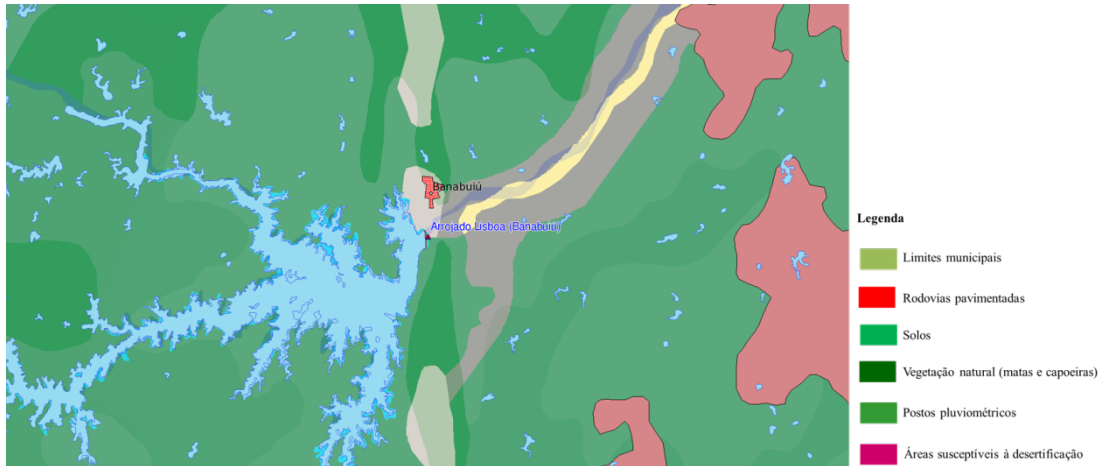
Figura 5 - Localização geográfica do açude Banabuiú.



Fonte: Adaptado de COGERH (2018).

A bacia do Banabuiú localiza-se na porção centro-leste do estado do Ceará, macrorregião do sertão central. Ao norte, limita-se com o município de Quixadá; ao sul, com os municípios de Milhã, Solonópole e Jaguaretama; ao leste, com os municípios de Jaguaretama e Morada Nova e, ao oeste, com Quixeramobim. A latitude do açude ao sul é 5° 18' 35" e a longitude a oeste é 38° 55' 14". As principais atividades antrópicas na região são agropecuária, comércio e serviços em geral. O uso e a ocupação do solo na região de Banabuiú apresenta vegetação natural de matas e capoeiras como predominantes (COGERH, 2018). A Figura 6 apresenta o mapeamento do uso e ocupação do solo para o açude Banabuiú.

Figura 6 - Mapeamento do uso e ocupação do solo do açude Banabuiú.



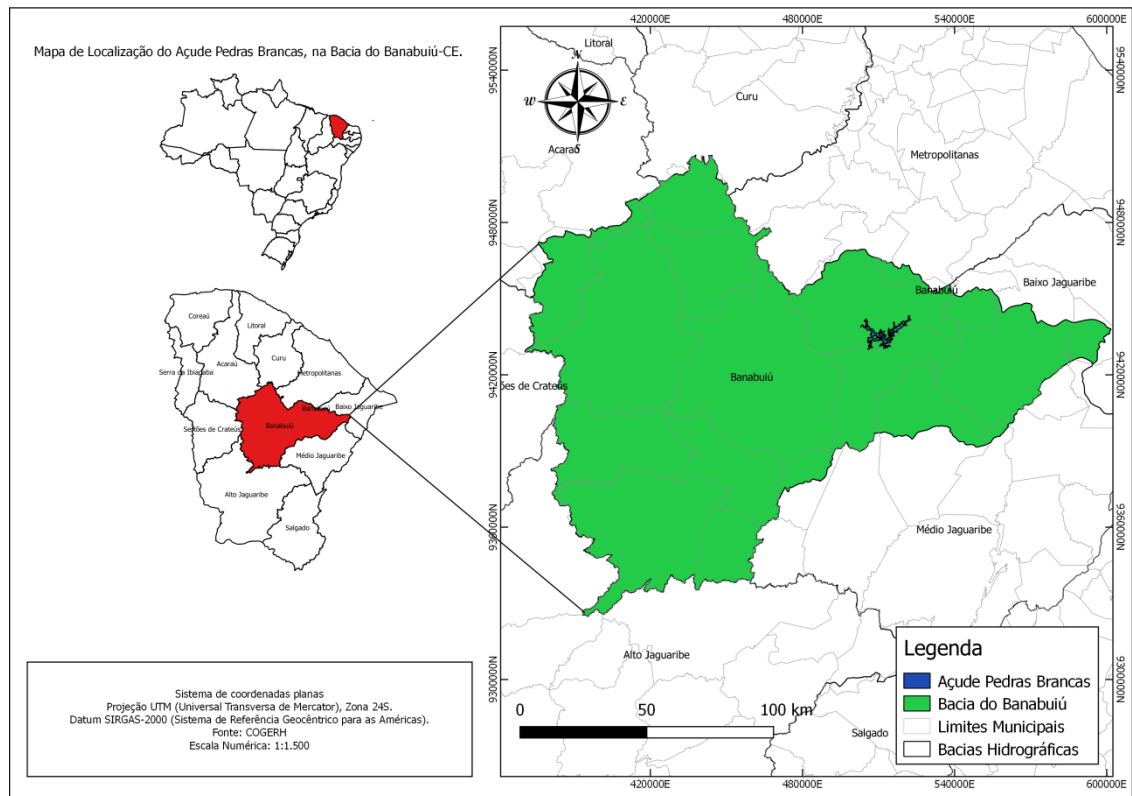
Fonte: SRH/CE (2019).

3.1.2 Açude Pedras Brancas

O açude Pedras Brancas está localizado no município de Quixadá, distante cerca de 195 km da capital de Fortaleza, Ceará, Brasil. Quixadá é a maior cidade do sertão central, com uma população de 85.371 habitantes e densidade demográfica de 39,91 hab/km². O reservatório tem capacidade de 434,1 hm³, com vazão de 2,21 m³/s, bacia hidrográfica de 1987,7 km² e bacia hidráulica de 7.300 hectares. As coordenadas geográficas de localização do barramento são 5° 09' 02" sul e 38° 52' 43" oeste.

O açude Pedras Brancas (Figura 7) barra o rio Sitiá, afluente do rio Banabuiú, com o objetivo de perenizar o próprio rio e irrigar as áreas aluvionares de jusante, reforçando a capacidade de irrigação do açude Banabuiú. Sua conclusão foi realizada em 1978, também visando à piscicultura e à irrigação de terras a montante. Com o 17º maior PIB do estado, maior renda *per capita* e maior IDH da Mesorregião dos Sertões Cearenses, Quixadá possui como atividades econômicas dominantes: o comércio, a avicultura, a indústria e o forte turismo da região. Na região, há predominância de agricultura (horticultura) e remanescentes florestais para o uso do solo (COGERH, 2018).

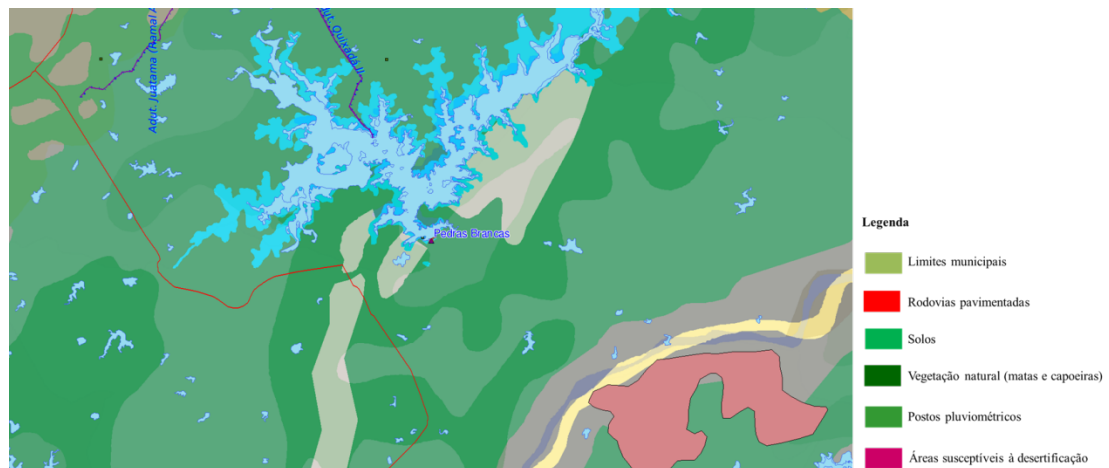
Figura 7 - Localização geográfica do açude Pedras Brancas.



Fonte: Adaptado de COGERH (2018).

Os terrenos da sub-bacia do Banabuiú são revestidos, predominantemente, por caatinga degradada, onde há certa frequência de cactáceas. Os tipos predominantes de vegetação são a Caatinga Arbustiva Aberta (no centro da bacia) e a Caatinga Arbustiva Densa (na maior parte das áreas leste e oeste da bacia), conforme menciona Fuck Júnior, 2008. A Figura 8 apresenta o mapeamento do uso e ocupação do solo para Pedras Brancas.

Figura 8 - Mapeamento do uso e ocupação do solo do açude Pedras Brancas.



Fonte: SRH/CE (2019).

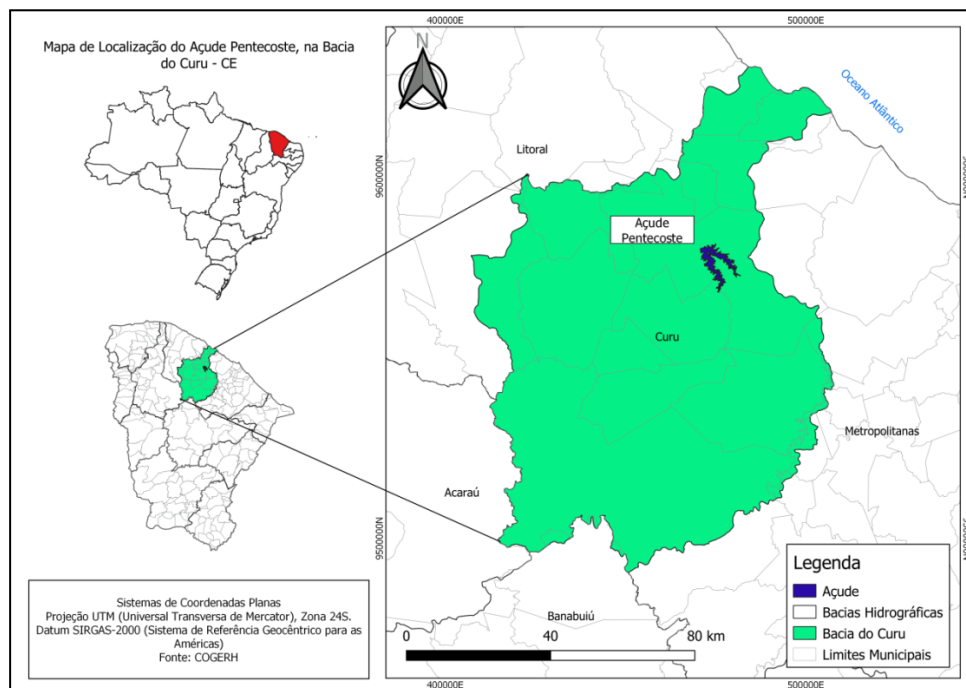
3.1.3 Açude Pentecoste

O açude Pereira de Miranda ou Pentecoste está localizado no município de Pentecoste, cerca de 85 km da cidade de Fortaleza, no estado do Ceará. O reservatório faz parte do complexo hidrográfico da bacia do rio Curu, que drena uma área de 8.528 km² e possui como rio principal o Curu, com 195 km de extensão (SRH/CE, 2018).

A construção do açude Pentecoste proporcionou a implantação de projetos agrícolas irrigados à jusante de sua barragem (Projeto Curu-Paraipaba) e atraiu o interesse de investidores para o potencial aquícola para tilapicultura e carcinicultura (OLIVEIRA, 2009). A representação esquemática da localização do reservatório Pentecoste está apresentada na Figura 9.

Presente no município de Pentecoste é o maior açude da bacia hidrográfica do rio Curu, com capacidade de 396 hm³. Sua construção foi realizada pelo DNOCS e foi concluída em 1957. As rochas cristalinas predominam na área e representam o aquífero fissural, o que atribui um potencial hidrogeológico baixo, mas com potencial para o abastecimento de pequenas comunidades ou reserva estratégica em longos períodos de estiagem (BRANDÃO; FERNANDO; BENVENUTI, 1998). A vegetação natural composta por matas e capoeiras é a dominante na região (COGERH, 2018).

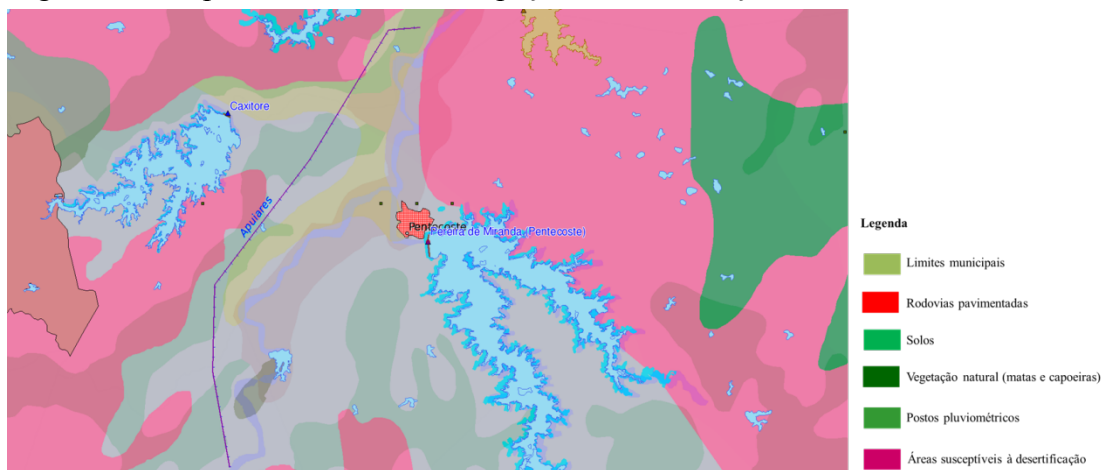
Figura 9 - Localização geográfica do açude Pentecoste.



Fonte: Adaptado de COGERH (2018).

Os tipos predominantes de vegetação são o Complexo Vegetacional da Zona Litorânea ao norte e a Caatinga Arbustiva Densa no centro e sudeste da bacia, além da Mata Seca a sudoeste (Serra do Machado), e da Mata Ciliar que margeia o leito do baixo curso do rio Curu, e que se encontra bastante degradada. A quase totalidade da área da bacia, especialmente seu alto e médio curso, apresenta altitude abaixo dos 200 m e relevo plano, predominando nesta área a Caatinga. A análise integrada da paisagem e dos componentes geoecológicos (geologia, geomorfologia, hidrologia, clima, solos e fitoecologia) que compõem o potencial natural e a exploração biológica derivada, mostra como se encontram os sistemas ambientais nesta região (Figura 10).

Figura 10 - Mapeamento do uso e ocupação do solo do açude Pentecoste.

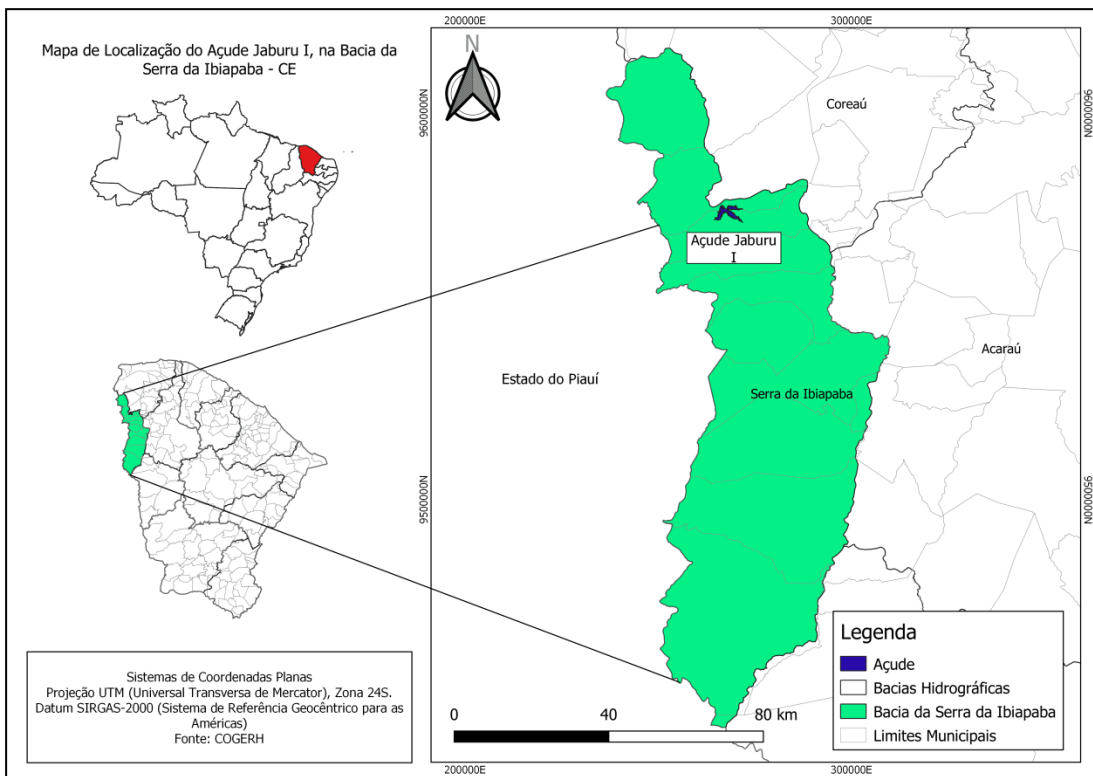


Fonte: SRH/CE (2019).

3.1.4 Açude Jaburu I

A bacia hidrográfica se constitui em um todo interconectado com espaços temporais mediante padrões, arranjos morfológicos e estruturais (TORRES; SOBRINHO, 2014). Dentre as doze bacias hidrográficas existentes no estado do Ceará, há a Bacia da Serra da Ibiapaba, limítrofe do estado do Piauí. Nela se encontra o reservatório Jaburu I, cuja representação está na Figura 11.

Figura 11 - Localização geográfica do açude Jaburu I.



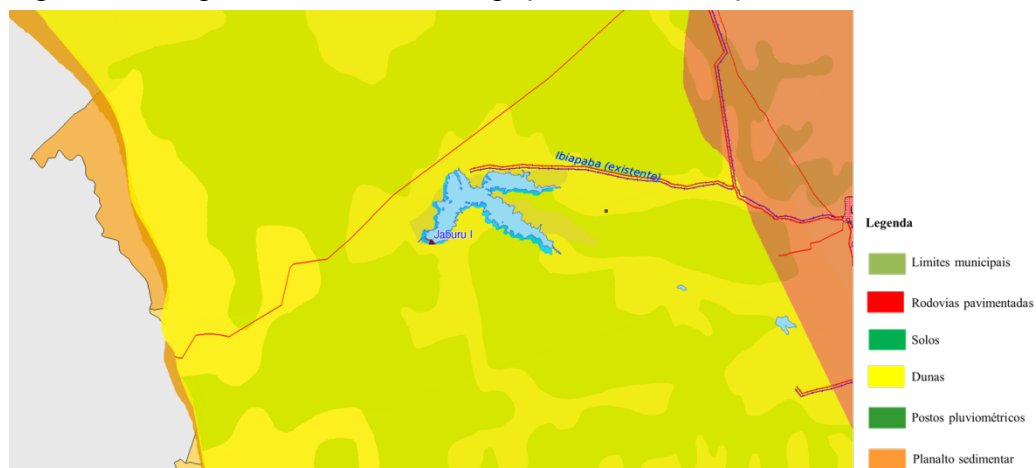
Fonte: Adaptado de COGERH (2018).

Jaburu I foi construído em 1983 entre os leitos dos riachos Jaburu e Pitanga, pertencendo, em sua maior parte, ao território de Ubajara (85%) e, em menor proporção, à Tianguá (15%). Possui capacidade de 210 hm³, vazão regularizada de 2,39 m³/s e altura total de 46 metros (SRH, 2018). Suas coordenadas geográficas são 3°51'0" ao sul e 41°5'13" a oeste do barramento.

O açude é o responsável pelo abastecimento de Viçosa do Ceará, Tianguá, Ubajara, Ibiapina, São Benedito, Guaraciaba do Norte e Carnaubal, por meio de uma adutora. Em Ibiapaba, além de fornecer água para o consumo humano e animal, ajuda na expansão da fronteira agrícola da região. O entorno apresenta vegetação natural característica, especialmente com matas e capoeiras (COGERH, 2018).

O solo do entorno do açude tem natureza sedimentar, especificamente nitossolo. Dentre as principais atividades do uso do solo, está a agricultura, com culturas anuais, temporárias e permanentes. A Figura 12 apresenta o mapeamento do uso e ocupação do solo para Jaburu I.

Figura 12 - Mapeamento do uso e ocupação do solo do açude Jaburu I.

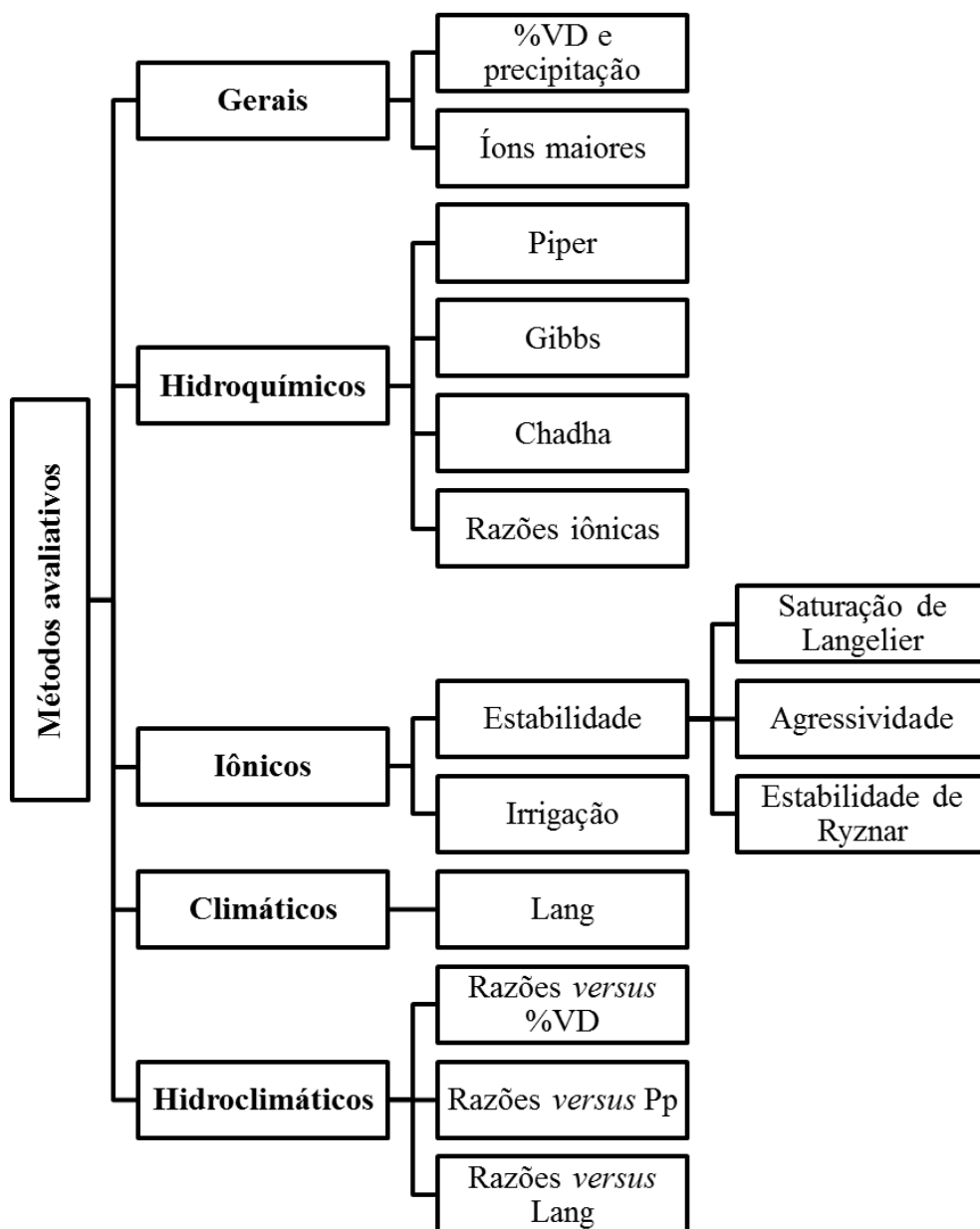


Fonte: SRH/CE (2019).

3.2 Parâmetros do estudo

Os parâmetros avaliados no estudo foram separados em quatro subdivisões com seus respectivos métodos. A Figura 13 apresenta o fluxograma com a metodologia aplicada na pesquisa.

Figura 13 - Fluxograma com a descrição dos métodos avaliativos aplicados no estudo.



Fonte: elaborado pela autora (2019).

3.2.1 Parâmetros Gerais

Os resultados dessa pesquisa são de origem secundária, obtidos a partir de um banco de dados disponibilizado pela Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (COGERH). A instituição fornecedora realizou a coleta das amostras com frequência trimestral, iniciando em fevereiro de 2005 até novembro de 2017 para os reservatórios Banabuiú, Pedras Brancas e Pentecoste. O açude Jaburu I teve a coleta de amostras entre fevereiro de 2008 a junho de 2018. As coletas das amostras ocorreram no período da manhã (entre 9h e 10h30) na área de tomada de água dos reservatórios, a uma profundidade de 30 cm abaixo da superfície da coluna líquida. Foram determinados em campo os parâmetros temperatura da água, pH e condutividade elétrica (CE). Em laboratório, foram analisados os sólidos totais dissolvidos (STD), dureza total (DT) e os íons maiores: 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^-). A metodologia utilizada nas análises laboratoriais seguiu a proposta por APHA (1998).

3.2.2 Parâmetros Hidroquímicos

Os resultados geoquímicos foram plotados no gráfico trilinear de Piper, usando o software *Diagrammes*. O diagrama de Piper apresenta triângulos que servem para classificar a água baseada nos cátions e ânions dominantes, o qual fornece a distribuição iônica total, isto é, indica a característica química da água e aponta semelhanças entre várias águas (CONCEIÇÃO; BONOTTO, 2002).

A fim de analisar quais os principais processos de trocas iônicas que ocorrem nas águas superficiais, foi plotado o diagrama de Gibbs, o qual permite avaliar a relevância dos mecanismos que controlam a composição química dos sais dissolvidos na água. Para Gibbs (1970), os principais mecanismos naturais que controlam a composição química das águas superficiais são: (I) precipitação atmosférica, responsável pela composição química dos mananciais, (II) intemperismo das rochas, em áreas de precipitação intermediária e (III) evaporação-cristalização, processo de maior influência em regiões áridas e semiáridas. As razões iônicas são computadas com concentrações dadas em mg.L^{-1} .

Como se trata de reservatórios localizados em uma região de variabilidade pluviométrica, sazonal e qualitativa, amostras semelhantes foram agrupadas no diagrama de Chadha (1999). O gráfico é baseado em distinções entre os eixos X e Y, os quais correspondem

à diferença entre os sedimentos alcalinos e metais alcalinos – coordenada X – e à diferença entre ânions de baixa e alta mobilidade – coordenada Y. A distinção entre os eixos bidimensionais é subdividida em oito subcampos, descritos a partir das diferenças entre concentrações dos metais alcalinos e alcalinos terrosos (eixo X) e entre os ânions derivados dos ácidos fracos e fortes. Os dados são expressos em % meq/L.

3.2.3 Índices Iônicos da Qualidade de Água

3.2.3.1 Índice de Saturação de Langelier

O índice de saturação de Langelier (IL) é um modelo do equilíbrio derivado de conceitos teóricos de saturação que indica o grau de saturação do carbonato de cálcio na água, representado pela diferença entre o pH medido na água e o pH de saturação da água contendo íons como Ca^{+2} , Mg^{+2} , HCO_3^- quando o sistema CO_3^{2-} versus CO_2 encontra-se em equilíbrio, conforme equação (3) (MESQUITA; KELLNER, 2015).

$$IL = \text{pH} - \text{pH}_{\text{saturação}} \quad (3)$$

Em que: *IL* é o Índice de Langelier (adimensional); *pH* é o potencial hidrogeniônico da amostra (adimensional); *pH_{saturação}* é o pH no qual ocorre a saturação do CaCO_3 (adimensional).

O *pH_{saturação}* pode ser obtido por coeficientes que dependem da temperatura da amostra, da alcalinidade, da dureza e da concentração de sólidos dissolvidos totais, conforme método proposto por Langelier (1936) e representado pela Equação (4).

$$\text{pH}_{\text{saturação}} = 9,3 + A + B - C - D \quad (4)$$

A, B, C e D são, respectivamente, parâmetros que dependem da concentração de sólidos dissolvidos totais (SDT), da temperatura (T), da concentração de cálcio e da alcalinidade total da água amostrada, sendo expressos pelas Equações (5), (6), (7) e (8).

$$A = \frac{\log(\text{SDT}) - 1}{10} \quad (5)$$

$$B = -13,12 \cdot \log(T + 273) + 34,55 \quad (6)$$

$$C = \log(\text{Ca}^{+2}) - 0,4 \quad (7)$$

$$D = \log (ALK) \quad (8)$$

SDT representa a concentração de sólidos dissolvidos totais (mg/L); T a temperatura da água (°C); Ca^{2+} a concentração de cálcio como $CaCO_3$ (mg/L); ALK a alcalinidade como $CaCO_3$ (mg/L).

Consoante o valor para o índice de Langelier obtido, a água pode encontrar-se em um dos três estados, expostos na Tabela 2.

Tabela 2 - Classificação do Índice de Saturação de Langelier (LSI).

LSI	Estado
LSI=0,5 a 20	Incrustação forte
LSI=0 a 0,5	Incrustação suave
LSI=-0,5 a 0	Balanceado (equilíbrio químico)
LSI=-2,0 a -0,5	Corrosão suave
LSI<-2,0	Corrosão severa

Fonte: adaptado de Mesquita e Kellner (2015).

3.2.3.2 Índice de Agressividade

A agressividade das águas está relacionada com a tendência para a corrosão dos materiais com que são postas em contato. Assim, as águas agressivas são as que mostram tendência para dissolver $CaCO_3$. O Índice de Agressividade (IA) observa os impactos do pH, alcalinidade e concentração de cálcio, verificando o nível da água em deteriorar estruturas constituídas por cimento-amianto (TAGHIPOUR *et al.*, 2012). A equação utilizada para o cálculo desse índice é apresentada a seguir (9):

$$IA = pH + \log [(ALK) \cdot (D_{Ca})] \quad (9)$$

Em que: pH é o valor do pH da amostra, (ALK) é a alcalinidade total em termos de $CaCO_3$ (mg/L) e (D_{Ca}) é a dureza do cálcio a partir da concentração de $CaCO_3$ (mg/L). A Tabela 3 apresenta como ocorre a interpretação dos valores obtidos pelo índice.

Tabela 3 - Classificação do Índice de Agressividade (IA).

IA	Estado
IA<10	Altamente agressiva (corrosiva)
LSI=10-12	Moderadamente agressiva
IA≥12	Não agressiva (incrustante)

Fonte: Albuquerque; Andrade (2002).

3.2.3.3 Índice de Estabilidade de Ryznar

Proposto em 1944 (FERRAZ, 2007; GRADES, 2004; MCNEILL, 2000), o Índice de Estabilidade de Ryznar aponta para o estado de saturação de carbonato de cálcio e determina a tendência corrosiva/incrustante. O Índice de Ryznar (RSI) está representado pela equação (10), enquanto que a interpretação dos resultados encontra-se na Tabela 4.

$$RSI = 2pH_s - pH \quad (10)$$

Em que pH é o valor do pH da amostra de água e pH_s é o pH de saturação calculado de acordo com a equação 10.

Tabela 4 - Classificação da água conforme Índice de Estabilidade de Ryznar (RSI).

RSI	Indicação
RSI<4	Incrustação severa
RSI=4-5	Incrustação forte
RSI=5-6	Incrustação leve
RSI=6-7	Balanceado
RSI=7-7,5	Corrosão moderada
RSI=7,5-9	Corrosão forte
RSI>9	Corrosão severa

Fonte: Cavazzana *et al.* (2012).

3.2.3.4 Índice de qualidade da água para uso na irrigação

O Índice de qualidade da água para uso na irrigação é uma verificação da composição química da água através da relação entre os íons solúveis existentes. Assim, a Razão de Adsorção de Sódio (RAS) é uma importante ferramenta para qualidade da água em relação à presença do íon sódio (SPOSITO; MATTIGOD, 1977).

O conceito de RAS foi desenvolvido inicialmente por Richards (1954), mas com algumas limitações: cálcio e magnésio teriam a mesma seletividade de troca iônica o que não é verdade, pois, para uma mesma RAS a adsorção de sódio cresce ao aumentar a relação rMg^{2+}/Ca^{2+} ; não considera a precipitação dos sais – fenômeno que aumenta o risco de sodicidade; o erro conceitual da classificação pois o risco de sodicidade será menor quanto maior for o risco de salinidade (MAIA; MORAIS; OLIVEIRA, 1998).

O termo SAR significa *Sodium Adsorption Ration* ou Razão de Adsorção de Sódio (RAS) e consiste em uma ferramenta utilizada para a classificação das águas para fins de irrigação, juntamente com a condutividade elétrica. O SAR é uma razão que indica a porcentagem de sódio contido na água que pode ser adsorvido pelo solo, podendo ser calculado pela equação a seguir (11):

$$RAS = \frac{rNa^+}{\frac{\sqrt{r(Ca^{+2} + Mg^{+2})}}{2}} \quad (11)$$

A classificação das águas para irrigação é determinada pela concentração de alguns íons, tais como o sódio, potássio, cloreto, sulfato e borato, e parâmetros como os sais dissolvidos, condutividade elétrica e a concentração total de cátions, que influenciam de maneira diferenciada no crescimento de cada espécie vegetal (GHALIB, 2017). Dentre os critérios para classificação da água para fins de irrigação, um dos mais aceitos atualmente é a classificação proposta pelo United States Salinity Laboratory (USSL). Esta classificação baseia-se na Razão de Adsorção de Sódio (RAS) e na condutividade elétrica da água.

Nesse trabalho, será utilizada a ferramenta Razão de Adsorção de Sódio (RAS) com auxílio do software *QualiGraf 2017*, cuja disposição dos dados é feita por meio de gráficos. O programa calcula o SAR e mostra, na forma tabular e gráfica, a categoria de cada amostra na classificação do USSL.

3.2.4 Índices Climáticos utilizados na pesquisa

3.2.4.1 Índice de Aridez de Lang

Aridez é a característica do clima que relaciona a insuficiência de precipitação adequada para manter uma vegetação. O grau de aridez de certa região depende da quantidade de água proveniente da precipitação e da perda máxima possível de água através da evaporação e transpiração (FERNANDES *et al.*, 2009). Tomando em consideração a dificuldade do cálculo

da evaporação, muitas aproximações foram usadas para determinar um valor de substituição de evaporação com outras variáveis meteorológicas. Atualmente, os índices de aridez são usados para rastreamento e mapeamento da mudança climática regional (RADAKOVIĆ *et al.*, 2018). Um tipo bem conhecido dessa categoria é o Índice de Aridez de Lang.

O Índice de Aridez de Lang foi desenvolvido em 1920 (*Lang's Rainfall Index - LRI*) como uma aproximação usada para determinar um valor de substituição de evaporação com outras variáveis meteorológicas. A equação (1) representa a classificação do LRI:

$$IA_L = \frac{P}{T} \quad (1)$$

Em que: P = precipitação anual (mm) e T = temperatura média anual (°C)

Os valores obtidos são verificados conforme a classificação apresentada na Tabela

5.

Tabela 5 - Classificação do Índice de Precipitação de Lang (LRI).

LRI	Classificação
>160	Úmido
160 a 100	Úmido temperado
100 a 60	Temperado quente
60 a 40	Semiárido
0 a 40	Árido

Fonte: Ometto (1981).

3.2.5 Correlações Hidroclimáticas

3.2.5.1 Análises de correlação

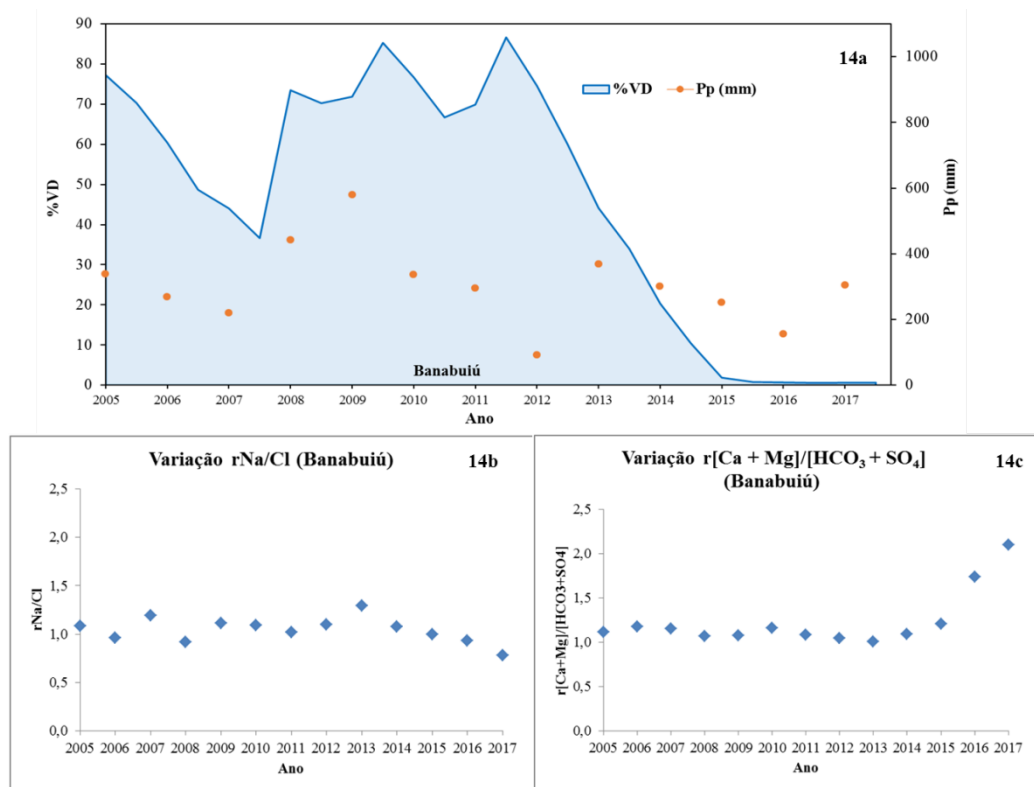
Correlações hidroclimáticas foram realizadas, a fim de verificar quais parâmetros discutidos nessa pesquisa apresentariam interação positiva, utilizando-se o programa Excel versão Windows 2010.1. As principais razões iônicas foram inter-relacionadas com o percentual de volume hídrico disponível (%VD), a precipitação volumétrica e o índice de Lang. Um valor de α de 0,05 foi adotado como o perfil crítico para todos os testes estatísticos, dando um nível de confiança de 95%.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Parâmetros gerais

A precipitação média no período de estudo foi de 304 (± 122) mm/ano nos postos próximos ao Banabuiú. Cabe destacar que o ano de 2012 foi particularmente seco, com precipitação média cerca de 75% abaixo da normal. No período subsequente (2013 a 2017), o déficit se manteve cerca de 30% abaixo. Esse fato, associado às elevadas taxas de evaporação e aos usos consuntivos levaram ao rápido abatimento do volume disponível, representado por %VD de 45,6% ($\pm 31,2$). A Figura 14 mostra a variação do %VD e da precipitação no reservatório, além das séries temporais das razões iônicas calculadas, durante os anos de estudo. Valores acima de 1 da razão $r_{Na/Cl}$ podem ser observados entre 2012 e 2013, sugerindo que o mecanismo dominante é precipitação ou dissolução em rocha ou solo. Anos mais secos ocorrem em 2015, 2016 e 2017, com maior incidência dos íons Ca^{2+} e Mg^{2+} , inferindo troca de Na^+ por esses cátions na argila do solo.

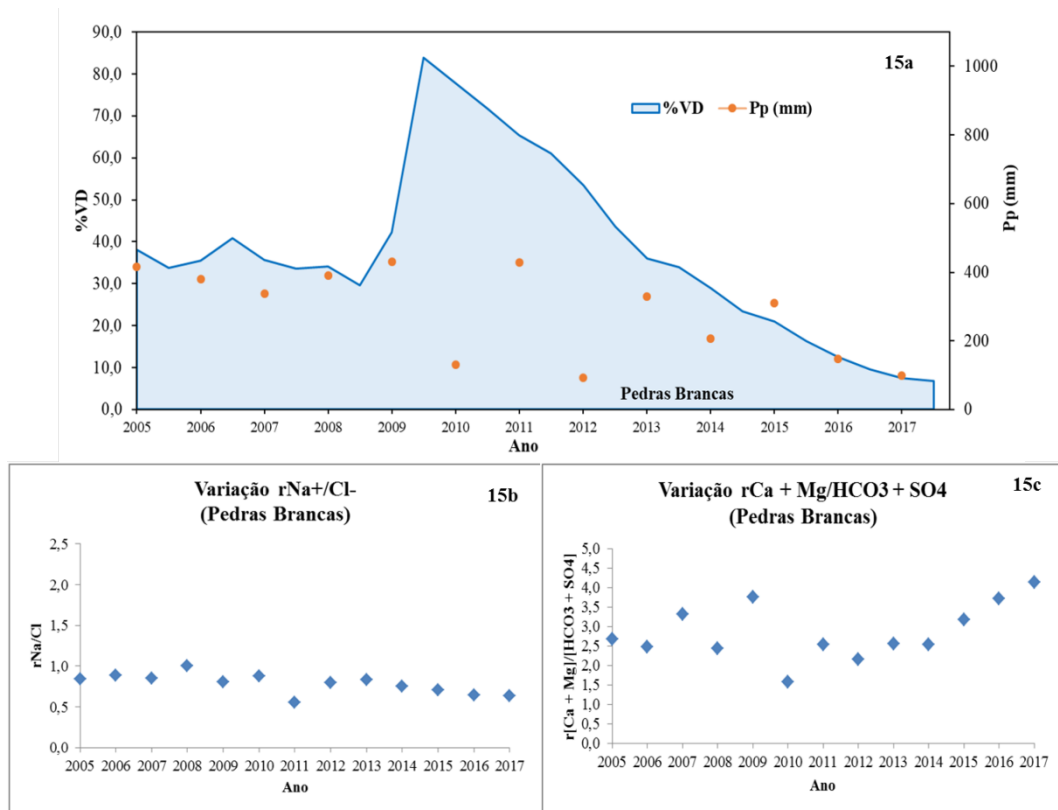
Figura 14 - Variação do volume disponível e da precipitação nos postos próximos ao Banabuiú (14a), variação $r_{Na/Cl}$ anual (14b) e variação $r_{[Ca + Mg]/[HCO_3^- + SO_4^{2-}]}$ anual (14c).



Fonte: elaborado pela autora (2019).

Pedras Brancas apresentou precipitação média de 285 mm/ano (± 130) durante os anos analisados. Comparando com o período de 1980 a 2000, o reservatório apresentou média de precipitação 15% inferior, devendo ser destacado o ano de 2012, ano particularmente seco com chuvas 65% abaixo da média histórica. O fenômeno de evaporação, causado especialmente pela ação dos ventos, foi responsável pela redução significativa do volume disponível: 37,5% ($\pm 21,0$). A Figura 15a representa a relação entre %VD e precipitação, para o Pedras Brancas. Conforme as Figuras 15b e 15c, a série temporal de $r_{Na/Cl}$ apresenta valores abaixo de 1, indicando acúmulo de Cl^- e de cátions móveis, como Ca^{2+} e Mg^{2+} .

Figura 15 - Variação do volume disponível e da precipitação nos postos próximos ao Pedras Brancas (15a), variação $r_{Na/Cl}$ anual (15b) e variação $r[Ca + Mg]/[HCO_3^- + SO_4^{2-}]$ anual (15c).

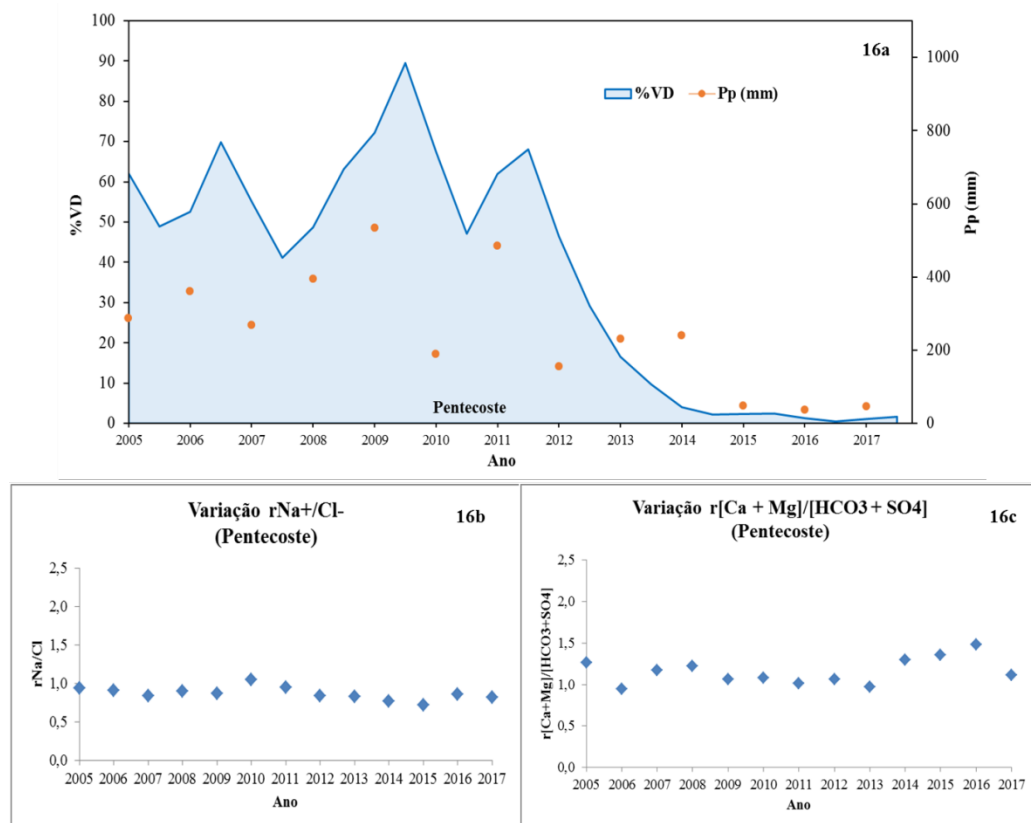


Fonte: elaborado pela autora (2019).

O reservatório Pentecoste apresentou, entre o período analisado, um volume de precipitação média de 252 (± 161) mm/ano em suas proximidades (Figura 16a). Construído desde 1957, o açude apresenta um nível hídrico de 54,40 m, com nível de água médio de 56,53%. Com um volume atual de 11,5%, as médias pluviométricas entre o período de 1985 a 2004 variaram entre 25 a 32%, respectivamente (COGERH, 2018). Isso demonstrou uma

redução no volume de 28%, em relação ao período analisado nesse estudo. Conforme informa a Figura 16b, valores da razão $r\text{Na}/\text{Cl}$ próximos a 1 indicam o acúmulo de Na e ocorre saturação nos sítios de adsorção de argila. Também há absorção de Ca^{+2} e Mg^{+2} e excesso desses íons nos sítios químicos com aporte de Na^+ (Figura 16c).

Figura 16 - Variação do volume disponível e da precipitação nos postos próximos ao Pentecoste (16a), variação $r\text{Na}/\text{Cl}$ anual (16b) e variação $r[\text{Ca} + \text{Mg}]/[\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}]$ anual (16c).

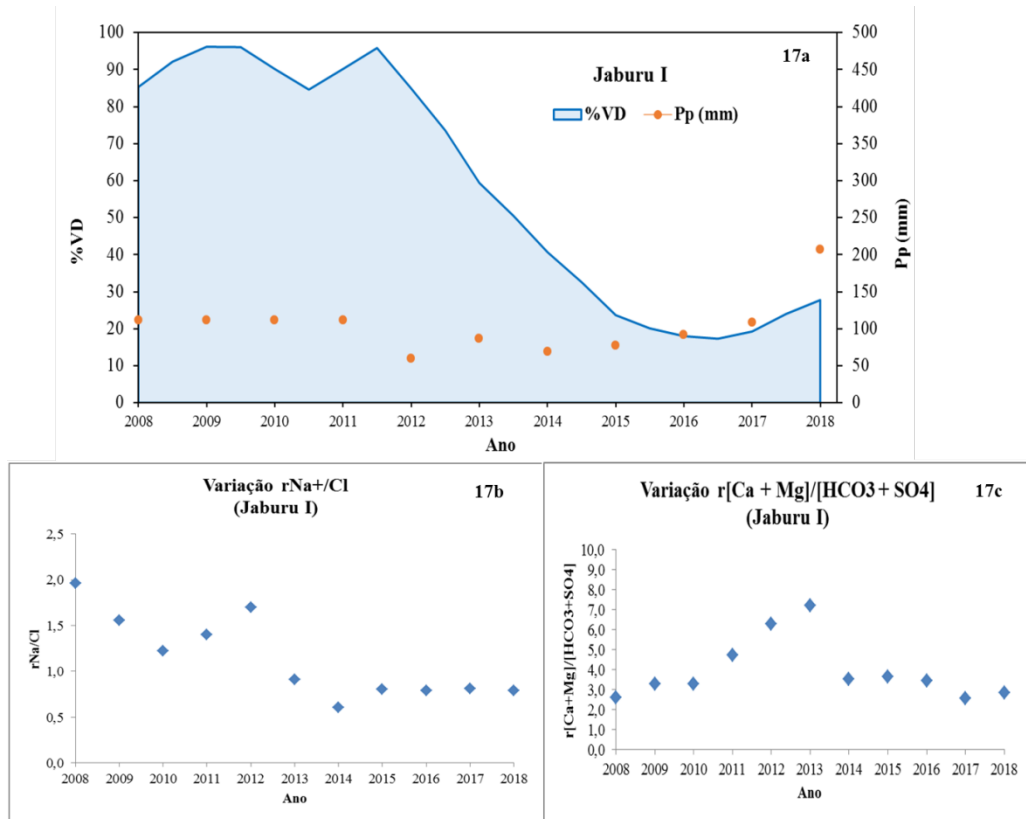


Fonte: elaborado pela autora (2019).

Na última década, as precipitações no Jaburu I foram irregulares, havendo um sangramento em 2009 devido à precipitação de 1453 mm em Ibiapaba. A média dos valores de precipitação obtida ao decorrer do período analisado foi 104 (± 39) mm/ano. Entre os anos 2012 a 2018, a precipitação média teve um aumento significativo apenas em 2017 e 2018. O ano mais crítico foi o de 2012, com chuvas anuais da ordem de 365,31 mm, em média (COGERH, 2018). Conforme observado na Figura 17a, o percentual de volume disponível (%VD) foi decrescente a partir de 2012, apesar da leve melhora pluviométrica observada nos dois últimos anos. Além disso, o processo de lixiviação permite excesso de Ca^{+2} e Mg^{+2} , o que provoca absorção desses cátions pela água e liberação de Na^+ . Após isso, a troca reversa causa

dissolução dos cátions e retorno do sódio ao solo. Tais mecanismos são expressos através dos valores das razões iônicas temporais, ilustradas nas Figuras 17b e 17c.

Figura 17 - Variação do volume disponível e da precipitação nos postos próximos ao Jaburu I (17a), variação $r_{Na/Cl}$ anual (17b) e variação $r_{[Ca + Mg]/[HCO_3^- + SO_4^{2-}]}$ anual (17c).



Fonte: elaborado pela autora (2019).

Os parâmetros avaliados foram representados em termos de concentrações mínimas, máximas e médias das análises físico-químicas e dos íons observados para cada reservatório, durante o período analisado, descritos na Tabela 7. Foi observado que não houve diferença significativa (com base em ANOVA, $p > 0,05$) entre os resultados do primeiro e segundo semestres de cada ano. Os reservatórios apresentaram médias semelhantes de temperatura, na faixa de 28°C, com exceção do Jaburu I (25°C). Os valores médios de pH corroboram com o comportamento espacial e sazonal da bacia estudada por Liu; Chan (2016), quando obtiveram pH máximo de 8.80 – por ocorrência de hidrólise do carbonato e bicarbonato, com liberação de hidroxila no meio aquoso.

Tabela 6 - Estatística descritiva dos parâmetros de qualidade da água nos reservatórios.

Parâmetros ^a	Banabuiú				Pedras Brancas			
	μ	σ	Min	Max	μ	σ	Min	Max
Temp.	28,7	1,0	26,7	31,1	28,7	1,1	26,6	30,4
pH	8,1	0,4	7,3	9,0	8,4	0,3	7,7	9,0
CE	513	262	290	1203	1254	845	275	3421
STD	336	164	197	771	806	522	195	2120
HCO ₃ ⁻	134,3	14,0	112,8	181,8	93,4	26,8	60,8	157,3
CO ₃ ²⁻	9,8	2,6	5,4	16,0	26,7	22,2	0,0	78,0
Cl ⁻	80,8	36,7	31,7	168,5	330,7	252,3	38,2	1007,7
SO ₄ ²⁻	10,9	5,5	4,6	24,6	3,3	2,9	0,3	7,7
NO ₃ ⁻	0,55	0,39	0,06	1,50	0,41	0,11	0,09	0,64
Na ⁺	52,8	19	25	88,4	156	98,5	29	395
K ⁺	11,5	3,4	6,2	18,2	25,7	11,1	5,6	49,0
Ca ²⁺	26,7	6,3	19,2	48,2	31,5	8	16,5	47,7
Mg ²⁺	20,4	8,4	13,1	41,6	38,7	28,2	10	115,7
DT	150,5	47,7	119,9	291,1	237,8	127,9	94,2	577,9
	Pentecoste				Jaburu I			
	μ	σ	Min	Max	μ	σ	Min	Max
Temp.	28,8	0,6	27,9	30	25,2	0,8	21,8	26,4
pH	8,3	0,3	7,7	9,1	7,7	0,3	7,1	8,3
CE	776	9,8	195,6	884,7	243,4	19,5	140	419,5
STD	339,6	7,3	195	692,5	152,9	5,0	92,2	226
HCO ₃ ⁻	103,0	9,9	72,3	153,9	5,4	0,2	4,3	6,3
CO ₃ ²⁻	3,4	0,7	0,2	3,8	27,9	4,2	22,5	37,8
Cl ⁻	174,8	9,8	51,1	785,8	56,1	17,9	33,7	86,3
SO ₄ ²⁻	20,7	5,1	3,9	28,5	9,4	2,8	6	17
NO ₃ ⁻	0,1	0,1	0,0	0,2	0,8	0,2	0,4	1,2
Na ⁺	94,1	8,1	27,4	370	38,4	10,3	18,2	64,4
K ⁺	11,4	9,3	4,6	37,3	5,9	0,8	4,1	7,7
Ca ²⁺	18,6	2,6	15,4	27,2	9,8	5,4	4,9	29,1
Mg ²⁺	14,9	6,7	3,5	32,4	7,8	4,6	2,4	24,1
DT	134,2	7,7	15,4	392,1	36,5	24,5	17,1	55,8

^aUnidades: mg/L, exceto temperatura (°C), pH (adimensional), CE (μ S/cm) e dureza total (mg CaCO₃/L).

O reservatório Pedras Brancas ultrapassou o valor máximo permitido para Sólidos Totais Dissolvidos (STD) pela Resolução CONAMA 357/2005, que é de 500 mg.L^{-1} . A elevada concentração de Sólidos Totais Dissolvidos (STD) é característica da incidência de fontes antropogênicas na região, como o lançamento indiscriminado de esgoto doméstico e a ocorrência de atividades agrícolas (TOUHARI *et al.*, 2015). Além disso, a elevada salinidade local e estresse osmótico afetam a composição e a diversidade da biota, assim como a estrutura e hidrodinâmica dos açudes estudados (HAVENS; JEPPESEN, 2018).

Os valores de STD foram refletidos na condutividade elétrica (CE), sendo também maior nas águas do Pedras Brancas e do Pentecoste. Entretanto, a razão STD/CE apresentou média de 0,66 ($\pm 0,10$), sem diferença significativa entre os reservatórios, com base em teste de ANOVA ($p = 0,719$). O incremento de STD nos reservatórios, bem como da CE, correlacionou negativamente com o volume disponível nos reservatórios (%VD). Com nível de significância de 0,05 os valores de r foram, para STD e CE: -0,807 e -0,826; -0,733 e -0,717; -0,728 e -0,881; -0,919 e -0,932.

Em termos de dominância iônica, Banabuiú apresentou a seguinte relação predominante entre os cátions: $r\text{Na}^+ > r\text{Mg}^{2+} > r\text{Ca}^{2+} > r\text{K}^+$ (40,4; 29,5; 24,6 e 5,6%, respectivamente) e entre os ânions: $r\text{HCO}_3^- > r\text{Cl}^- > r\text{CO}_3^{2-} > r\text{SO}_4^{2-} > r\text{NO}_3^-$ (45,2; 43,4; 6,7; 4,5; 0,2%, respectivamente). Conforme Kaushal *et al.* (2017), o intemperismo químico é ocasionado por reações de troca iônica em resposta à salinização, liberando mais cátions móveis, como Na^+ , Mg^{2+} e Ca^{2+} . Outros íons (Si e K^+) apresentam menor representatividade devido à oxidação da matéria orgânica, havendo remineralização subsequente por algas e outros organismos terrestres, o que não permite a ressuspensão dessas espécies em meio aquoso. Barreto (2009) no açude Carira, em Sergipe, verificou valores mais semelhantes de sulfato ao de Banabuiú aqui observados, chegando até $264,3 \text{ mg.L}^{-1}$ no período seco.

Para Pedras Brancas, as relações entre os íons foram: $r\text{Na}^+ > r\text{Mg}^{2+} > r\text{Ca}^{2+} > r\text{K}^+$ (53,8; 24,8; 15,7 e 5,8%, respectivamente) e $r\text{Cl}^- > r\text{HCO}_3^- > r\text{CO}_3^{2-} > r\text{SO}_4^{2-} > r\text{NO}_3^-$ (75,3; 16,4; 7,6; 0,6; 0,2%, respectivamente). Os níveis de cloreto superiores são indicativos da incidência de salinização, o que induz à redução de biodiversidade, clorofila *a* e nutrientes nas águas superficiais, em detrimento de aumento da turbidez abiótica e da mistura completa dos sedimentos, causando ressuspensão pelo vento ou peixes (JEPPESEN *et al.*, 2015). Ao estudarem as águas do rio Acaraú, Lobato *et al.* (2008) observaram uma concentração baixa dos sais de sulfato, em média $11,5 \text{ mg.L}^{-1}$, próximos aos encontrados no açude Pedras Brancas.

A variabilidade iônica em Pentecoste indica a dominância dos cátions maiores $r\text{Na}^+ > r\text{Ca}^{2+} > r\text{Mg}^{2+} > r\text{K}^+$ (42,02; 30,41; 25,12; 3,0%, respectivamente) e dos ânions: $r\text{Cl}^- >$

$r\text{HCO}_3^- > r\text{SO}_4^{2-} > r\text{CO}_3^{2-} > r\text{NO}_3^-$ (58,32; 34,01; 7,00; 1,04; 0,02%, respectivamente). A redução do volume hídrico no reservatório confere aumento na biomassa de cianobactérias e o desequilíbrio iônico, levando a casos de toxicidade e estresse osmótico e à baixa resiliência do ecossistema (DALEY; POTTER; MCDOWELL, 2009). A ordem decrescente dos ânions indica que houve intemperismo químico, fortalecendo a relação $[\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}]/\text{HCO}_3^-$ e contribuindo com Cl^- .

A tendência relativa entre os cátions maiores no açude Jaburu I foi distribuída conforme a disposição $r\text{Na}^+ > r\text{Ca}^{2+} > r\text{Mg}^{2+} > r\text{K}^+$ (62,3; 16,1; 13,22 e 9,01%, respectivamente). Mananciais com condutividade elétrica (CE) baixa ($\text{CE} \leq 750 \mu\text{S}/\text{cm}$) podem ter predominância de Na^+ sobre Ca^{2+} e Mg^{2+} durante o período chuvoso (por ter maior solubilidade aquosa), além de Mg^{2+} e Cl^- sobre Ca^{2+} em épocas com maior estiagem. Entre os ânions, a ordem decrescente das concentrações foi $r\text{Cl}^- > r\text{CO}_3^{2-} > r\text{SO}_4^{2-} > r\text{HCO}_3^- > r\text{NO}_3^-$ (56,2; 28,4; 10,03; 5,14; 1,06%, respectivamente). Conforme Hosseini; Johnston; Lindenschmidt (2017), concentrações inferiores de NO_3^- e PO_4^{3-} ocorreram em consequência do aumento da temperatura do ar e da água, devido ao aquecimento global. Além disso, a redução na concentração de nutrientes pode ser resultado do crescimento dos fitoplânctons, havendo consumo de nutrientes pelas algas. Baixos níveis de bicarbonato reduzem o tamponamento no meio, ocasionando em águas mais ácidas que as dos reservatórios da região (MOSS *et al.*, 2010).

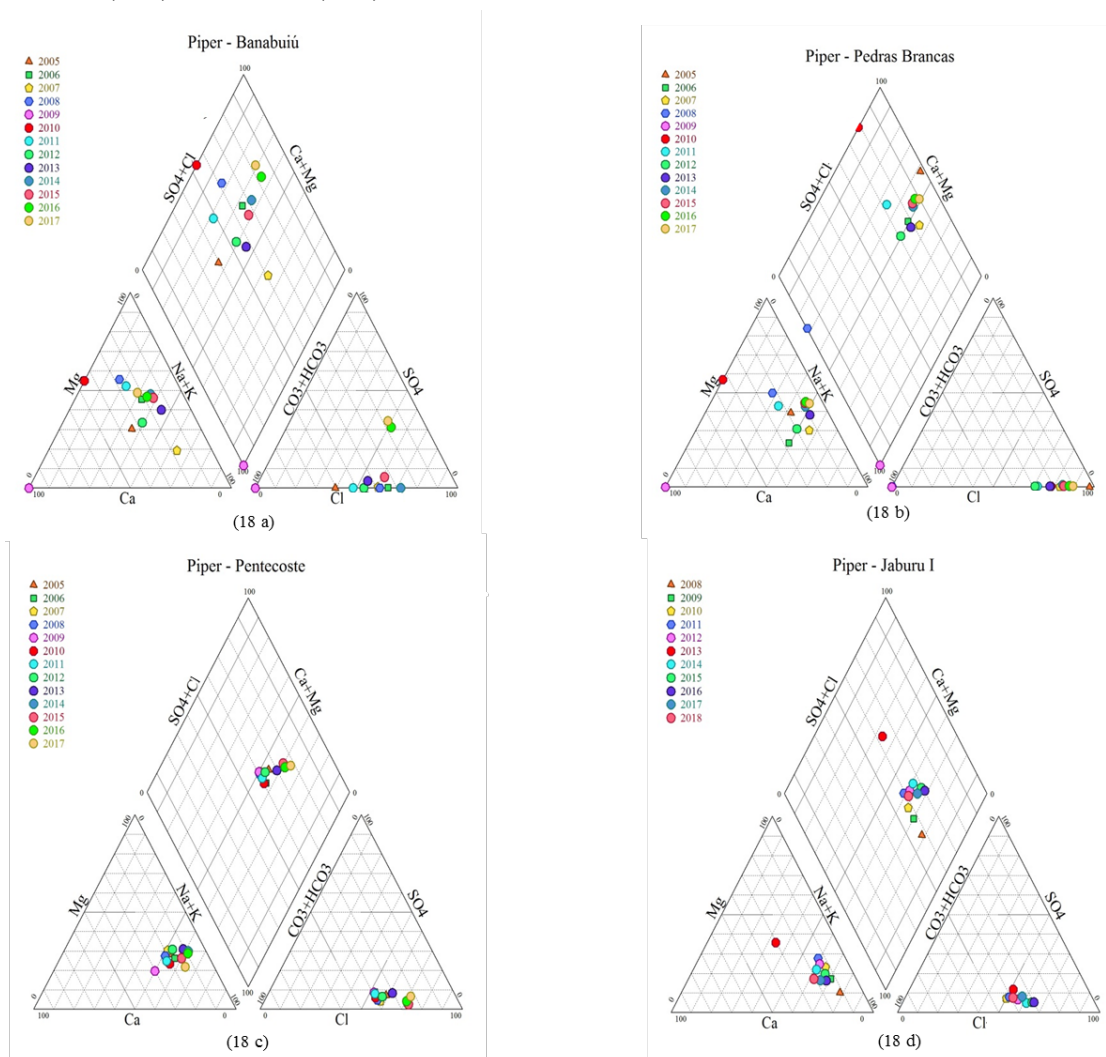
4.2 Abordagem hidroquímica

Os dados hidroquímicos foram plotados no diagrama de Piper, o qual permite identificar adequadamente os íons dominantes, construindo os aspectos qualitativos das águas superficiais em estudo. As águas superficiais dos reservatórios apresentaram predominância quanto às águas bicarbonatadas mistas para Banabuiú (54%), cloretadas sódicas para Pedras Brancas (92%), Pentecoste (81%) e Jaburu I (81%). Jaburu I também apresentou a classificação de mistas sódicas (10%). O Banabuiú apresentou elevado índice de águas bicarbonatadas (73%), indicando salinidade nessas águas superficiais. Entretanto, o percentual de águas cloretadas para Banabuiú foi de 23%, bem inferior a Pedras Brancas.

O alto percentual de águas cloretadas sódicas para Pedras Brancas, Pentecoste e Jaburu I indica a influência dos longos períodos de estiagem característicos. De acordo com Araújo Neto *et al.* (2014), a presença de águas cloretadas na estação chuvosa deve estar relacionada aos resíduos de fertilizantes cloretados e cargas de esgotos domésticos provenientes

da contribuição do escoamento neste período. Foram detectados baixos percentuais (4%) de águas bicarbonatadas para Pedras Brancas, águas cloretadas magnesianas, seguido de bicarbonatadas sódicas. Em geral, águas superficiais demonstram baixo risco de salinidade, por não terem interações químicas com as rochas como águas subterrâneas, fato comprovado por Souza *et al.* (2016), ao estudar as águas do açude Trussu e de poços localizados na bacia do rio Jaguaribe, Ceará, Brasil. Os autores classificaram as águas superficiais como cloretada cálcica e bicarbonatada cálcica. As águas subterrâneas do açude Trussu apresentaram riscos médios a elevados para salinização, especialmente pelo elevado percentual de sódio encontrado. Os diagramas de Piper para os reservatórios em estudo estão representados na Figura 18.

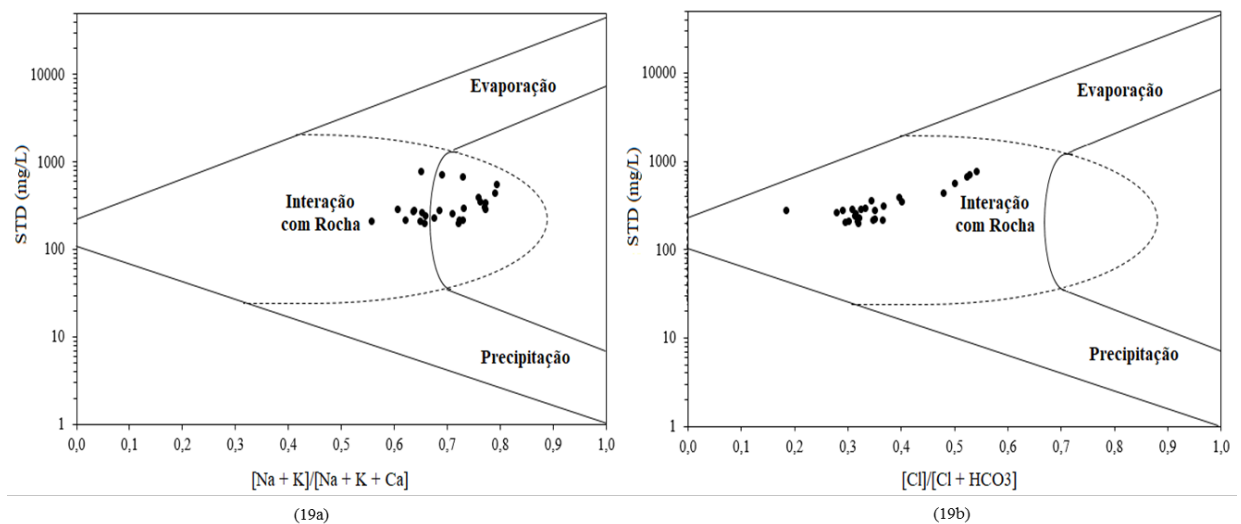
Figura 18 - Diagramas de Piper para os reservatórios Banabuiú (18a), Pedras Brancas (18b), Pentecoste (18c) e Jaburu I (18d).



Fonte: elaborado pela autora (2019).

A interposição entre a precipitação atmosférica, o intemperismo das rochas e a evaporação convergem na definição dos mecanismos controladores dos processos hidroquímicos em águas superficiais e subterrâneas (GIBBS, 1970). O diagrama catiônico de Gibbs para as águas do Banabuiú (Figura 19a) mostra que o efeito da pluviometria coexiste com o mecanismo de interação com rochas. Há, porém, um discreto deslocamento da razão catiônica em direção à zona de evaporação. O gráfico sinaliza que o efeito da evaporação depende da ocorrência de eventos de chuva. Ao analisar o diagrama aniônico (Figura 19b), vê-se maior interação dos ânions com as rochas do que a incidência pluviométrica sobre essas espécies químicas. O mecanismo de evaporação é característico na região, especialmente com o agravamento em função da estiagem prolongada. Entretanto, é menos representativo que o intercâmbio litológico.

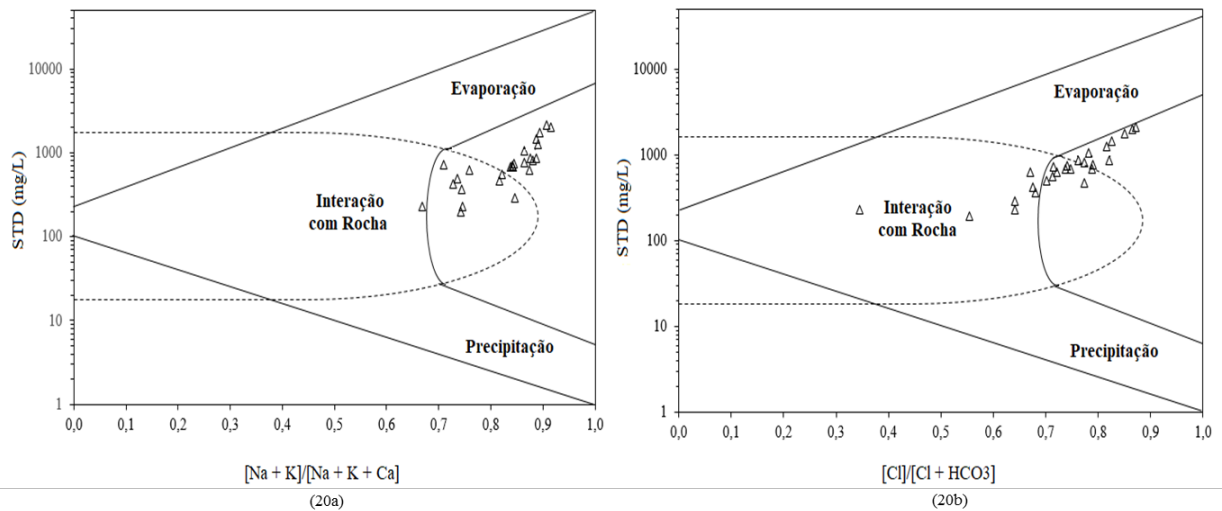
Figura 19 - Diagramas catiônico (19a) e aniônico (19b) de Gibbs para o reservatório Banabuiú.



Fonte: elaborado pela autora (2019).

As razões catiônicas e aniônicas nas amostras de águas do açude Pedras Brancas apontam de forma mais acentuada o impacto da pluviometria. A Figura 20 aponta que o mecanismo de evaporação teve efeito mais acentuado que no Banabuiú, de forma que as chuvas abaixo da média influenciaram mais as razões iônicas. Apesar da interação litológica ser clara, deve ser dada atenção para o deslocamento das razões em direção à zona de evaporação. Os resultados sugerem que a interação entre as rochas e as águas superficiais foi mais destacada devido aos elevados índices de sódio. Isso é semelhante aos achados de Lima *et al.* (2017), que estudaram as águas do rio das Cobras em uma bacia no Rio Grande do Norte, no semiárido brasileiro.

Figura 20 - Diagramas catiônico (20a) e aniônico (20b) de Gibbs para o reservatório Pedras Brancas.

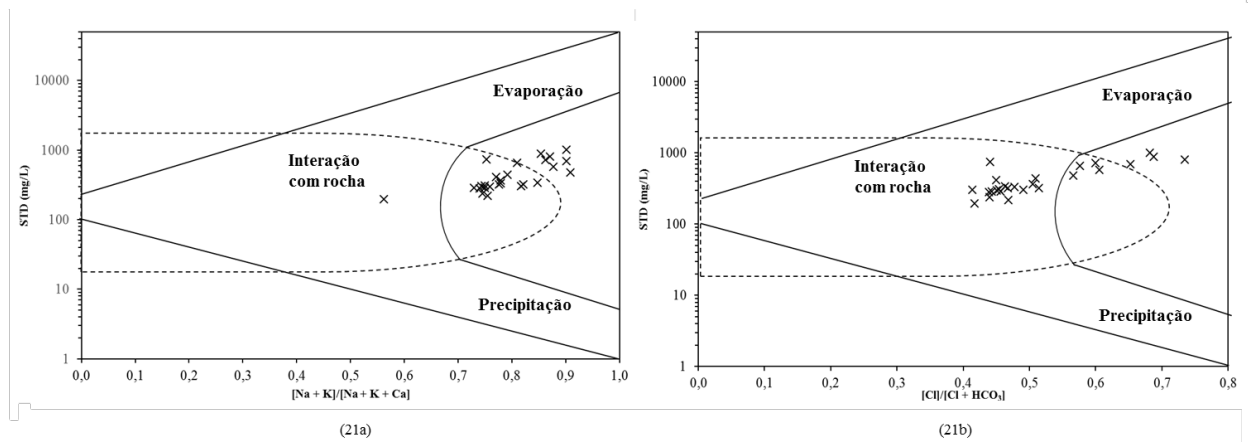


Fonte: elaborado pela autora (2019).

O gráfico de Gibbs catiônico para Pentecoste (Figura 21a) prevê maior interação das rochas, seguida de uma tendência à influência da evaporação. A lixiviação e erosão provocada pela variabilidade pluviométrica causa o carreamento de íons sódio (BAIRD; CANN, 2011), aspecto também visto pela intrusão marinha no açude, devido à proximidade litorânea. Variações sazonais no índice de aridez aferem a tendências significativas para a temperatura média do ar e, assim, evaporação e desertificação latentes (SANTOS *et al.*, 2010).

O gráfico aniônico (Figura 21b) sugere dominância mais forte do intemperismo químico e deslocamento em direção à zona da evaporação, sendo mais evidente que no gráfico catiônico. De acordo com Selvakumar; Chandrasekar; Kumar (2017), pontos plotados fora do *boomerang* correspondem aos fatores antrópicos. Pentecoste apresenta em sua composição geológica rochas metamórficas, cuja interação água/solo favorece a liberação dos íons cloreto e bicarbonato (FERNANDES *et al.*, 2014). A dissolução de minerais carbonatados (calcita) e de gás carbônico na água deslocam o equilíbrio para a formação de HCO_3^- e permite reações catalisadas por erosão química das rochas continentais (ALVES *et al.*, 2010).

Figura 21 - Diagramas catiônico (21a) e aniônico (21b) de Gibbs para o reservatório Pentecoste.

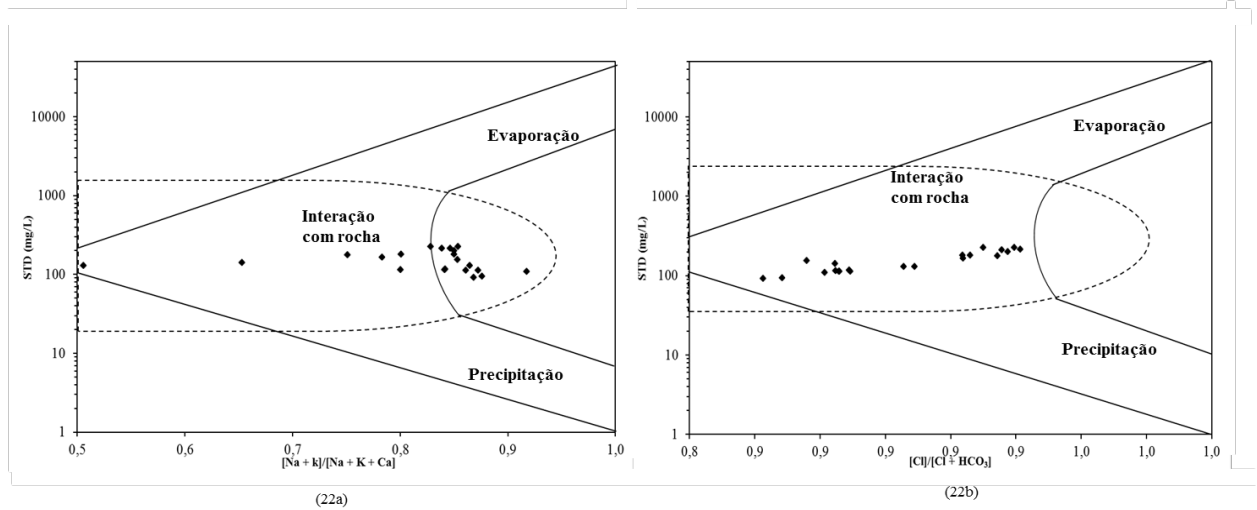


Fonte: elaborado pela autora (2019).

A Figura 23 representa os diagramas catiônico e aniônico de Gibbs para Jaburu I. A relação $[\text{Na}^+ + \text{K}^+]/[\text{Na}^+ + \text{K}^+ + \text{Ca}^{2+}]$ com o teor de STD (mg.L^{-1}) esclareceu que a interação com as rochas foi determinante nos cátions dissolvidos em meio aquoso (Figura 22a). Isso pode ser comprovado no trabalho reportado por Mattos *et al.* (2017), que concluíram a ação do intemperismo químico nos processos de troca iônica.

O diagrama de ânions (Figura 22b) confirma o peso do intemperismo químico para as razões aniônicas analisadas, indicando a influência dos minerais primários, biosfera e tempo na hidroquímica. Tal hipótese é confirmada por Spatti Junior *et al.* (2014) quando analisaram o balanço iônico na geoquímica fluvial da bacia do Ribeirão, em São Paulo. Os autores viram que a origem do domínio geoquímico era o intemperismo das rochas, por ser uma região caracterizada por elevados índices de precipitação.

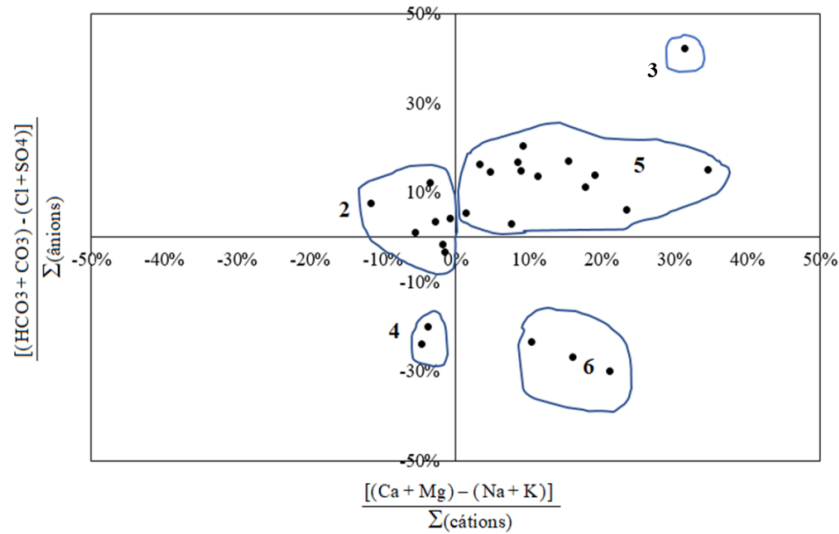
Figura 22 - Diagramas catiônico (22a) e aniônico (22b) de Gibbs para o reservatório Jaburu I.



Fonte: elaborado pela autora (2019).

O diagrama de Chadha do Banabuiú (Figura 23) mostrou maior incidência de pontos no quadrante superior direito (5), formando uma água de recarga com escoamento superficial de CO_3^{-2} ou HCO_3^- até a superfície, assim como de cátions geoquimicamente móveis como Mg^{2+} ou Ca^{2+} . Tem, portanto, caráter alcalino na composição do sedimento que contribui para a coluna líquida. Herojeet *et al.* (2017), ao avaliarem a qualidade da água de Nalagarh, Índia, por processos de evolução hidroquímica, também encontraram mecanismos marcantes de trocas iônicas por esses íons listados, caracterizando as águas como de dureza temporária. Ainda analisando o diagrama para as águas do Banabuiú, há co-ocorrência de águas do tipo 2 e 3, junto ao quadrante esquerdo superior, porém com percentuais $\leq 10\%$. No quadrante inferior esquerdo há influência de mecanismos de trocas iônicas entre bases contendo Na^+ e HCO_3^- , o que corrobora com o diagrama de Piper, que as classifica como bicarbonatadas.

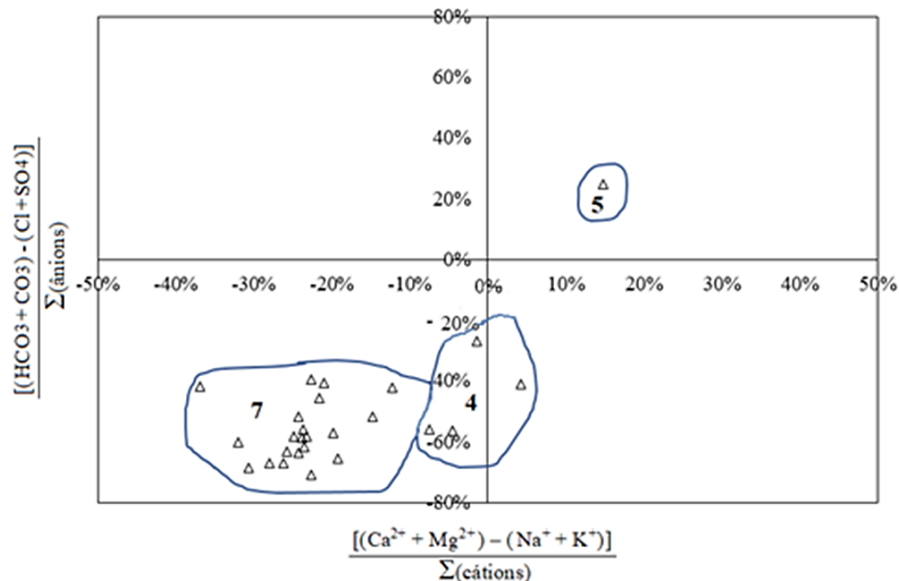
Figura 23 - Diagrama de Chadha para o reservatório Banabuiú.



Fonte: elaborado pela autora (2019).

Ao analisar o diagrama de Chadha nas águas do Pedras Brancas (Figura 24), verifica-se que o enquadramento dos processos iônicos foi determinante entre as trocas dos íons Na^+ e Cl^- , característicos de processos de águas salinas e sódicas cloretadas, conforme já mostrado no diagrama de Piper. Em estudo realizado por Shemsanga *et al.* (2017) foi verificada a origem da elevada salinidade em um reservatório raso, na Tanzânia central. Os autores concluíram que a influência dos fatores climáticos como redução na precipitação e o aumento do aquecimento no clima regional favoreceram à maior concentração de Na^+ e Cl^- . Tratam-se, portanto, de águas cloretadas sódicas.

Figura 24 - Diagrama de Chadha para o reservatório Pedras Brancas.

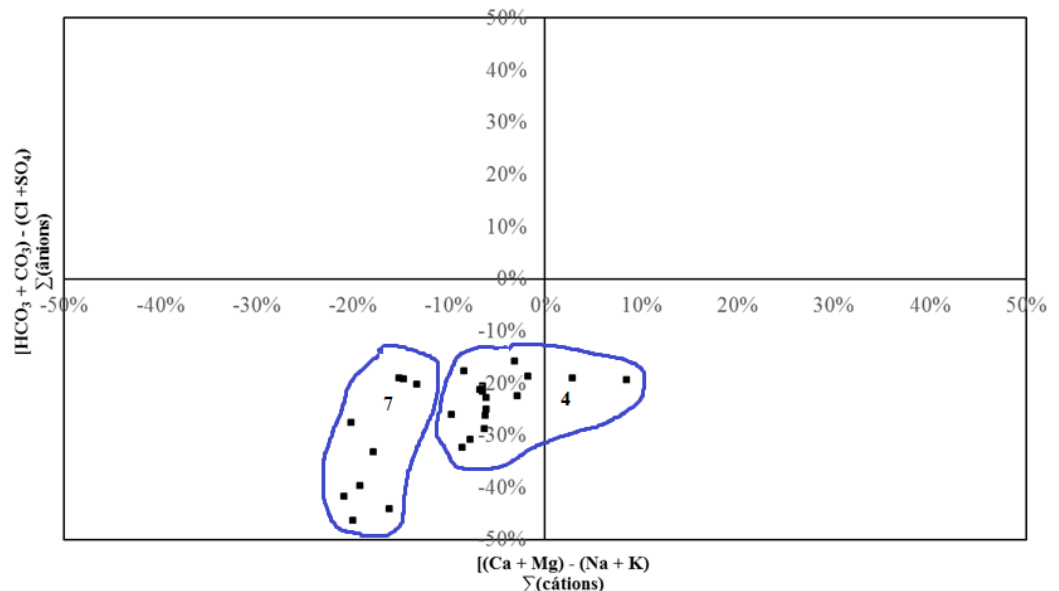


Fonte: elaborado pela autora (2019).

Interações hidroquímicas do tipo Ca-Mg-Cl, Ca-Cl e Ca-HCO₃ favoreceram a ocorrência de águas do tipo 4, como evento anterior às águas do tipo 7. Isto pode ser visto em Selvakumar; Chandrasekar; Kumar (2017), que, analisando um corpo aquático na Índia, empregaram análise multivariada e inferiram que as águas eram caracterizadas como alcalinas, por apresentarem abundância dos íons Ca²⁺ e Mg²⁺, seguidos de Na⁺ e Cl⁻ e HCO₃⁻. Além disso, é possível observar a predominância dos cátions móveis no Pedras Brancas, da mesma forma que no açude Banabuiú.

A maior incidência de pontos no quadrante inferior esquerdo confere classificação das águas de Pentecoste com predominância de metais alcalinos e transferência de cátions móveis pela água de recarga, assim como Banabuiú. Além disso, há elevada mobilidade aniônica, especialmente por contribuições carbonáticas, por correlações entre as rochas e o bicarbonato (CAMPOS *et al.*, 2013). A tipologia das águas como cloretadas sódicas e bicarbonatadas em menor proporção também pode ser discutida em função da localização do reservatório mais ao norte do estado, o qual recebe a influência dos aerossóis marinhos (MEIRELES; FRISCHKORN; ANDRADE, 2007). A Figura 25 representa o diagrama de Chadha para Pentecoste.

Figura 25 - Diagrama de Chadha para o reservatório Pentecoste.

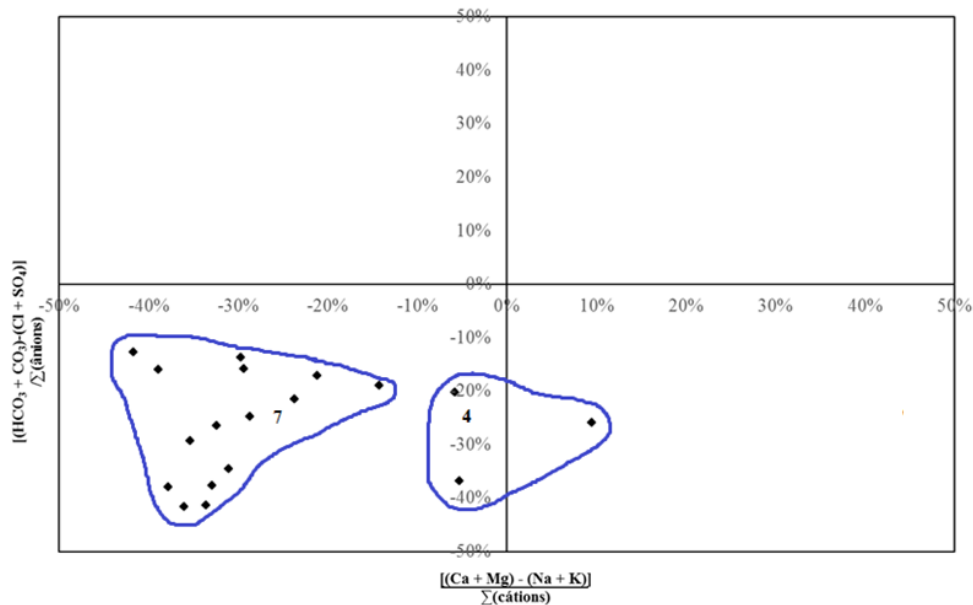


Fonte: elaborado pela autora (2019).

O diagrama de Chadha para Jaburu I (Figura 26) permite inferir o predomínio de metais alcalinos (Na⁺) e alcalinos terrosos (Ca²⁺) nas águas superficiais, assim como nos

reservatórios anteriores. Ocorre escoamento superficial dos cátions maiores Na^+ e Ca^{2+} , confirmando a salinidade classificada por Piper. O ânion de maior mobilidade iônica encontrado no açude foi Cl^- , seguido por CO_3^{2-} , o que induz a presença de ânions móveis geoquimicamente.

Figura 26 - Diagrama de Chadha para o reservatório Jaburu I.



Fonte: elaborado pela autora (2019).

As razões iônicas têm sido úteis para fornecer uma visão sobre a geoquímica dos processos controladores das mudanças na qualidade da água (FU *et al.*, 2018). As razões molares $r\text{Na}^+/\text{Cl}^-$ apresentaram as seguintes médias: 1,05 ($\pm 0,20$); 0,78 ($\pm 0,14$); 0,87 ($\pm 0,11$) e 1,16 ($\pm 0,48$) para Banabuiú, Pedras Brancas, Pentecoste e Jaburu I, respectivamente.

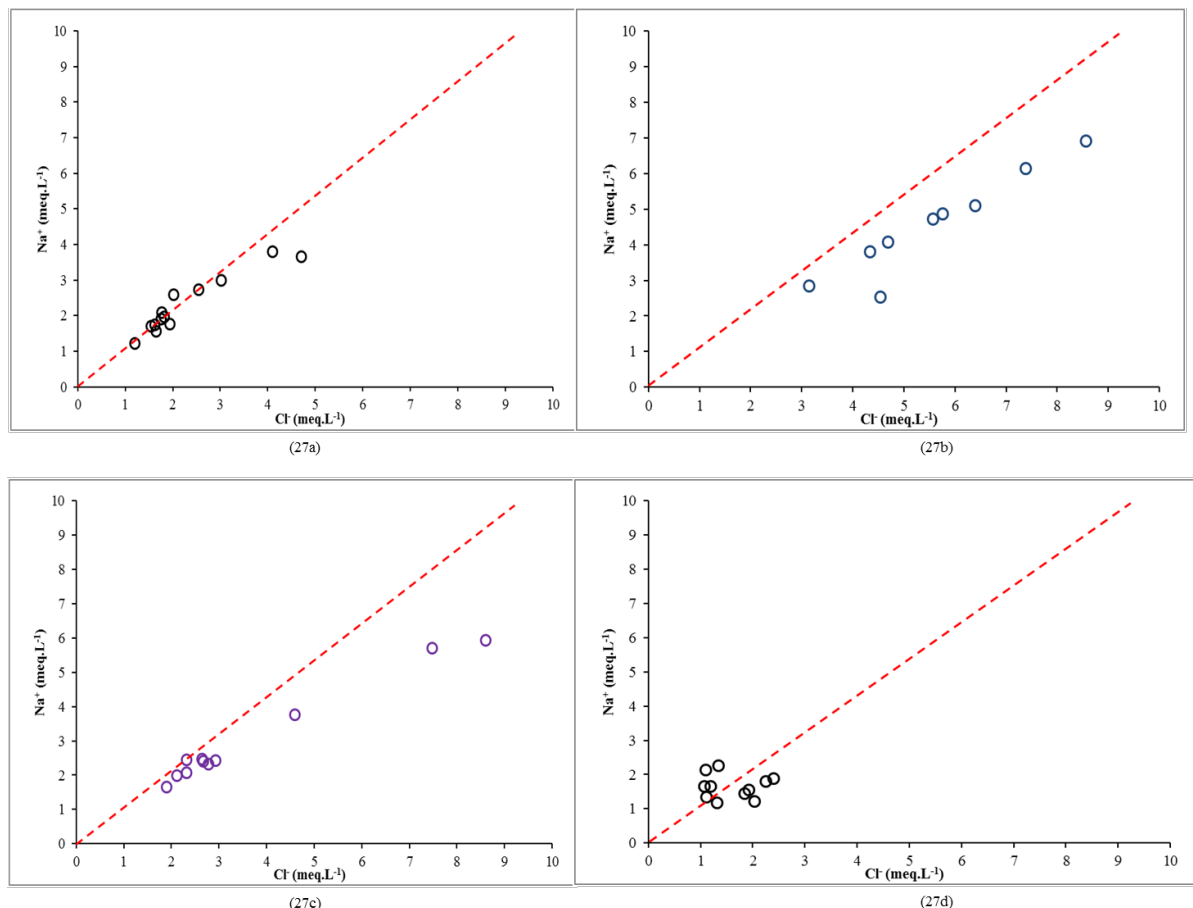
As amostras foram disseminadas ao longo da linha 1:1 e distribuídas entre os eixos x e y (Figura 27). A razão molar $r\text{Na}^+/\text{Cl}^-$ foi gradualmente tendendo a 1 quando ocorre aumento da concentração de Cl^- (acima de $3,5 \text{ meq.L}^{-1}$), sugerindo que a dissolução de halita pode ser a principal fonte de Na^+ e Cl^- (GASTMANS *et al.*, 2016). O aumento da razão $r\text{Na}^+/\text{Cl}^-$ (observada no reservatório Jaburu I) pode ser atribuída ao intemperismo de minerais ricos em Na^+ (YIN *et al.*, 2011) ou de processos secundários, como troca iônica de Ca^{2+} ou Mg^{2+} por Na^+ (EDMUNDS *et al.*, 2003).

Ao verificarem os fatores determinantes da salinidade das águas superficiais no Ceará por técnicas multivariadas, Palácio *et al.*, 2011 concordaram, dentre os quatro grupos analisados, que a predominância (em média) foi dos íons sódio e cloreto. A salinidade é influenciada pela composição química das rochas e dos sedimentos, pela solubilidade dos sais e

atividades antrópicas. Além disso, o superdimensionamento dos reservatórios impede a renovação das águas, retendo a salinidade no meio (ARRAES *et al.*, 2009).

O cálculo anual da razão molar rNa^+/Cl^- permitiu observar que não houve diferença sazonal significativa entre a dominância dos íons como no trabalho de Santos *et al.*, 2017. Os autores analisaram a geoquímica das águas de um reservatório em Sergipe e verificaram elevada discrepância dos níveis de Na^+ entre os semestres de cada ano. Geralmente, as maiores concentrações do metal ocorrem nos períodos secos, indicando a forte incidência da salinização ocasionada pela evaporação, aridez climática e ação dos ventos. Os estudiosos observaram maiores quantidades de Cl^- em períodos chuvosos, diferente desse estudo, que detectou esse ânion como majoritário nas duas estações do ano.

Figura 27 - Relações iônicas Na^+ versus Cl^- para os reservatórios Banabuiú (27a), Pedras Brancas (27b), Pentecoste (27c) e Jaburu I (27d).



Fonte: elaborado pela autora (2019).

A relação entre as concentrações obtidas por $Ca^{2+} + Mg^{2+}$ versus $HCO_3^- + SO_4^{2-}$ foi plotada em gráficos e expostos na Figura 28. As concentrações desses íons nas amostras de águas superficiais podem ser mais ou menos próximas da linha de dissolução de carbonato e

gesso (linha 1:1). Se a troca iônica entre carbonato e gipsita for predominante, há tendência de deslocamento dos pontos para a direita. Ocorrendo troca reversa, o deslocamento ocorrerá para a esquerda devido ao excesso de Ca^{2+} e Mg^{2+} (LIU *et al.*, 2015).

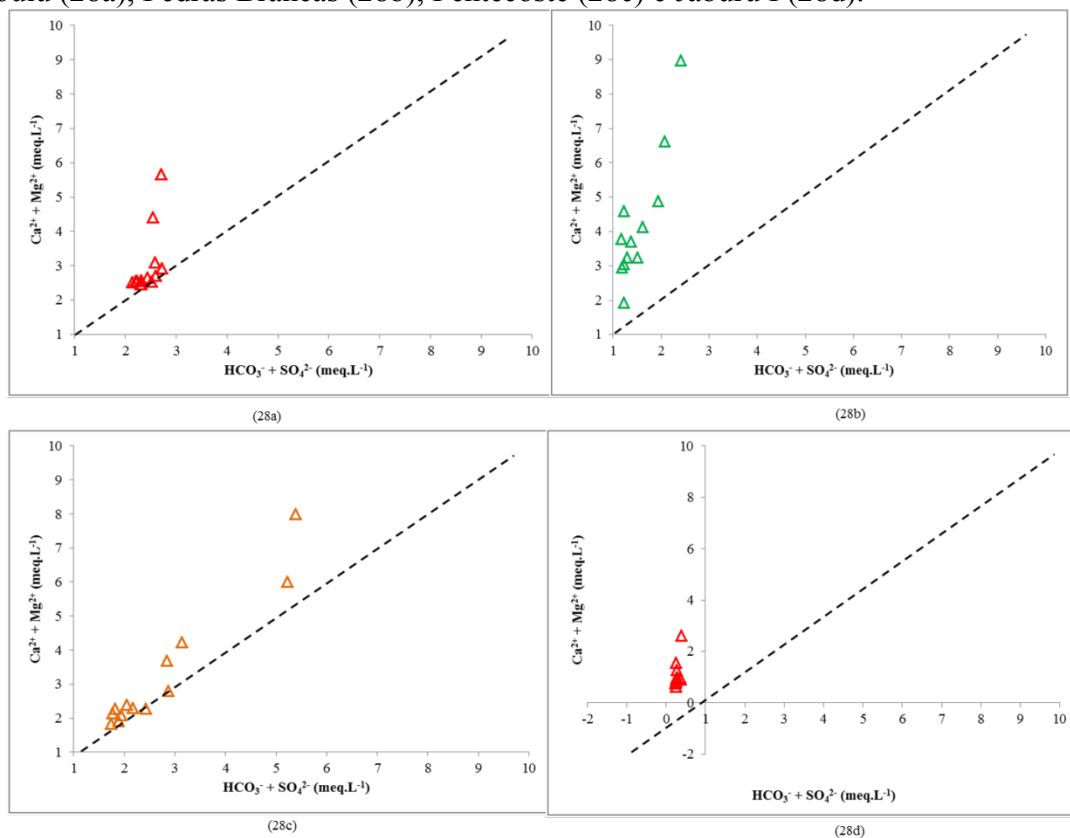
Os reservatórios analisados demonstraram tendência de deslocamento para a direita, indicando que o processo geoquímico dominante se baseia na dissolução de carbonato e gipsita. Para o Pentecoste, houve maior proximidade da linha 1:1, o que é indicativo da dissolução de calcita e dolomita – rochas hospedeiras de gesso (HUANG; PANG, 2012).

Conforme Schoeller (1967), as trocas iônicas entre águas superficiais podem ser determinadas por meio de duas fórmulas (3) e (4). Se $\text{CAI} > 0$, há troca de Na^+ da água com Ca^{2+} e Mg^{2+} dos sedimentos e se $\text{CAI} < 0$, há troca de Ca^{2+} e Mg^{2+} da água com Na^+ dos sedimentos.

$$\text{CAI}_1 = \frac{\text{Cl}^- - (\text{Na}^+ + \text{K}^+)}{\text{Cl}^-} \quad (3)$$

$$\text{CAI}_2 = \frac{\text{Cl}^- - (\text{Na}^+ + \text{K}^+)}{\text{SO}_4^{2-} + \text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-} + \text{NO}_3^-} \quad (4)$$

Figura 28 - Relações iônicas ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$) versus ($\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$) para os reservatórios Banabuiú (28a), Pedras Brancas (28b), Pentecoste (28c) e Jaburu I (28d).



Fonte: elaborado pela autora (2019).

Conforme a Tabela 7 mostra, os reservatórios Banabuiú e Jaburu I apresentaram valores de CAI_1 e CAI_2 negativos, indicando que houve troca de Ca^{2+} e Mg^{2+} presentes na água por Na^+ previamente adsorvido na superfície dos minerais na matriz dos sedimentos dispersos. Pedras Brancas e Pentecoste mostraram valores de razões positivas, conferindo troca iônica de Na^+ da água por Ca^{2+} e Mg^{2+} , confirmando maior incidência de metais alcalinos terrosos, conforme descrito anteriormente por Chadha.

Tabela 7 - Média dos valores de CAI_1 e CAI_2 calculados para cada reservatório do estudo.

Razões calculadas ^a	Banabuiú		Pedras Brancas		Pentecoste		Jaburu I	
	μ	σ	μ	σ	μ	σ	μ	σ
CAI_1	-0,20	0,25	0,13	0,16	0,06	0,13	-0,27	0,50
CAI_2	0,11	0,18	0,55	0,57	0,17	0,34	-0,24	0,60

^aUnidades: meq.L⁻¹.

Geralmente, áreas de baixa salinidade apresentam valores de CAI negativos, conforme observado por Taylor (2016) quando verificou que o Ca^{2+} era liberado das águas e os aquíferos fixavam Na^+ na região. Regiões costeiras apresentam o tipo de água salina (com Na-Cl) em concentrações baixas de STD (ABU-ALNAEEM *et al.*, 2018).

4.3 Índices Iônicos

Os resultados obtidos a partir do cálculo do Índice de Saturação de Langelier (LSI) são apresentados nas Tabelas C-1, C-2, C-3 e C-4, ilustradas no Apêndice C. Ao verificar os valores médios para os reservatórios estudados, os resultados refletem ISL de: 0,13 ($\sigma = 0,41$); 0,42 ($\sigma = 0,57$); 0,20 ($\sigma = 0,53$) e -1,36 ($\sigma = 0,44$), para Banabuiú, Pedras Brancas, Pentecoste e Jaburu I, respectivamente.

Os dados encontrados para o Banabuiú e para Pedras Brancas referem-se à classificação incrustação suave para tubulações de abastecimento hídrico. Pentecoste e Jaburu I foram especificados como de incrustação suave e corrosão suave, ao longo dos anos observados.

Porto (2017) verificou a variação do Índice de Saturação de Langelier na água por meio da adição de antincrustantes e sua aplicabilidade a um sistema de dessalinização piloto via osmose reversa. Em experimentos com concentração de $[Ca^{2+}]$ igual a 50 mg.L⁻¹, os valores de

ISL encontrados foram acima de zero, afirmando que a adição de HCl deve ser menor que a inserida, para que o ISL tenha valores abaixo de zero e seja considerado balanceado ou de incrustação suave.

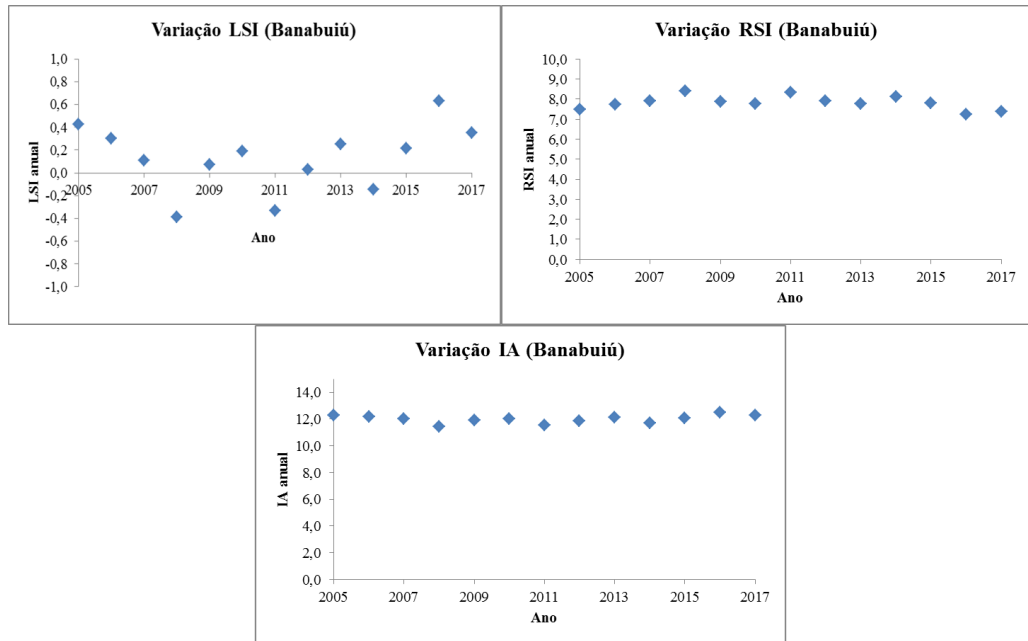
Os índices de estabilidade de Ryznar (RSI) foram computados e representados nas Tabelas C-5, C-6, C-7 e C-8 (Apêndice C). O cálculo desse índice conferiu para os reservatórios: 7,82 ($\sigma = 0,45$); 7,53 ($\sigma = 0,85$); 7,91 ($\sigma = 0,77$) e 10,41 ($\sigma = 0,58$), indicando corrosão forte para Banabuiú, corrosão moderada para Pedras Brancas, corrosão forte para Pentecoste e corrosão severa para Jaburu I, respectivamente. O potencial corrosivo refere-se às reações químicas com a água do reservatório e, posteriormente, as tubulações e demais superfícies em que haverá o contato.

Resultados semelhantes foram obtidos por Cavazzana *et al.* (2012), quando analisaram as águas de 84 poços tubulares em Campo Grande, Mato Grosso do Sul e concluíram que a maioria (65%) possui tendência à corrosão leve, 30% à corrosão moderada, 4% com tendência à corrosão severa e apenas 1% balanceado. Nenhum poço apresentou características incrustantes.

O Índice de Agressividade (IA) foi também verificado com a intenção de analisar a influência do pH e da concentração de cálcio como dissolução das estruturas de cimento-amianto (Tabelas C-9 a C-12, Apêndice C). A média de dados referentes conferiu os valores: 12,00 ($\sigma = 0,41$); 12,29 ($\sigma = 0,54$); 12,07 ($\sigma = 0,54$) e 10,54 ($\sigma = 0,45$) para a mesma ordem dos reservatórios. Tais IA permitem designar os seguintes grupos de classificações: não agressiva para Banabuiú, Pedras Brancas e Pentecoste e moderadamente agressiva para Jaburu I.

Os valores dos índices foram plotados de acordo com as séries temporais calculadas anualmente (Figura 29). Para Banabuiú, observa-se um decaimento de LSI nos anos 2008, 2011 e 2014, o que infere corrosão suave nesses anos. A classificação RSI apresentou valores mais próximos entre o período analisado, bem como a IA.

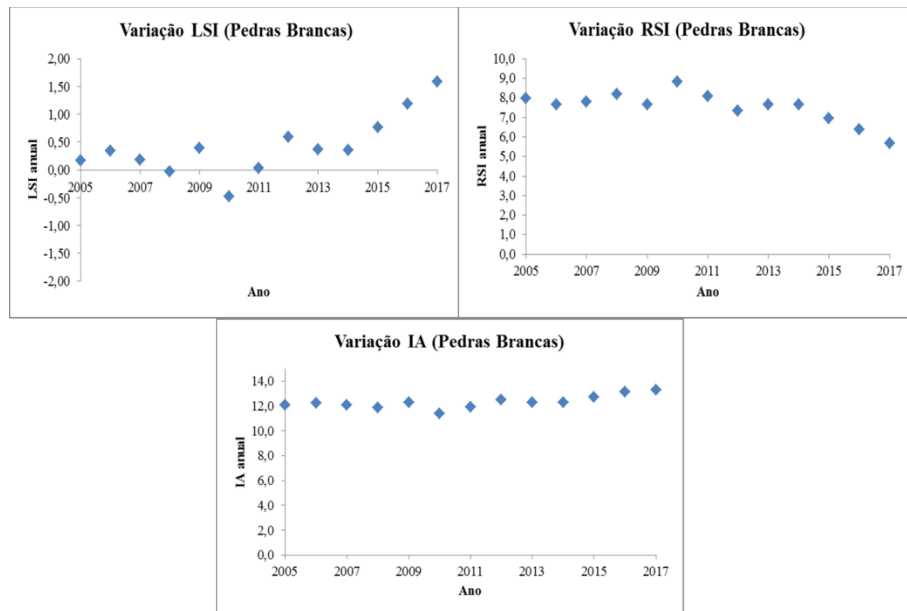
Figura 29 - Variações anuais dos índices iônicos para o reservatório Banabuiú.



Fonte: elaborado pela autora (2019).

Observando a variação anual dos índices iônicos para o reservatório Pedras Brancas (Figura 30), LSI apresentou variabilidade alta entre o período analisado, com aumento crescente nos anos finais – indicativo de incrustação forte. O índice de Ryznar (Figura 31b) demonstrou efeito contrário: queda nos valores para os anos finais, sugerindo sistema balanceado. O índice de Agressividade teve valores próximos entre os anos (Figura 31c).

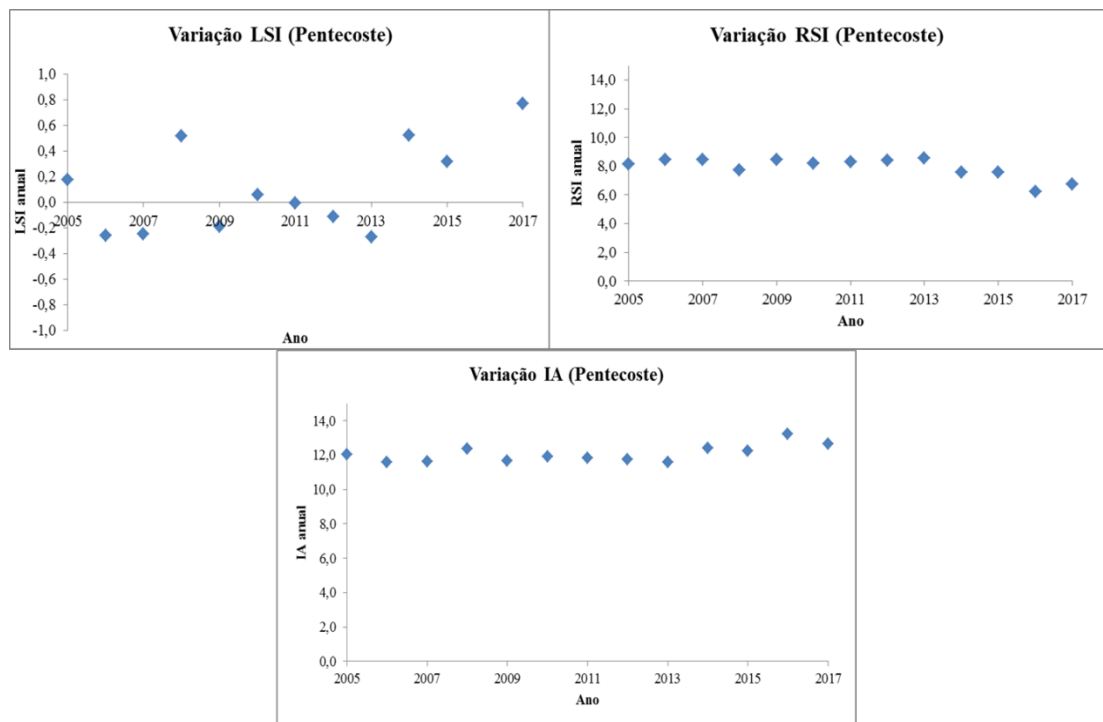
Figura 30 - Variações anuais dos índices iônicos para o reservatório Pedras Brancas.



Fonte: elaborado pela autora (2019).

Perfil semelhante foi encontrado nos gráficos referentes aos índices iônicos para Pentecoste, exposto na Figura 31. A média geral dos índices foi semelhante ao Pedras Brancas, com plotagem dos pontos descontínua para LSI e classificação aproximada para RSI e IA. Verificando os resultados temporais para Jaburu I (Figura 32), vê-se delineamento dos dados de LSI negativo, conferindo a denominação entre corrosão suave e severa para a série analisada. O índice de Agressividade teve valores em torno de 10, indicando estado moderadamente agressivo, para as águas de Jaburu I.

Figura 31 - Variações anuais dos índices iônicos para o reservatório Pentecoste.



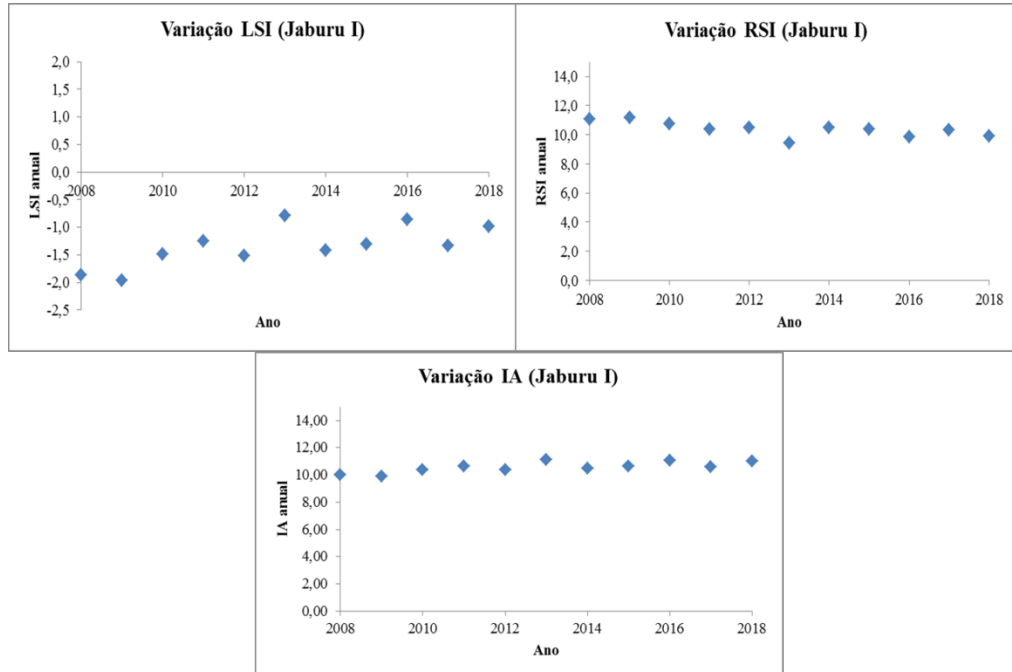
Fonte: elaborado pela autora (2019).

Ao analisarem cinquenta amostras de localidades na Índia, Acharya; Sharma; Khandegar (2018) verificaram pelos índices de Langelier, Ryznar e Agressividade que as águas indicavam poluição e não poderiam ser aplicadas em uso doméstico, agrícola e industrial, devendo ser submetidas a tratamento primário. O LSI classificou a maioria como corrosivas, assim como o RSI. No entanto, pelo Índice de Agressividade, as amostras foram descritas entre suavemente agressivas e não agressivas.

Babaeia *et al.* (2018) calcularam os índices de Langelier, Ryznar e Agressividade a partir dos dados hidroquímicos obtidos de amostras de água dos meses do ano de 2014 e encontraram a tendência percentual à corrosão de 10,6%, 89,4% e 14,9% das águas dos

reservatórios estudados. O Índice de Estabilidade de Ryznar do Jaburu I apresenta maior concordância com o percentual obtido pelos autores, devido ao comportamento das águas iranianas convergirem à corrosão severa.

Figura 32 - Variações anuais dos índices iônicos para o reservatório Jaburu I.



Fonte: elaborado pela autora (2019).

Dehghani; Ghanbari; Heidarinejad (2018) testaram coagulantes de cloreto férrico e alumínio com elevação de dose de fosfato. Após o estudo através dos índices de Langelier e Ryznar, os resultados experimentais obtidos permitiram caracterizar as amostras como pouco saturadas e corrosivas, corroborando com as classificações encontradas no presente estudo.

Yousefi *et al.* (2018) analisaram vários parâmetros das águas de 30 poços de Jolfa, Iran. Com a verificação dos índices de estabilidade iônica e de agressividade, os pesquisadores encontraram para LSI 1,15 ($\sigma = 0,43$), RSI 6,92 ($\sigma = 0,54$) e IA 12,79 ($\sigma = 0,47$), o que classifica tais águas orientais como corrosivas mas não agressivas, corroborando com as definições atribuídas aos açudes Banabuiú, Pedras Brancas e Pentecoste.

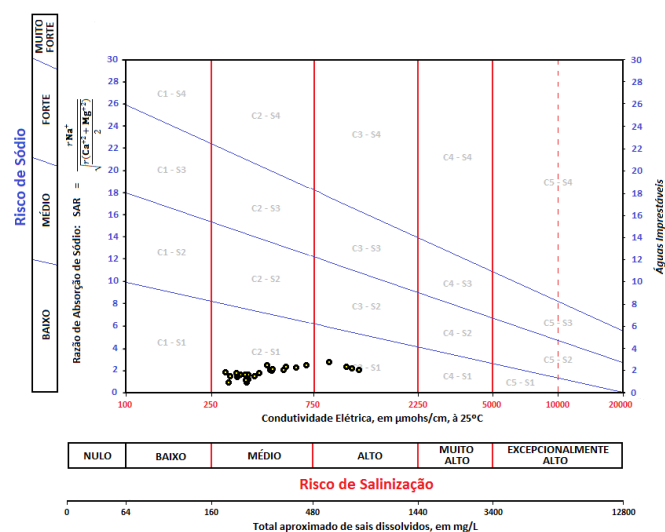
Ao analisar a tendência à corrosão das águas de um sistema de distribuição no Iran, Mirzabeygi *et al.* (2016) verificaram a estabilidade a partir de cinco índices iônicos: Índice de Saturação de Langelier (LSI), Índice de Estabilidade de Ryznar (RSI), Índice de Incrustação de Puckorius (PSI), Índice de Larson-Skold (LS) e Índice de Agressividade (IA). Os resultados encontrados para LSI, RSI, PSI, LS e AI foram 0,02 ($\pm 0,125$), 7,71 ($\pm 0,2$), 12,04 ($\pm 0,125$), 7,55

($\pm 0,3$) e $1,7 (\pm 0,456)$, respectivamente. Ainda, de acordo com os índices, a tendência à corrosão das amostras aquosas foram 40; 100; 93,3; 94 e 33,3% conforme LSI, RSI, PSI, LS e AI. Os autores concluíram que os dados de elevada tendência à corrosão encontrados devem-se a fatores físicos, químicos e microbiológicos desses reservatórios. Para melhoria no quadro, é recomendado controle contínuo quantitativo dos ânions sulfato e cloreto, além da temperatura da água.

Conforme Pier (2017) é imprescindível verificar o resultado do RAS, pois valores superiores a 3,0 podem causar problemas com infiltração da água e índices superiores a 9,0 provocam danos permanentes à estrutura do solo. Íons sódio são cercados por uma camada espessa de água, que dissipa uma densa carga positiva. A falta de uma carga positiva para ligar partículas de argila negativamente carregadas leva a argilas dispersas na superfície do solo, poros de solo entupidos e pouca penetração de água. Água com alto índice SAR pode ser tratada com gesso por contrapor sódio com cálcio. O cálcio tem duas cargas positivas e um grande raio atômico, assim é capaz de flocular as argilas por neutralizar íons sódio.

A Figura 33 ilustra o diagrama de classificação das águas para irrigação USSL para Banabuiú. As águas do açude Banabuiú foram predominantemente do tipo C2S1, representando águas de boa qualidade, com salinidade média e baixo risco 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.

Figura 33 - Classificação das águas do açude Banabuiú segundo o diagrama de salinidade do USSL.

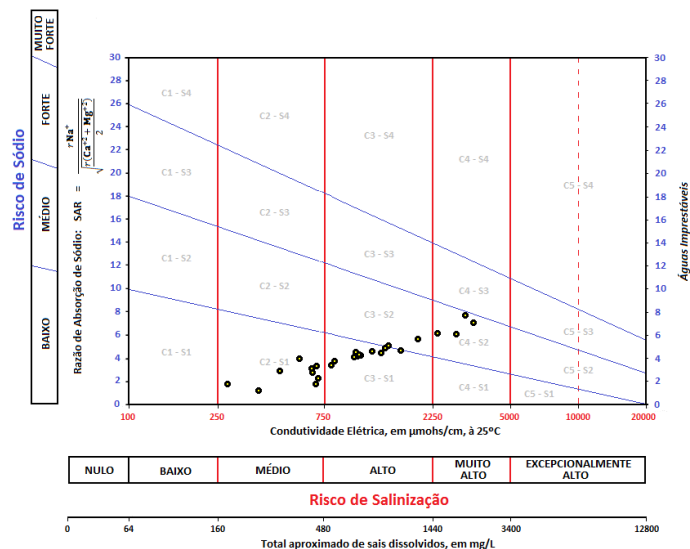


Fonte: elaborado pela autora (2019).

As Tabelas com os dados semestrais do RAS referentes aos açudes são abordadas no Apêndice C (Tabelas C-13 a C-16). Conforme observado, a tipologia para irrigação de Banabuiú teve mudança significativa apenas nos dois últimos anos de análise (2016 e 2017), quando passaram a ser C3S1 e, assim, com alto risco de salinização. Valores altos de SAR criam riscos de salinidade do sódio, reduzindo a disponibilidade da água no solo e afetando o crescimento das lavouras, nutrientes principais de cálcio e magnésio (KHANORANGA, 2019). De acordo com Vasanthavigar *et al.* (2010), a maior concentração de sódio na área de estudo pode estar ligada a minerais como argila e ao intemperismo de várias rochas.

Conforme o diagrama da USSL para o Pedras Brancas (Figura 34), a concentração das amostras foi em C3S1, indicando elevado risco de salinidade, porém, com baixo risco de sodicidade. As amostras de 2012 a 2017 se concentraram em C3S2 e C4S2, conferindo risco de salinização muito alto e sodicidade moderada, o que impede o uso dessas águas como drenagem deficiente e apropriada, indicadas somente para irrigação de plantas tolerantes a sais (YUAN *et al.*, 2017).

Figura 34 - Classificação das águas do açude Pedras Brancas segundo o diagrama de salinidade do USSL.



Fonte: elaborado pela autora (2019).

Alguns estudos foram realizados para verificar a qualidade da água para irrigação. Soleimani *et al.* (2018) estudaram a influência dos parâmetros físico-químicos das águas no Irã e calcularam 9 índices para essa classificação. Dentre os índices, os autores determinaram o RAS e viram que 100% das amostras se enquadraram no intervalo 0-10, atribuindo a classificação excelente para uso na irrigação, conforme tal parâmetro. Heidarinejad *et al.*

(2018) avaliaram a qualidade da água da região do Irã, através do Índice de Razão de Adsorção de Sódio (RAS) e percentuais de sódio (Na%). Do início ao final da década analisada (2003 a 2013), houve redução decrescente de RAS, com uma média em torno de 4,33, classificando as águas como C3S1, com alto índice de salinização.

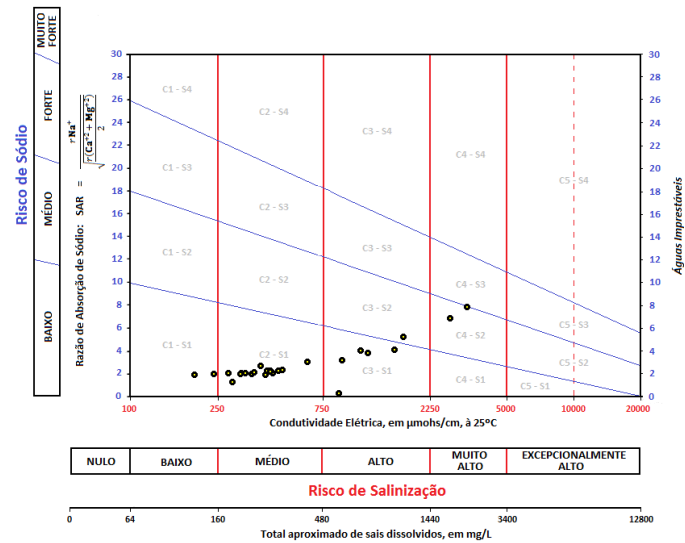
Paralelamente, Kawo; Karuppanan (2018) analisaram 31 amostras das águas pertencentes à Bacia do Rio Modjo, Etiópia Central para uso em água potável e irrigação. A partir dos valores encontrados de RAS, os autores concluíram que 71% das amostras de água subterrânea são adequadas para uso na irrigação (classificação C2S1), 19,3% possuem classificação C3S1, indicando salinidade com alto teor de sódio e 9,7% das amostras apresentaram salinidade média para alta concentração de sódio (C3S2) e concentração de sódio muito alta (C3S4). Portanto, é cabível irrigar culturas tolerantes e semi tolerantes a sal.

Pedras Brancas mostrou predominância de C3S1 entre os períodos analisados. Os anos finais (2015 a 2017) apresentaram classificação C4S2, o que confere às águas risco de sódio médio e risco de salinização muito alto.

A representação dos diagramas de classificação das águas para irrigação USSL do reservatório Pentecoste está ilustrada na Figura 35. Em sua maioria, as águas superficiais do Pentecoste podem ser classificadas como C2S1, indicando baixo risco de sódio e risco de salinização médio. No entanto, a partir de 2014 é possível perceber a distribuição amostral entre os tipos C3S1 e C4S2, definindo as águas desse período como de risco médio de sódio e alto risco de salinização, devido a maiores concentrações dos íons cálcio e magnésio.

De acordo com Annapoorna; Janardhana (2015), processos de irrigação a longo prazo, lixiviação de rochas e fácil acessibilidade da água da chuva à rocha intemperizada e clima semiárido interferem na hidroquímica dos reservatórios, causando excesso de alguns cátions como o sódio, por exemplo.

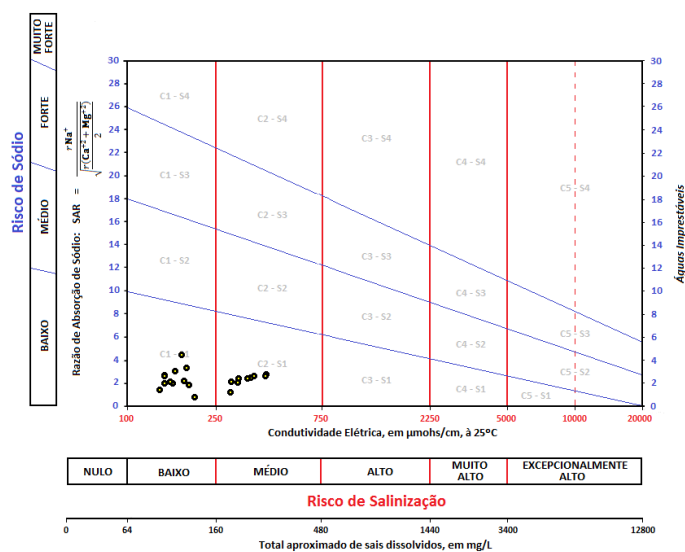
Figura 35 - Classificação das águas do açude Pentecoste segundo o diagrama de salinidade do USSL.



Fonte: elaborado pela autora (2019).

A Figura 36 apresenta a distribuição das águas de Jaburu I para irrigação, baseada na classificação por USSL. Às amostras compreendidas entre 2008 a 2013 a classificação atribuída foi C1S1, o que pode ser referenciado como baixo risco à salinização e baixo risco de sódio durante esse período. A partir de 2014, a indicação foi C2S1, propiciando médio risco de salinização e baixo risco de sódio. Assim, as águas superficiais do Jaburu I podem ser aplicadas como uso na irrigação, por suas características de baixa salinidade.

Figura 36 - Classificação das águas do açude Jaburu I segundo o diagrama de salinidade do USSL.



Fonte: elaborado pela autora (2019).

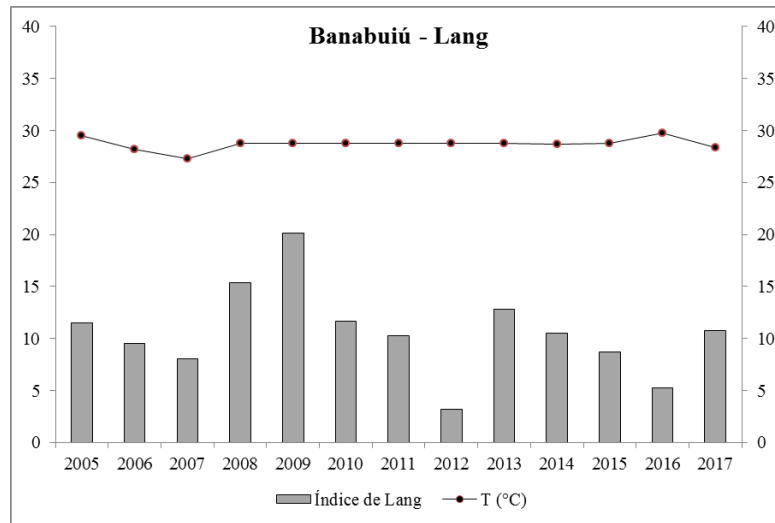
Abbasnia *et al.* (2018) realizaram uma inspeção da qualidade da água de 40 amostras das águas subterrâneas de aldeias no Iran. Foram analisados parâmetros como Condutividade Elétrica (CE), concentrações de Na^+ , Cl^- , HCO_3^- , pH, Sólidos Totais Dissolvidos (STD) e Índice de Qualidade da Água para Irrigação por Razão de Adsorção de Sódio (RAS). Diferente da atribuição de Jaburu I, os resultados de RAS no estudo citado foram, em média, de 4,94, nomeando essas águas como C3S1 e com alto teor de salinização.

4.4 Índices Climáticos

Índices de umidade permitem estimar o clima de uma região porque delimitam conjuntos homogêneos das condições similares (GUEVARA; CARTAYA, 1991). Assim, o índice de umidade de Lang é considerado como um índice climático geral, que relaciona a precipitação e a temperatura médias.

O IA_L obtido a partir das médias anuais no Banabuiú foi de 10,59 ($\sigma = 4,24$), enquadrando-o predominantemente como árido. É possível observar que não houve diferença significativa (com base em ANOVA, $p > 0,05$) na temperatura entre os semestres e que maiores índices de Lang são detectados em 2009, ano que apresentou precipitação média de 579 mm (± 595). De acordo com Alves *et al.* (2012), as baixas latitudes, associadas à reduzida cobertura de nuvens são as causas das altas temperaturas. Especialmente a região do Cariri, estudada pelos autores, apresenta déficits hídricos significativos aliados aos cenários de intensa evaporação, distribuindo as classificações de Lang entre aridez muito grave e grave. Os resultados são expostos na Figura 37.

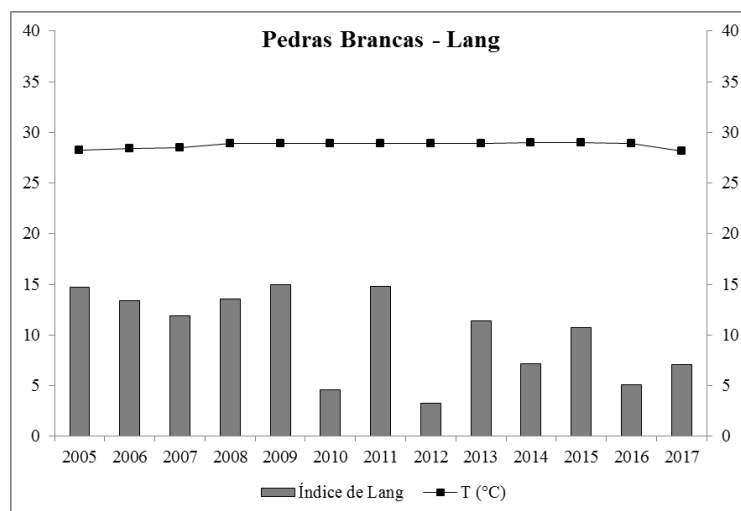
Figura 37 - Tendência da temperatura média e Índice de Lang para o reservatório Banabuiú, entre 2005 e 2017.



Fonte: elaborado pela autora (2019).

Para o reservatório Pedras Brancas, foi encontrada a média 10,18 ($\sigma = 4,24$) entre os anos analisados, conferindo aridez. De acordo com a Figura 38, maiores valores do índice de Lang podem ser visualizados nos anos 2009 e 2011, enquanto que a aridez característica é representativa especialmente em 2010 e 2012. A temperatura não teve mudança significativa durante o período verificado, indicando que seria necessária maior análise temporal.

Figura 38 - Tendência da temperatura média e Índice de Lang para o reservatório Pedras Brancas, entre 2005 e 2017.

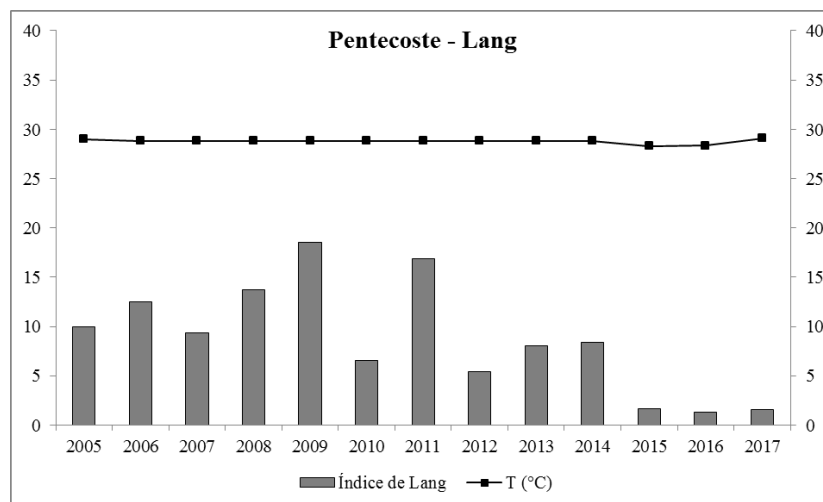


Fonte: elaborado pela autora (2019).

Araújo *et al.* (2008) avaliaram modelos de variações meteorológicas mensais da região de São João do Cariri – PB, entre os meses de outubro de 2003 a setembro de 2004. Para isso, os autores verificaram estimativas de aridez através dos indicadores climáticos de Martonne e Lang, dentre outros. Assim como nos reservatórios aqui estudados, o Índice de Lang foi importante para certificar que a média anual foi de 2,46, o que caracteriza a área como zona árida. Todos os meses apresentaram desertificação, sendo os mais críticos os referentes ao segundo semestre – meses de outubro a dezembro de 2003 e agosto a setembro de 2004.

Conforme o gráfico representado na Figura 39, o índice de Lang para Pentecoste indicou aridez entre o período analisado, especialmente nos anos 2015, 2016 e 2017. Em média, o IA_L foi: 8,76 ($\sigma = 5,58$). Novamente, maiores índices de Lang podem ser vistos em 2009 e 2011.

Figura 39 - Tendência da temperatura média e Índice de Lang para o reservatório Pentecoste, entre 2005 e 2017.

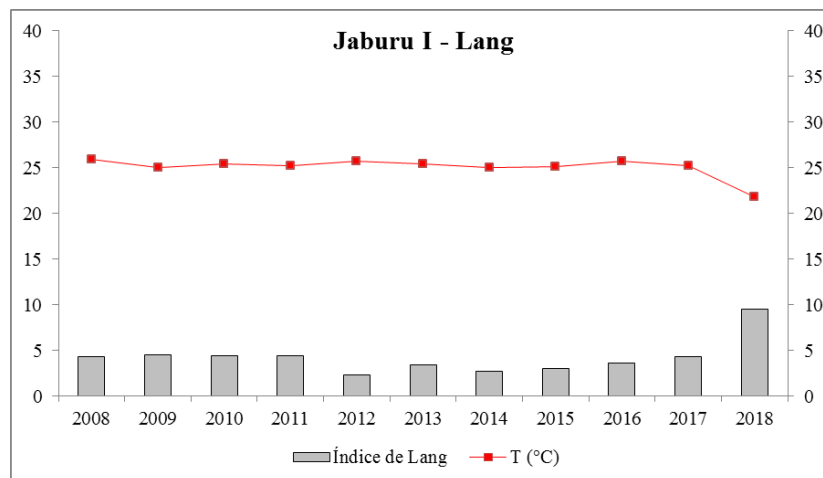


Fonte: elaborado pela autora (2019).

Calculando outros índices de aridez baseados no sistema de regressão linear, Zarei; Moghimi; Mahmoudi (2016) fizeram um estudo da severidade da seca, por meio do Índice de Seca (IDR) avaliado em 16 estações sinópticas, no período de 1980 a 2010. Com base na regressão linear, a maioria das secas ocorreu no mês de março de cada ano, considerando 37,5% das estações. Já baseado nos demais indicadores analisados, entre 43,7% e 50% das estações têm uma tendência decrescente significativa para IDR. Os resultados indicaram as frequentes tendências decrescentes nas séries temporais de IDR para séries temporais de curto prazo (uma série temporal mensal), considerando esses indicadores como em ordem crescente de severidade da seca.

Para Jaburu I, a média do índice de Lang foi de 4,24 ($\sigma = 1,91$), apresentando aridez entre os anos. Os dados calculados através do índice de Lang foram enquadrados no gráfico representado pela Figura 40, o qual mostra menores valores que nos reservatórios anteriores, com exceção de 2018, ano representativo do maior índice e decaimento da temperatura.

Figura 40 - Tendência da temperatura média e Índice de Lang para o reservatório Jaburu I, entre 2008 e 2018.



Fonte: elaborado pela autora (2019).

No Nordeste, os índices climáticos também foram computados como ferramenta para gerenciamento ambiental. Santos; Silva Júnior (2016) avaliaram os indicadores climáticos de aridez para os municípios de Juazeiro-BA e Petrolina-PE, em um período de 35 anos de análise. A abordagem quantitativa do índice de Lang permitiu classificar as cidades como áridas e Juazeiro apresentou índice de seca maior.

Santos; Peixoto; Alves (2017) analisaram índices climáticos no período de 1911 a 1990 para três municípios localizados em Alagoas. A distribuição avaliada ocorreu entre os meses dos anos e possibilitou concluir que as localidades apresentam duas estações bem definidas: seca (estiagem) e chuvosa (com elevada variabilidade da precipitação pluvial). Conforme Pereira *et al.* (2012), o período chuvoso na mesorregião semiárida nordestina se concentra no primeiro semestre do ano com maiores precipitações a partir do mês de março, como consequência da atuação da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), enquanto o período seco ocorre no segundo semestre do ano a partir do mês de outubro.

Paralelamente, o cálculo de três índices climáticos foi realizado por Moral *et al.* (2015) dentro do intervalo de 30 anos. Os autores observaram condições semi-áridas e mediterrânicas predominantes na região, cobrindo 70% do território e classificando 94% das

áreas como secas e semi-secas. A maioria das localidades é vulnerável à aridez na parte oeste, sul e sudoeste da Extremadura, quando as condições áridas são expressivamente detectadas.

Com o intuito de analisar as variações espaciais e temporais dos índices de aridez, Sarlak; Agha (2018) realizaram um estudo através da quantificação dos índices de Lang em 28 estações meteorológicas na região do Iraque, por 31 anos. Com a análise, os autores concluíram que regiões áridas e semiáridas constituem 97% das áreas do país. O abrupto ano de mudança ocorreu em 1997, para a maioria das estações, quando o território se tornou mais seco. Clima semiárido ao árido se concentra na região norte do Iraque, enquanto que hiperárido e árido ficam nas regiões sul e central do país.

Demais estados do nordeste brasileiro também foram investigados por Lopes; Leal (2015). Ao verificar as variações no Índice de Aridez (IA), classificação e tendência à desertificação ao longo de 1961 a 2014 para seis estações da Bahia e Pernambuco, o autor pôde observar uma redução do IA para as estações do Recife, Salvador e Bom Jesus da Lapa. A estação de Lençóis e de Garanhuns tiveram índices mais reduzidos e maior tendência à desertificação ao longo dos anos, ocasionando maior elevação das condições de aridez para projeções das próximas décadas.

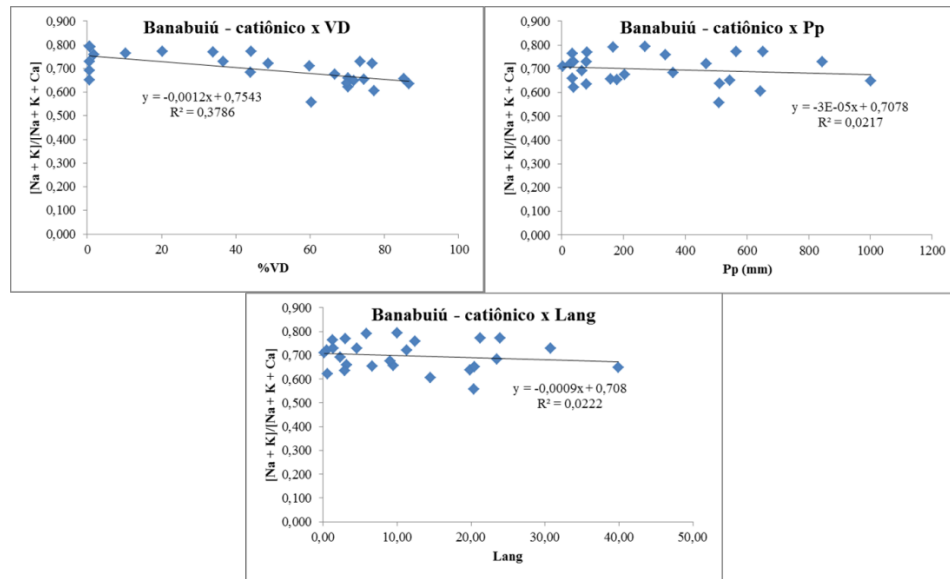
4.5 Abordagem hidroclimática

A abordagem hidroclimática foi realizada através da correlação entre as razões iônicas computadas e os parâmetros gerais de percentual de volume hídrico disponível, precipitação volumétrica e o índice climático de Lang. O perfil catiônico relacionado com os indicadores listados permitiu concluir que não houve correlação linear entre esse conjunto de dados (Figura 41).

Interações positivas são definidas quando r^2 se aproxima de 1, indicando que as duas variáveis se movem juntas. Correlações negativas indicam valores de r^2 próximos de -1 e as variáveis movem-se em direções opostas. Quando não há correlação significativa entre os pontos de dispersão, o resultado de r^2 aproxima-se de zero (LOESCH e HOELTGEBAUM, 2017).

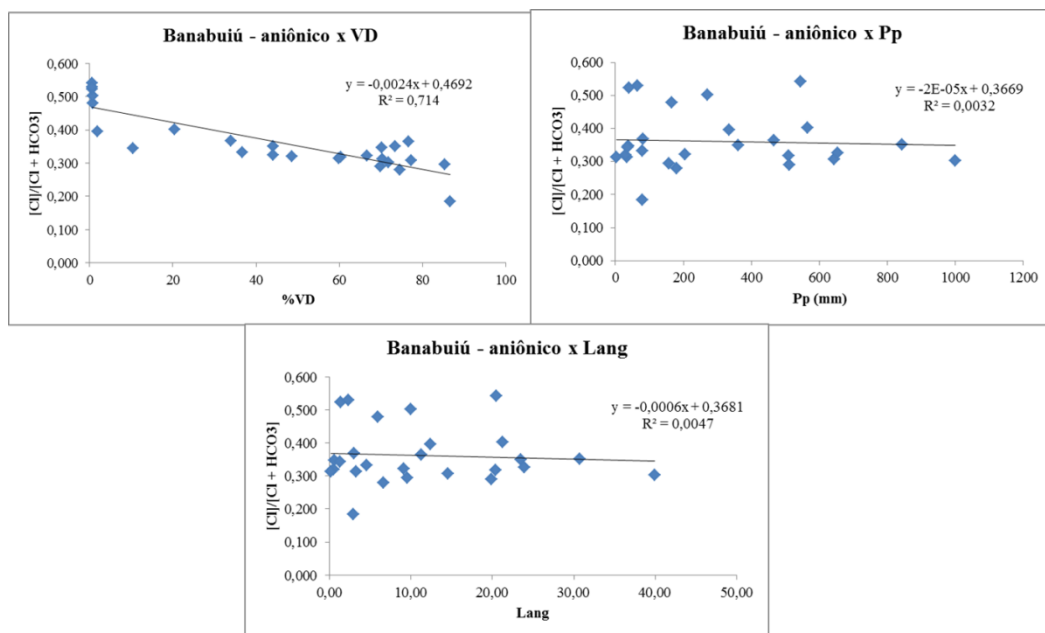
Assim, analisando as correlações estabelecidas entre a relação aniônica e os parâmetros analisados, observa-se correlação positiva e direcional para o volume disponível. A relação entre precipitação volumétrica e índice de Lang aproximou-se muito de zero, indicando nenhuma correlação (Figura 42).

Figura 41 - Relação entre o perfil catiônico e os parâmetros %VD, Pp (mm) e índice de Lang, para Banabuiú.



Fonte: elaborado pela autora (2019).

Figura 42 - Relação entre o perfil aniônico e os parâmetros %VD, Pp (mm) e índice de Lang, para Banabuiú

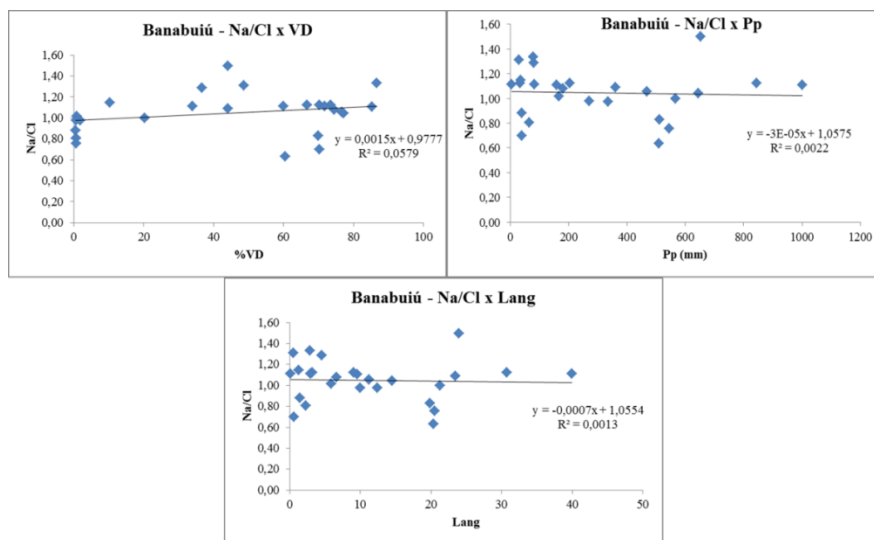


Fonte: elaborado pela autora (2019).

As Figuras 43 e 44 apresentam as razões $r_{Na/Cl}$ e $r_{[Ca + Mg]/[HCO_3 + SO_4]}$ relacionadas com os indicadores apontados, respectivamente, para Banabuiú. É possível observar baixa ou nenhuma relação significativa entre as correlações hidroclimáticas, mesmo com o percentual de volume disponível.

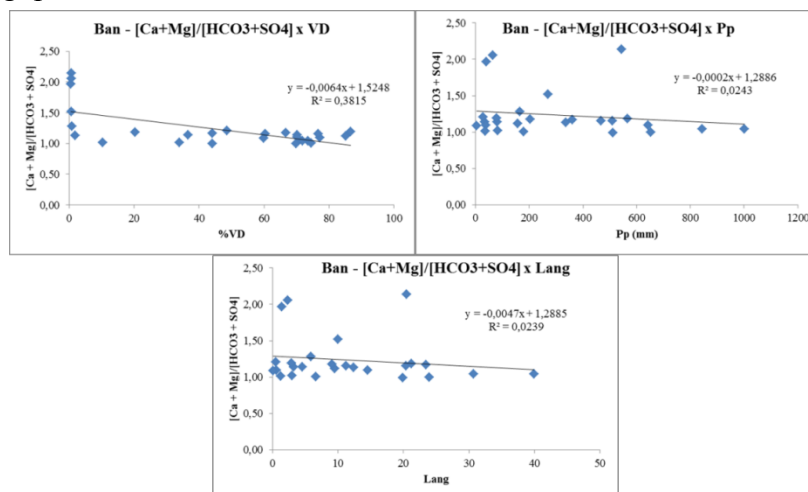
Gama e Jesus (2018) avaliaram a influência dos aspectos geomorfológicos e hidroclimáticos da microrregião de Ribeira do Pombal, Bahia. Os autores analisaram fatores climatológicos, áreas e altitude dos municípios pertencentes à microrregião e observaram correlação fortemente negativa (-0,935) entre altitude média e temperatura média anual. Além disso, os autores verificaram deterioração das águas dos mananciais, em geral artificiais, com oscilações nos fluxos de água e instabilidade microclimática da bacia, comprometendo a produção e qualidade das águas.

Figura 43 - Relação entre $r\text{Na/Cl}$ e os parâmetros %VD, Pp (mm) e índice de Lang, para Banabuiú.



Fonte: elaborado pela autora (2019).

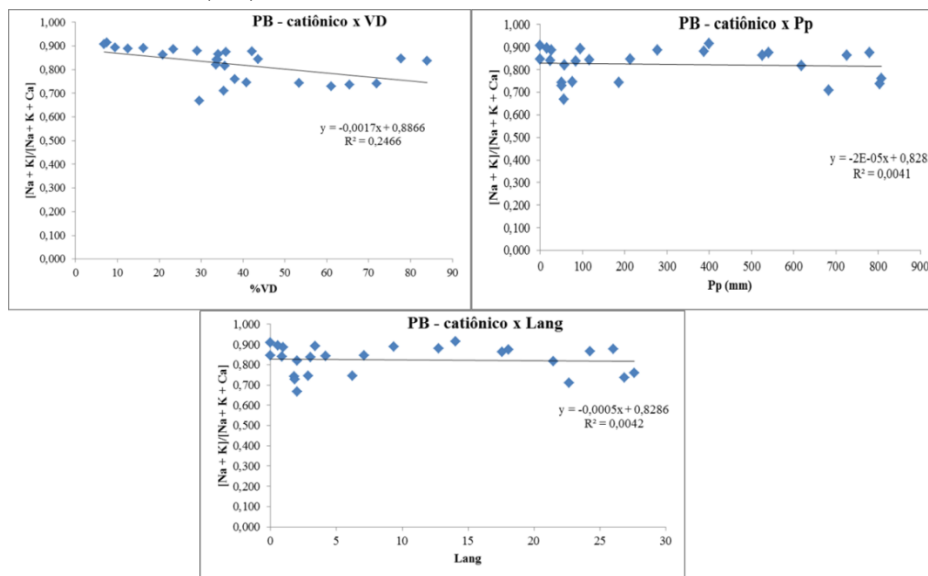
Figura 44 - Relação entre $r[\text{Ca} + \text{Mg}]/[\text{HCO}_3 + \text{SO}_4]$ e os parâmetros %VD, Pp (mm) e índice de Lang, para Banabuiú.



Fonte: elaborado pela autora (2019).

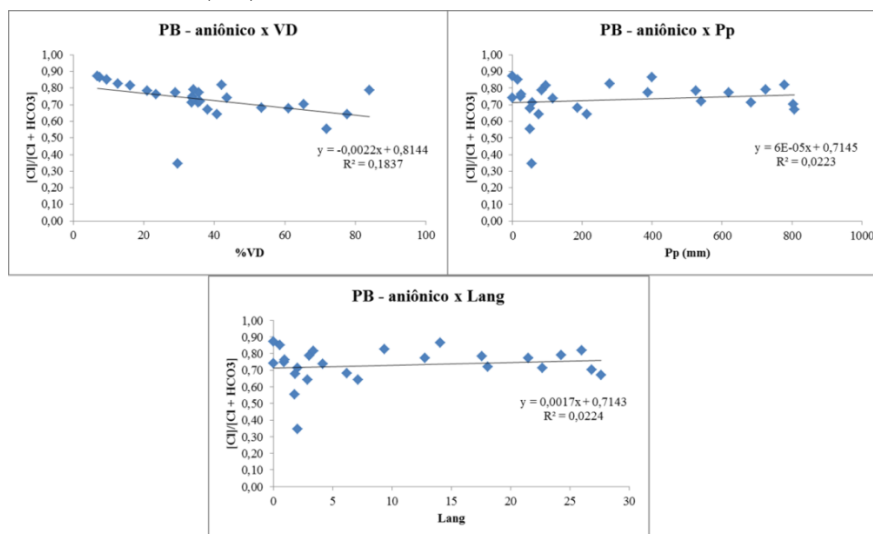
Ao observar a relação catiônica com os métodos abordados para Pedras Brancas (Figura 45), é possível inferir a baixa ou nenhuma correlação positiva ou negativa hidroclimática (r^2 muito próximo de zero). Analisando o perfil aniônico e as razões $r_{Na/Cl}$ e $r_{[Ca + Mg]/[HCO_3 + SO_4]}$, pode-se afirmar que também não houve relação estatística entre as variáveis, conforme exposto nas Figuras 46, 47 e 48.

Figura 45 - Relação entre o perfil catiônico e os parâmetros %VD, Pp (mm) e índice de Lang, para Pedras Brancas (PB).



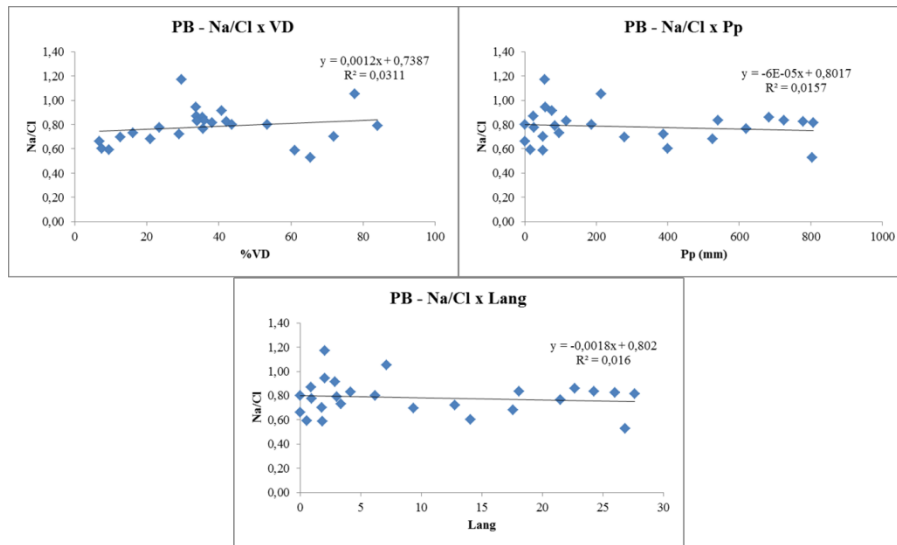
Fonte: elaborado pela autora (2019).

Figura 46 - Relação entre o perfil aniônico e os parâmetros %VD, Pp (mm) e índice de Lang, para Pedras Brancas (PB).



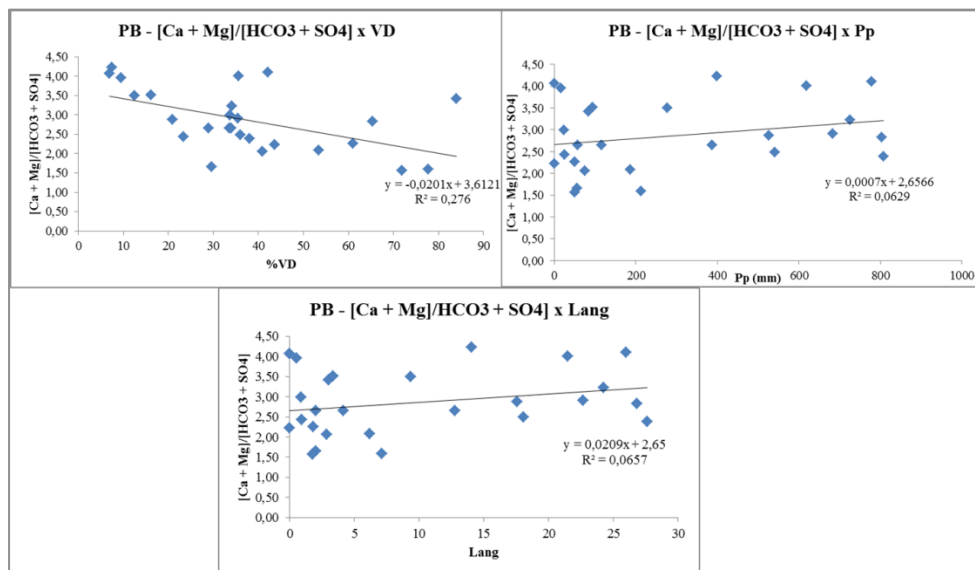
Fonte: elaborado pela autora (2019).

Figura 47 - Relação entre $r\text{Na}/\text{Cl}$ e os parâmetros %VD, Pp (mm) e índice de Lang, para Pedras Brancas (PB).



Fonte: elaborado pela autora (2019).

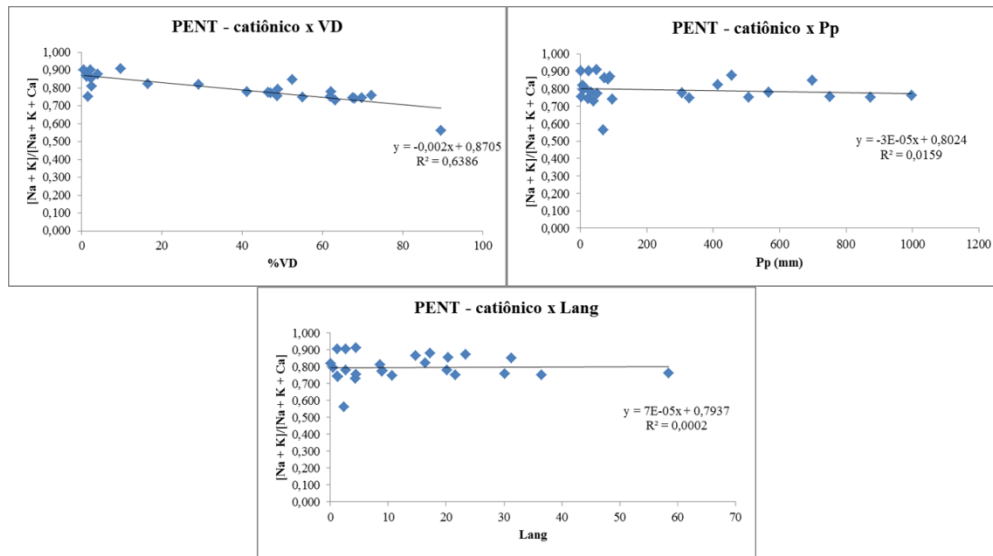
Figura 48 - Relação entre $r[\text{Ca} + \text{Mg}]/[\text{HCO}_3 + \text{SO}_4]$ e os parâmetros %VD, Pp (mm) e índice de Lang, para Pedras Brancas (PB).



Fonte: elaborado pela autora (2019).

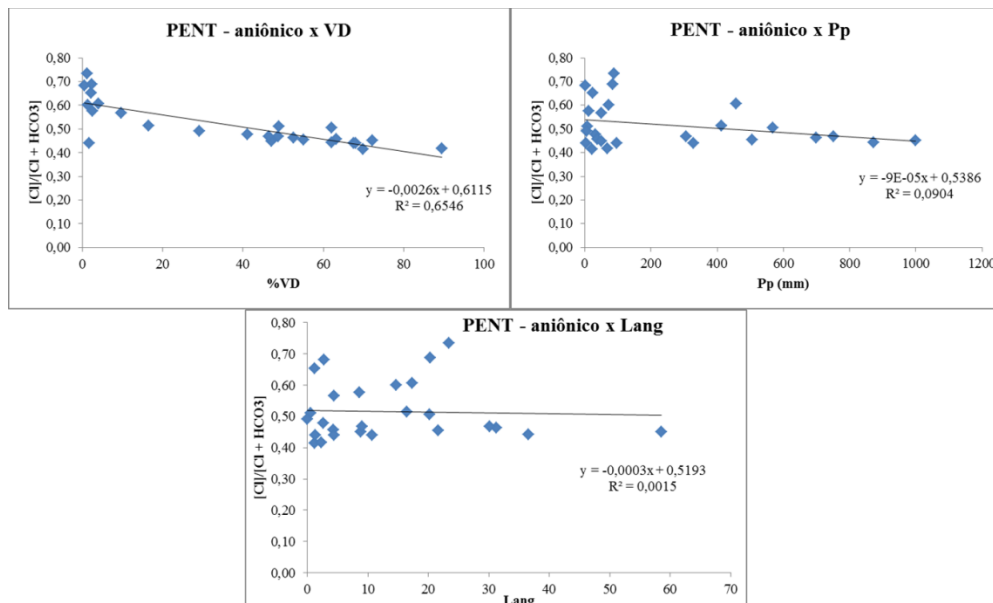
As Figuras 49, 50, 51 e 52 expõem a relação determinada entre as razões iônicas e o volume disponível, precipitação volumétrica e índice de Lang, para o reservatório Pentecoste. É possível observar interação positiva entre os perfis catiônico e aniônico e o volume disponível, individualmente. Devido aos baixos valores encontrados para r^2 , as razões $r\text{Na}/\text{Cl}$ e $r[\text{Ca} + \text{Mg}]/[\text{HCO}_3 + \text{SO}_4]$ não tiveram correlação com os processos analisados.

Figura 49 - Relação entre o perfil catiônico e os parâmetros %VD, Pp (mm) e índice de Lang, para Pentecoste (PENT).



Fonte: elaborado pela autora (2019).

Figura 50 - Relação entre o perfil aniônico e os parâmetros %VD, Pp (mm) e índice de Lang, para Pentecoste (PENT).

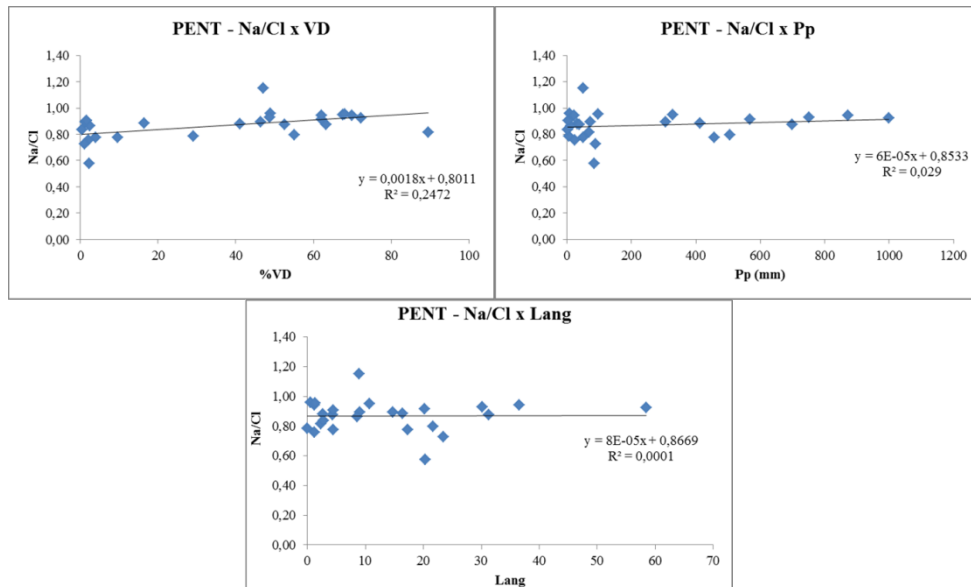


Fonte: elaborado pela autora (2019).

Medeiros *et al.* (2018) analisaram o impacto do volume hídrico armazenado nos maiores reservatórios dos estados do Ceará, Rio Grande do Norte e Paraíba em anos extremos de precipitação – chuvoso e seco. A técnica de correlação cruzada indicou que a precipitação acima do normal influenciou consideravelmente os níveis dos reservatórios nesse ano de

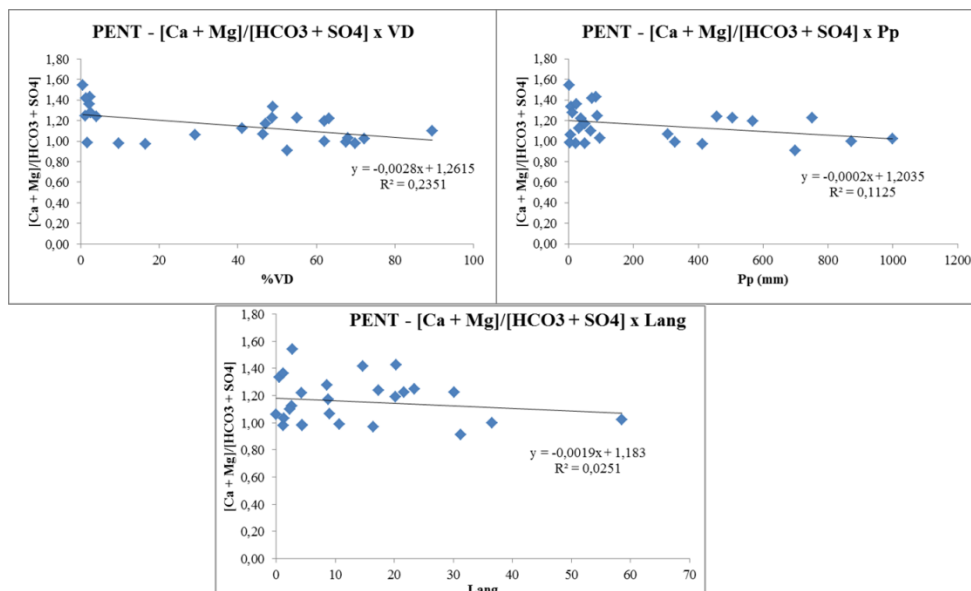
ocorrência. Já a precipitação abaixo da média influenciou os níveis dos reservatórios após dois meses.

Figura 51 - Relação entre $r\text{Na/Cl}$ e os parâmetros %VD, Pp (mm) e índice de Lang, para Pentecoste (PENT).



Fonte: elaborado pela autora (2019).

Figura 52 - Relação entre $r[\text{Ca} + \text{Mg}]/[\text{HCO}_3 + \text{SO}_4]$ e os parâmetros %VD, Pp (mm) e índice de Lang, para Pentecoste (PENT).

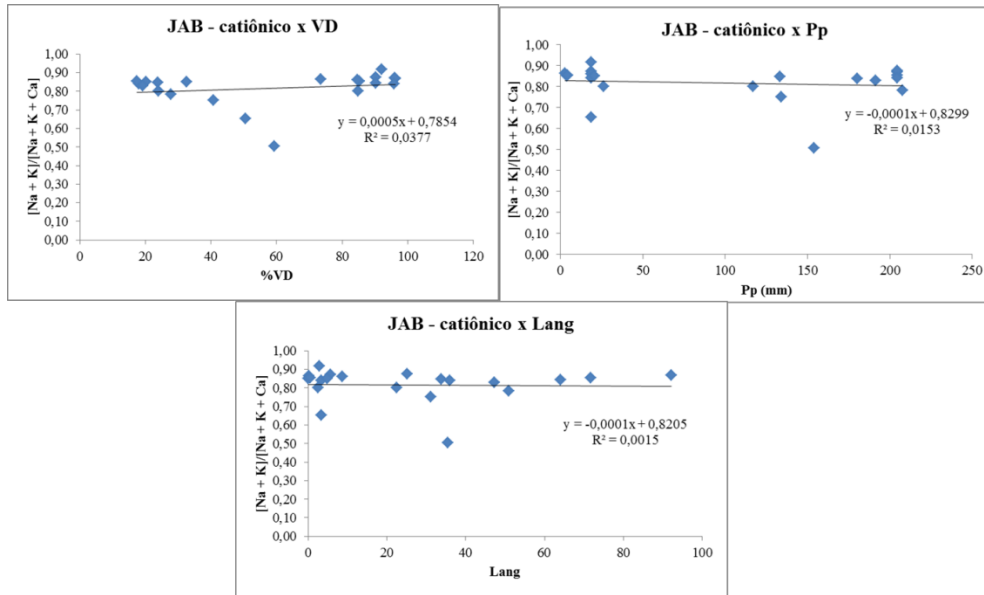


Fonte: elaborado pela autora (2019).

O reservatório Jaburu I não apresentou correlação entre os fatores analisados com a razão catiônica, conforme ilustra a Figura 53. Analisando o perfil aniônico, vê-se correlação

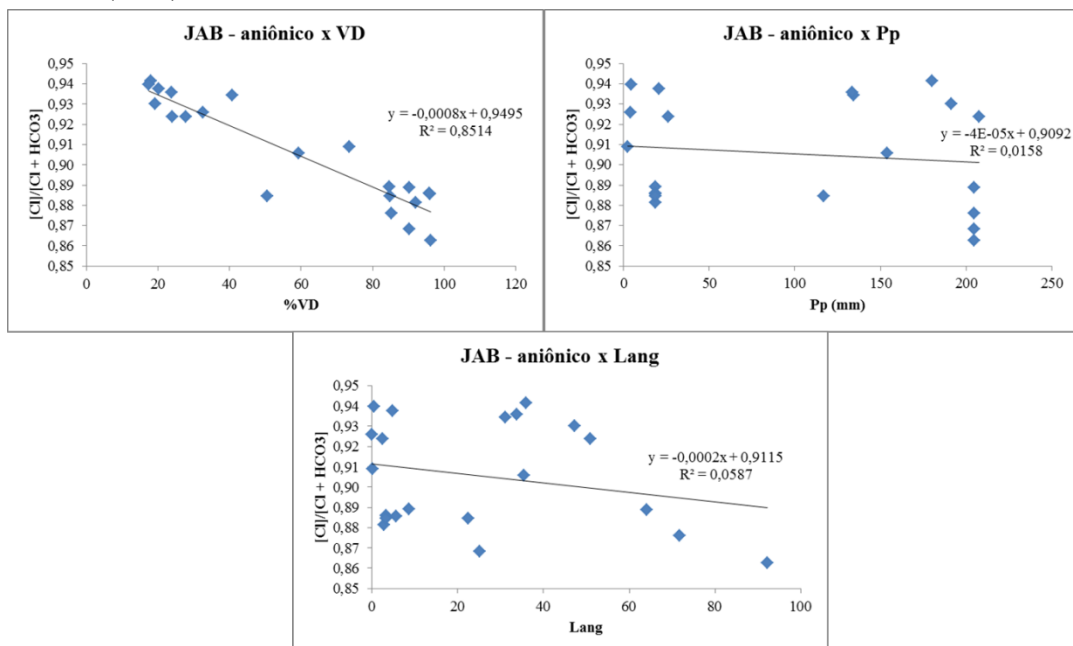
positiva com o volume disponível desse reservatório, o que também pode ser atribuído à interação com a rNa/Cl – Figuras 54 e 55, respectivamente. A relação $r[Ca + Mg]/[HCO_3 + SO_4]$ não demonstrou correlação significativa com nenhuma variável, o que é confirmado na Figura 56.

Figura 53 - Relação entre o perfil catiônico e os parâmetros %VD, Pp (mm) e índice de Lang, para Jaburu I (JAB).



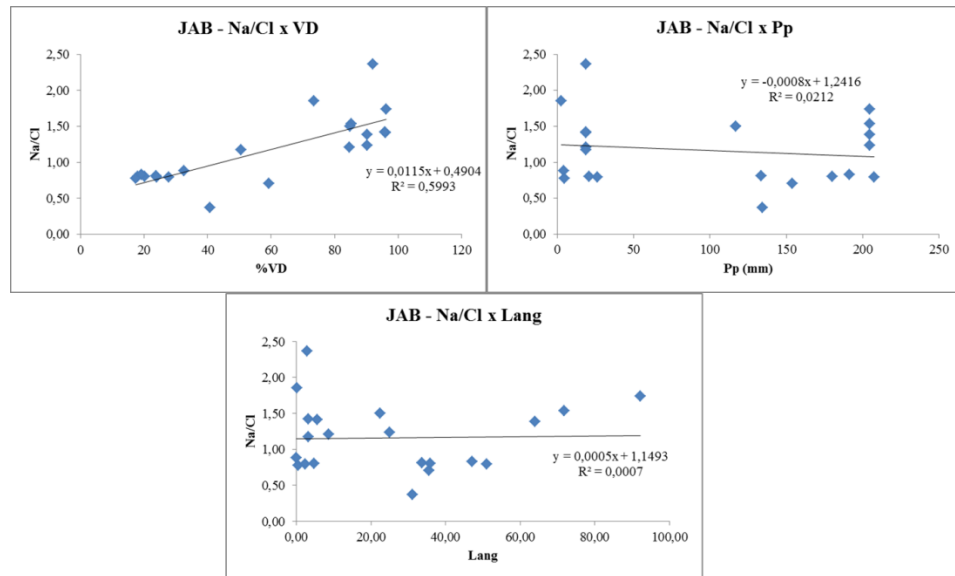
Fonte: elaborado pela autora (2019).

Figura 54 - Relação entre o perfil aniônico e os parâmetros %VD, Pp (mm) e índice de Lang, para Jaburu I (JAB).



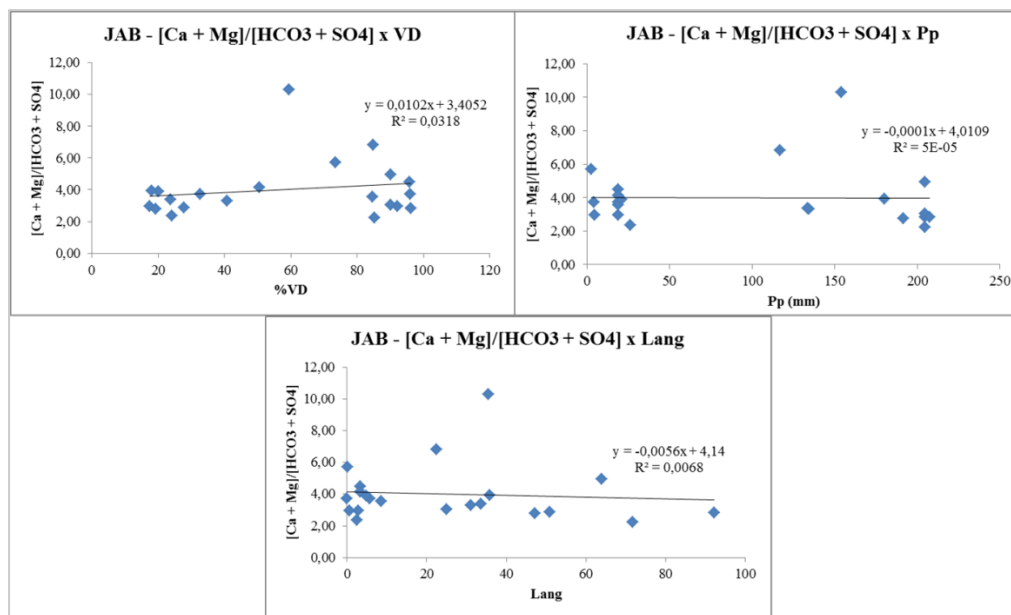
Fonte: elaborado pela autora (2019).

Figura 55 - Relação entre rNa/Cl e os parâmetros %VD, Pp (mm) e índice de Lang, para Jaburu I (JAB).



Fonte: elaborado pela autora (2019).

Figura 56 - Relação entre $r[\text{Ca} + \text{Mg}]/[\text{HCO}_3 + \text{SO}_4]$ e os parâmetros %VD, Pp (mm) e índice de Lang, para Jaburu I (JAB).



Fonte: elaborado pela autora (2019).

4.6 Comparação entre os métodos utilizados no trabalho

O conteúdo iônico das águas superficiais é determinado principalmente pelos cátions Na^+ , Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^+ e pelos ânions HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , sendo que a variação e a composição desses íons na água são influenciadas pelo ambiente terrestre, pelo clima, pelo intercâmbio entre água e sedimento e pelas atividades humanas (SANTOS, 2016). A detecção dos íons predominantes é distribuída em gráficos que oferecem a classificação dessas águas, com particularidades de cada método.

A plotagem dos dados das razões iônicas oferece gráficos que convergem com a hipótese de Ayres e Westcot (1991), os quais afirmam que a origem desses íons está na dissolução ou intemperismo de rochas e solos, incluindo a dissolução lenta do calcário, gesso e de outros minerais. Gibbs (1970) explica que os mecanismos dominantes da composição química das águas superficiais estão compreendidos entre precipitação atmosférica, intemperismo das rochas e evaporação-cristalização, sendo que seu diagrama trifásico estuda a plotagem dos mecanismos dominantes no conteúdo iônico, concordando com o gráfico das razões iônicas calculadas.

O diagrama de Piper foi importante para determinar a classificação e comparação dos distintos grupos das águas dos reservatórios quanto aos cátions e ânions dominantes. As proporções são traçadas nos gráficos triangulares e suas escalas, para a proporção das variáveis, correspondem a 100 por cento. Os gráficos mostram, assim, as proporções relativas dos íons principais, mas não suas concentrações absolutas (BARRETO e GARCIA, 2010). O diagrama de Chadha enquadra as águas de acordo com o domínio catiônico e aniônico, as classificando em grupos com domínios específicos dos íons. Dessa forma, Chadha confirma Piper, pois informa a classificação das águas em termos de domínio iônico.

A verificação das séries temporais da qualidade iônica da água foi primordial para ver o comportamento dos índices iônicos calculados ao decorrer do tempo de análise. Também, as correlações empíricas entre o perfil iônico e volume disponível, precipitação volumétrica e índice de Lang representou uma abordagem essencial para a análise hidroclimática, além de reunir os principais tópicos abordados nesse estudo. Esses métodos conferem enriquecimento ao conteúdo do trabalho, por analisarem o perfil dos reservatórios estudados em uma visão geral de abordagem correlativa.

5 CONCLUSÃO

Esse trabalho objetivou verificar a origem dos mecanismos de salinização do conteúdo iônico em águas superficiais de reservatórios do semiárido cearense por uma visão hidroquímica e de qualidade da água com atrelamento hidroclimático. Os resultados encontrados permitiram concluir os seguintes aspectos:

1. Os quatro reservatórios apresentaram a ocorrência de salinização, com dominância de Na^+ entre os cátions e HCO_3^- e Cl^- entre os ânions. Pentecoste mostrou águas alcalinas, enquanto que Jaburu I demonstrou a incidência de salinização especialmente em 2012, por eliminação dos sais presentes no solo.
2. As águas superficiais dos reservatórios apresentaram predominância quanto às águas bicarbonatadas mistas para Banabuiú e cloretadas sódicas para Pedras Brancas, Pentecoste e Jaburu I, com intemperismo químico em halita.
3. Os gráficos de razão molar $r\text{Na}^+/\text{Cl}^-$ indicaram aumento gradual da concentração de Cl^- , sugerindo que a dissolução de halita pode ser a principal fonte de Na^+ e Cl^- . Além disso, as relações $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ versus $\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$ mostraram que o processo geoquímico dominante se baseia na dissolução de carbonato e gipsita.
4. Os índices iônicos representaram a tendência à dissolução das espécies químicas em água (incrustação) e à reação que podem estabelecer com as tubulações em redes de abastecimento (corrosão), além do perfil para uso na irrigação. As águas superficiais do Banabuiú podem ser classificadas como de incrustação leve, corrosão forte, tendência não agressiva, mas elevado risco de salinidade. Para Pedras Brancas, a classificação foi de incrustação suave, com corrosão moderada, sendo não agressivo e com elevado risco de salinidade e baixo risco de sodicidade. O reservatório Pentecoste foi definido como de incrustação suave, corrosão forte, sem agressividade e com baixo risco de sódio e risco médio de salinização. As águas superficiais de Jaburu I foram indicativas de corrosão suave e severa, moderadamente agressivas, com baixo risco à classificação e sódio, além de salinidade baixa.
5. De acordo com o cálculo do índice de Lang, os quatro reservatórios estudados apresentaram aridez climática.

6. As análises de correlação hidroclimática foram importantes para ressaltar a correlação positiva entre as razões catiônica, aniônica e percentual de volume disponível e rNa/Cl de Banabuiú, Pentecoste e Jaburu I.
7. Ao analisar os gráficos adotados nesse trabalho, os diagramas das razões iônicas e de Gibbs explicam os mecanismos atuantes na origem da salinização dos reservatórios. O diagrama de Piper converge com o de Chadha, pois classificam as águas quanto à dominância iônica. As séries temporais dos índices iônicos e os gráficos de correlação hidroclimática oferecem uma visão geral do trabalho, sendo importantes para visualização do perfil hidroclimático.
8. Conclui-se que o estudo da variabilidade hidroclimática interfere nos parâmetros hidroquímicos, sendo essencial a verificação das interconexões referentes ao conteúdo iônico e à hidrogeologia dos reservatórios.
9. Como sugestão a trabalhos futuros, aponta-se a continuidade do estudo sob uma análise geológica, bem como a comparação direta com a hidrogeologia das nascentes próximas aos reservatórios.

REFERÊNCIAS

- ABBASNIA, A. *et al.* Groundwater quality assessment for irrigation purposes based on irrigation index and its zoning with GIS in the villages of Chabahar, Sistan and Baluchistan, Iran. **Data in Brief**, v. 19, p. 623-631, 2018.
- ABU-ALNAEEM, M. F. *et al.* Assessment of groundwater salinity and quality in Gaza coastal aquifer, Gaza Strip, Palestine: an integrated statistical, geostatistical and hydrogeochemical approaches study. **Science of the Total Environment**. v. 615, p. 972-989, 2018.
- ACHARYA, S.; SHARMA, S. K.; KHANDEGAR, V. Assessment and hydro-geochemical characterization for evaluation of corrosion and scaling potential of groundwater in South West Delhi, India. **Data in Brief**, Elsevier, v. 18, p. 928-938, 2018.
- ALBUQUERQUE, U. P. DE; ANDRADE, L DE H. C. Uso de recursos vegetais da caatinga: o caso do agreste do Estado de Pernambuco (Nordeste do Brasil). **Revista Interciência**, v. 27, n.7, p. 336- 346, 2002.
- ALVES, J. J. A. *et al.* Indicadores climáticos das áreas de desertificação nos cariris velhos da Paraíba. **Revista Geonorte**, edição especial 2, v. 1, n. 5, p. 585-597, 2012.
- ALVES, M. G. *et al.* Qualidade das águas subterrâneas da Bacia de Campos dos Goytacazes/RJ. **Revista de Geología Aplicada a la Ingeniería**, v. 1, p. 1-17, 2010.
- ALVES, R. I. S. *et al.* Avaliação das concentrações de metais pesados em águas superficiais e sedimentos do Córrego Monte Alegre e afluentes, Ribeirão Preto, SP, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 5, n. 3, 2010.
- AMBRIZZI, T.; SACCO, M. A. L.; FERRAZ, S. E. T. A importância das teleconexões para a previsão sazonal. **Ciência e Natura**, v. 36, p. 137-148, 2014.
- ANDRADE, C. F. F. *et al.* Fluxo de nutrientes associados às descargas de água subterrânea para a lagoa Mangueira (Rio Grande do Sul, Brasil). **Química Nova**, v. 35, n.5, p. 5-10, 2012.
- ANNAPOORNA, H.; JANARDHANA, M. R. Assessment of Groundwater Quality for Drinking Purpose in Rural Areas Surrounding a Defunct Copper Mine. **Aquatic Procedia**, v. 4, p. 685-692, 2015.
- APHA. **Standard Methods for the examination of water and wastewater**, 20th ed., American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation: Washington, 1998.
- ARAÚJO, A. L. V. DE. **Mecanismos dominantes na salinização de água em rochas anisotrópicas com base em razões iônicas e número *Fuzzy*, em área do sertão central no Ceará**. 2017. 191 f. Tese (Doutorado em Geologia). Programa de Pós-Graduação em Geologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2017.

ARAÚJO, K. D. *et al.* Índices de aridez aplicados ao semi-árido paraibano: De Martonne, Lang, Meyer, CCD e xerotérmico (Gausson). **Revista eletrônica do curso de Geografia do Campus Jataí – UFG**, v. 10, jan-jun. 2008.

ARAÚJO NETO, J. R. *et al.* Modelagem da estrutura iônica das águas superficiais de reservatórios da bacia metropolitana do Ceará, Brasil usando regressão linear múltipla. **Revista Agroambiente On-line**, v. 8, n.1, p. 29-38, 2014.

ARRAES, F. D. D. *et al.* Identificação dos íons determinantes da condutividade elétrica nas águas superficiais da Bacia do Curu, Ceará. **Revista Ciência Agronômica**, v.40, p.346-355, 2009.

AUDRY, P.; SUASSUNA, J. **A Salinidade das Águas Disponíveis para a Pequena Irrigação no Sertão Nordestina**. Recife: CNPQ, 1995.

AYRES, R. S.; WESTCOT, D. W. A qualidade da água na agricultura. (Tradução), Campina Grande: UFPB, 218 p, 1991.

BABAEIA, A. A. *et al.* Data on groundwater quality, scaling potential and corrosiveness of water samples in Torbat-e-Heydariyeh rural drinking water resources, Khorasan-e-Razavi province, Iran. **Data in Brief**, Elsevier, v. 19, p. 2260-2266, 2018.

BAIRD, C.; CANN, M. **Química Ambiental**. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2011.

BALI, K. M. Saline water. *In: Encyclopedia of Water Science*. 2a ed. Taylor and Francis. New York. 1011-1013p. 2011. Disponível em:< <http://tandfonline.com/doi/book/10.1081/e-ews2>>. Acesso em: 11 jan. 2019.

BARRETO, P. R. **A Qualidade da Água dos Açudes Carira e Buri**. 2009. 133 p. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas). Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, Sergipe, 2009.

BARROSO, A. de A. F. *et al.* Avaliação qualitativa das águas subterrâneas para irrigação na região do Baixo Jaguaribe – Ceará. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, v. 4, n. 3, p. 150–155, 2010.

BARRETO, P. R.; GARCIA, C. A. B. Caracterização da qualidade da água do açude Buri – Frei Paulo/SE. **Scientia Plena**, v. 6, n 9, 2010.

BERTOLO, R.; HIRATA, R.; FERNANDES, A. Hidrogeoquímica das águas minerais envasadas do Brasil. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 37, n.3, p. 515-529, set. 2007.

BETANCUR, T.; PALÁCIO, C. A. **Conceptual Models in Hydrogeology, Methodology and Results. Hydrogeology – A global perspective**. Edited by KAZEMI, G. A, p. 203 – 222, 2012.

BORTOLIN, T. A. *et al.* Hidrogeologia e hidroquímica dos aquíferos fraturados associados às rochas vulcânicas ácidas no Município de Carlos Barbosa (RS). **Revista Ambiente e Água**, v.9, n.1, p.56-67, 2014.

BOYD, C. E.; TRUCKER, C. S.; SOMRIDHIVEJ, B. Alkalinity and Hardness: Critical but Elusive Concepts in Aquaculture. **Journal of the World Aquaculture Society**, v. 47, n. 1, feb. 2016.

BRAGA JÚNIOR, M. G.; MELO, J. G.; DINIZ FILHO, J. B. Comportamento hidrodinâmico e hidroquímico do sistema aquífero Barreiras-Jandaíra-Açu na área da fazenda Belém, oeste da Bacia Potiguar, CE. **Águas Subterrâneas**, v. 31, n. 3, p. 222-242, 2017.

BRANDÃO, R. L.; FERNANDO, A. C. F.; BENVENUTI, S. M. P. **Programa de Recenseamento de Fontes de abastecimento por água subterrânea no Estado do Ceará**. Diagnóstico do município de Pentecoste, Relatórios Técnicos, 1998.

BRÜMMER, G. W.; BARROW, N. J.; FISCHER, L. Effect of porosity of goethite on the sorption of six heavy metal ions. **European Journal of Soil Science**, v. 64, p. 805–813, 2013. doi: <https://doi.org/10.1111/ejss.12091>.

CAMPOS, J. E. G. *et al.* Geologia do Grupo Paranoá na Porção Externa da Faixa Brasília. **Brazilian Journal of Geology**, São Paulo, v. 43, n. 3, p. 461-476, 2013.

CASTRO-ARRAZOLA, I. *et al.* Spatial and temporal variations of aridity shape dung beetle assemblages towards the Sahara desert. **Peer J**, p. 1-27, 2018. DOI 10.7717/peerj.5210.

CAVALCANTE, A. M. B. Paisagens insulares no semiárido do Ceará. **Revista de Geografia**, v. 30, n. 3, p. 163-177, 2013.

CAVAZZANA, G.H. *et al.* Análise de agressividade e incrustação das águas subterrâneas na região urbana de Campo Grande-MS. **Águas subterrâneas**, v. 26, n. 1, p. 83-97, 2012.

CHADHA, D. K. A proposed new diagram for geochemical classification of natural waters and interpretation of chemical data, **Hidrogeology Journal**, Berlim, v. 7, p. 431-439, 1999.

CHRISTEN, A. *et al.* Factors associated with compliance among users of solar water disinfection in rural Bolivia. **BMC Public Health**, v. 11, n. 1, p. 11- 210, 2011.

CHRISTOPHERSON, R. W. **Geossistemas: uma introdução à geografia física**. Porto Alegre: Bookman, 2012.

CLARKE, N. *et al.* The formation and fate of chlorinated organic substances in temperate and boreal forest soil. **Environmental, Science, Pollution Resource**. v. 16, p. 127-143. 2009.

COGERH, Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos. **Reservatórios**. Disponível em: <<http://www.hidro.ce.gov.br>>. Acesso em: 18 dez 2018.

CONAMA, **RESOLUÇÃO CONAMA Nº 53**, de 18 de março de 2005. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/MMA/RE0238-221297.PDF>. Acesso em: 12 fev 2019.

CONCEIÇÃO, F. T.; BONOTTO, D. M. Relações hidroquímicas aplicadas na avaliação da qualidade da água e diagnóstico ambiental na bacia do Rio Corumbataí (SP). **Geochimica Brasiliensis**, v.16, n.1, p.1-21, 2002.

COSTA, J. A.; SILVA, D. F. Distribuição espaço-temporal do Índice de anomalia de chuva para o Estado do Ceará. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.10, n. 4, p. 1002-1013, 2017.

CRUZ, W. B.; MELO, F. A. P. **Estudo geoquímico preliminar das águas subterrâneas do nordeste do Brasil**. Recife: SUDENE/Divisão de documentação. 147p., 1968. (Brasil, SUDENE, Hidrogeologia, 19).

CUNHA, L. V. *et al.* **Impacts of Climate Change on Water Resources: A Case Study on Portugal**. The Fourth Inter-Celtic Colloquium on Hydrology and Management of Water Resources, Guimarães, Portugal, p. 11-14, 2005.

CUSTODIO, E.; LLAMAS, M. R. **Hidrologia subterrânea**. 2. ed. Barcelona: Omega, 1983.

DALEY, M. L.; POTTER, J. D.; MCDOWELL, W.H. Salinization of urbanizing new Hampshire streams and groundwater: Effects of road salt and hydrologic variability. **Journal of the North American Benthological Society**, North American, v. 28, n. 4, p.929-940, oct. 2009.

DANELON, O. M.; MOREIRA-NORDEMANN, L. M. Ocorrência natural e antropogênica de Cl^- , Na^+ , NO_3^- , NH_4^+ e SO_4^{2-} na bacia do Rio Quilombo (Cubatão-SP). **Revista Brasileira de Geociências**, v. 21, n.1, p. 96-101, mar 1991.

DEER, W. A.; HOWIE, R. A.; ZUSSMAN, J. **An introduction to the rock-forming minerals**. Person education limited. 2. ed. England, 1997.

DEGHANI, M. H.; GHANBARI, R.; HEIDARINEJAD, Z. Dataset on comparing the corrosion indices of alum and ferric chloride coagulants with phosphate dose elevation. **Data in Brief**, Elsevier, v. 20, p. 281-288, 2018.

DELPLA, I. *et al.* Impacts of climate change on surface water quality in relation to drinking water production. **Environment International**, v. 35, p. 1225-1233, 2009.

Disponível em: <<http://www2.ipece.ce.gov.br/atlas/capitulo1/12/129x.htm>>. Acesso em: 14 ago. 2019.

Disponível em: <<http://meioambiente.culturamix.com>>. Acesso em: 14 ago. 2019.

DUGAN, H. A. *et al.* Salting our freshwater lakes. **Environmental Sciences**, v. 114, n. 17, p. 4453-4458, 2017.

EDMUNDS, W. M. *et al.* Groundwater evolution in the Continental Intercalaire aquifer of southern Algeria and Tunisia: trace element and isotopic indicators. **Applied. Geochemistry**, v. 18, n.6, p. 805–822, 2003.

ELIAS, E. *et al.* Climate change, agriculture and water resources in the southwestern United States. **Journal of Contemporary Water Research & Education**, v. 158, p. 46-61, 2016.

FEITOSA, F. A. C. *et al.* **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. 3. ed. CPRM, 2008.

FELLER, M. C.; KIMMINS, J. P. Chemical characteristics of small streams near Haney Southwestern British Columbia. **Water Resources Research**, v. 15, n. 2, p. 247-258, 1979.

FERNANDES, D. S. *et al.* **Índices para a quantificação da seca**. Embrapa Arroz e Feijão, 1. ed, Documentos 244, 2009.

FERNANDES, L. F. S. *et al.* DRASTIC and GOD vulnerability maps of the Cabril River Basin, Portugal. **Revista Escola de Minas, Ouro Preto**, v. 67, n. 2, p.133-142, 2014.

FERNANDES, W. S. *et al.* Avaliação do impacto das mudanças climáticas no balanço hídrico na bacia do Orós usando os modelos de mudanças climáticas do IPCC-AR₄ para o cenário A₁B, **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica**, v. 9, n. 1, p. 28-48, 2016.

FERRAZ, R. de C. **Avaliação de sistema alternativo de proteção contra a corrosão em circuito de água de refrigeração**. 2007. 92 f. Dissertação de mestrado. (Mestrado em Ciências em Engenharia Metalúrgica e de Materiais). Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-graduação e Pesquisa de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2007.

FERREIRA, K. C. D. *et al.* Adaptação do índice de qualidade de água da National Sanitation Foundation ao semiárido brasileiro, **Revista Ciência Agronômica**, v. 46, n. 2, p. 277-286, 2015.

FRANCISCO, C-A. D. Estudio de sequías meteorológicas anuales por medio del índice de aridez, en el estado de Zacatecas, México. **Ingeniería Investigación y Tecnología**, v. XVII, n. 3, p. 405-417, 2016.

FRÍAS, G. J. H.; PINILLA, L. C. S. Influencia de la dureza del agua en ríos y pozos en la efectividad de Plaguicidas, provincia de Los Santos, Panamá. **Revista Investigaciones Agropecuarias**, v. 1, n. 2, p. 28-42, 2019.

FU, C. *et al.* A hydrochemistry and multi-isotopic study of groundwater origin and hydrochemical evolution in the middle reaches of the Kuye River basin. **Applied Geochemistry**, v. 98, p. 82-93, 2018.

FUCK JÚNIOR, S. C. de F. Subsídio à Gestão Ambiental: descrição fisiográfica e análise funcional das bacias hidrográficas do Ceará. **Revista Eletrônica do Curso de Geografia do Campus Jataí - UFG**. Jataí, GO, n.10, jan-jun. 2008. Geoambiente On-Line. Disponível em: <<http://www.jatai.ufg.br/geografia>>. Acesso em: 07 out. 2019.

FUNCEME, Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. **Mapas temáticos**. Disponível em: <<http://www.funceme.br>>. Acesso em: 07 out. 2019.

GAISER, T. *et al.* **Water Availability and Vulnerability of Ecosystems and Society in the Semiarid Northeast of Brazil**. (Eds) Global Change and Regional, 2003.

GAMA, A. F.; OLIVEIRA, A. H. B.; CAVALCANTE, R. M. Inventário de agrotóxicos e risco de contaminação química dos recursos hídricos no semiárido cearense. **Química Nova**, v. 36, n.3, p. 462-467, 2013.

GAMA, D. C.; JESUS, J. B. Aspecto geomorfológico, hidroclimático e ambiental da microrregião de Ribeira do Pombal, Bahia, Brasil. **Geoambiente on-line**, v. 32, p. 57-73, 2018.

GASTMANS, D. *et al.* Geochemical evolution of groundwater in a basaltic aquifer based on chemical and stable isotopic data: case study from the Northeastern portion of Serra Geral Aquifer, São Paulo state (Brazil). **Journal of Hydrology**, v.535, p. 598–611, 2016.

GHALIB, H. B. Groundwater chemistry evaluation for drinking and irrigation utilities in east Wasit province, Central Iraq. **Applied Water Science**, v. 7, n. 7, p. 3447-3467, 2017.

GIBBS, R. J. Mechanisms Controlling World Water Chemistry. **Science**, v. 170, n. 3962, p. 1088-1090. 1970.

GRADES, E. A. **Modelling and simulation of CO₂ release in multiple-effect distillers for seawater desalination**. 2004. 84 f. Dissertation (Doktor-Ingenieur) – Mathematisch Naturwissenschaftlich-Technische Fakultät der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg in Tafilah. Jordanien, 2004.

GUEVARA, E.; CARTAYA, H. **Hidrología: una introducción a la ciencia hidrológica aplicada**. Valencia, Venezuela: Universidad de Carabobo, 1991.

GUIMARÃES, G. P.; MELLO, W. Z. Estimativa do fluxo de amônia na interface ar-mar na Baía de Guanabara – estudo preliminar. **Química Nova**, v. 29, n.1, p. 54-60, 2006.

HARASHIMA, A. *et al.* Verification of the silica deficiency hypothesis based on biogeochemical trends in the aquatic continuum of lake Biwa-Yodo River-Seto Inland Sea, Japan. **Ambio: A Journal of the human environment**, v. 35, p. 36-42, 2006.

HAVENS, K., JEPPESEN, E. Ecological responses of lakes to climate change. **Water**, v. 10, n. 917, p. 1-9, 2018.

HEIDARINEJAD, Z. *et al.* Data on quality indices of groundwater resource for agricultural use in the Jolfā, East Azerbaijan, Iran. **Data in Brief**, v. 19, p. 1482-1489, 2018.

HEM, J. D. **Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water**. U.S. Geological Survey Water-Supply Paper, p. 1-263, 1985.

HENRY, S.; BOYLE, P.; LAMBIN, E. F. Modelling inter-provincial migration in Burkina Faso, West Africa: The role of socio-demographic and environmental factors. **Applied Geography**, London, v. 23, n. 2, p. 115-136, 2003.

HEROJEET, R. *et al.* Quality characterization and pollution source identification of surface water using multivariate statistical techniques, Nalagarh Valley, Himachal Pradesh, India. **Applied Water Science**, v. 7, p. 2137-2156, 2017.

- HESSE, C.; KRYSANOVA, V. Modeling Climate and Management Change Impacts on Water Quality and In-Stream Processes in the Elbe River Basin. **Journal Water**, n.8, v.40, p. 1-31, 2016.
- HOSSEINI, N.; JOHNSTON, J.; LINDENSCHMIDT, K-E. Impacts of Climate Change on the Water Quality of a Regulated Prairie River. **Water**, Suíça, v. 9, n. 199, p. 1-15, march 2017.
- HUANG, T.; PANG, Z. The role of deuterium excess in determining the water salinization mechanism: a case study of the arid Tarim River Basin, NW China. **Applied. Geochemistry**, v. 27, n. 12, p. 2382–2388, 2012.
- JENNERJAHN, T. *et al.* **Factors controlling dissolved silica in tropical rivers**. In: Ittekkot, V.; et al.(eds) *The silica cycle*. Island Press, Washington, 2006.
- JEPPESEN, E. *et al.* Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. **Hydrobiologia**, v. 750, p. 201-227, 2015.
- KAUSHAL, S. S. *et al.* Human-accelerated weathering increases salinization, major ions, and alkalization in fresh water across land use. **Applied Geochemistry**, v. 83, p. 121-135, 2017.
- KAWO, N. S.; KARUPPANNAN. Groundwater quality assessment using water quality index and GIS technique in Modjo River Basin, central Ethiopia. **Journal of African Earth Sciences**, v. 147, p. 300-311, 2018.
- KENAWY, A. M. *et al.* Recent changes in continentality and aridity conditions over the Middle East and North Africa region, and their association with circulation patterns. **Climate Research**, v. 69, p. 25-43, 2016.
- KHANORANGA, S. K. An assessment of groundwater quality for irrigation and drinking purposes around brick kilns in three districts of Balochistan province, Pakistan, through water quality index and multivariate statistical approaches. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 197, p. 14-26, 2019.
- KUMAR, S. K. *et al.* Hydrogeochemical study of shallow carbonate aquifers, Rameswaram Island, India. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 184, n. 7, p. 4127–4139, 2011.
- KUMAR, S. K. *et al.* Hydro-geochemistry and application of water quality index (WQI) for groundwater quality assessment, Anna Nagar, part of Chennai City, Tamil Nadu, India. **Applied Water Science**, Paris, v. 5, p. 335-343, may 2015.
- LACERDA, L. D.; TELES, M. O.; MOLISANI, M. M. Changes in mangrove extension in the Pacoti River, Ceará State Northeastern Brazil due to regional environmental changes between 1958 and 2004. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 3, p. 67-72, 2007.
- LANGELIER, W. F. **The Analytical Control of Anti-Corrosion Water Treatment**. AWWA, 28, 1500, 1936.

LEE, J. D. **Química Inorgânica não tão concisa**. Editora Edgard Blucher, 544p. São Paulo, 1999.

LIMA, A. O. *et al.* Mechanisms controlling surface water quality in the Cobras river sub-basin, northeastern Brazil. **Revista Caatinga**, v.30, n.1, p. 181-189, 2017.

LIMA, R. S. **Qualidade da Água dos Reservatórios Situados na Bacia Hidrográfica dos Rios Piauí – Real: uma avaliação com base em técnicas estatísticas multivariadas e razões iônicas**. 2015. 101 f. Dissertação de mestrado (Mestrado em Recursos Hídricos). Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão. Sergipe, 2015.

LIMA, W. P. **Hidrologia Florestal Aplicada ao Manejo de Bacias Hidrográficas**. 2^a. ed. USP: Piracicaba, 2008.

LIU, F. *et al.* The role of anthropogenic and natural factors in shaping the geochemical evolution of groundwater in the Subei Lake basin, Ordos energy base, Northwestern China. **Science of the Total Environment**, v. 538, p. 327–340, 2015.

LIU, W-C.; CHAN, W-T. Assessment of Climate Change Impacts on Water Quality in a Tidal Estuarine System Using a Three-Dimensional Model. **Water**, Suíça, v. 8, n. 60, p. 1-22, feb. 2016.

LOBATO, F. A. O. *et al.* Sazonalidade na qualidade da água de irrigação do Distrito Irrigado Baixo Acaraú, Ceará. **Revista Ciência Agronômica**, v. 39, n. 1, p. 167-172. 2008.

LOESCH, C.; HOELTGEBAUM, M. **Métodos estatísticos multivariados**. 1. ed. Editora Saraiva, Rio de Janeiro, 2017.

LOPES, I.; LEAL, B. G.. Índice de aridez e tendência a desertificação para estações meteorológicas nos estados da Bahia e Pernambuco. **Revista Brasileira de Climatologia**, v.17, n.11, p. 1014-1026, 2015.

LÓPEZ, Y. C., RUIZ-MARIN, A., CHI-AYIL, J. Diagnóstico de la contaminación por metales pesados em sedimento superficial de la laguna de términos, Campeche: una aproximación estadística, **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica**, v. 7, n. 2, p. 95-104, 2014.

MAIA, C. E., MORAIS, E. R. C., OLIVEIRA, M. Classificação da água de irrigação utilizando quatro metodologias de cálculo para a razão de adsorção de sódio-II. Região do Baixo Açu, Rio Grande do Norte. **Caatinga**, v. 11, n. ½, p 41-46, 1998.

MARINS, R. V. *et al.* Caracterização hidroquímica, distribuição e especiação de mercúrio nos estuários dos rios Ceará e Pacoti, região metropolitana de Fortaleza, Ceará, Brasil. **Geochimica Brasiliensis**, v. 16, n. 1, p. 37-48, 2002.

MARTONNE, E. de. Arésisme et indice aridité. **Comptes Rendus de L'Académie des Sciences**, Paris, v. 182, p.1396-1398, 1926.

MATTOS, J. B. *et al.* Tipologia hidrogeoquímica e qualidade das águas subterrâneas na área urbana do município de Lençóis, Bahia, Nordeste do Brasil. **Águas subterrâneas**, São Paulo, v. 31, n. 3, p. 281-295, 2017.

MCNEILL, L. S. **Water quality factors influencing iron and lead corrosion in drinking water**. 2000. 12 f. Doctoral thesis (Doctor Degree in Civil and Environmental Engineering). Faculty of the Virginia Polytechnic Institute and State University. Blacksburg, VA, USA, 2000.

MCSWEEN JR., H. Y.; RICHARDSON, S. M.; UHLE, M. E. **Geochemistry: pathways and process**. Columbia University Press. New York. 2 ed. 2003.

MEDEIROS, J. F. *et al.* Impacto da variabilidade interanual da precipitação nos reservatórios do semiárido do Nordeste do Brasil. **Instituto de Geociências**, v. 41, n.3, p. 731-741, 2018.

MEIRELES, A. C. M.; FRISCHKORN, H.; ANDRADE, E. M. Sazonalidade da qualidade das águas do açude Edson Queiroz, Bacia do Acaraú, no Semiárido cearense. **Revista Ciência Agrônômica**, Fortaleza, v. 38, n. 1, p. 25-31, 2007.

MERCHÁN, D. *et al.* Geochemical processes controlling water salinization in an irrigated basin in Spain: Identification of natural and anthropogenic influence. **Science of The Total Environment**, v. 502, p. 330-343. 2015.

MESQUITA, A. P. de; KELLNER, E. Avaliação do Índice de Langelier em sistema de distribuição de água de São Carlos (SP), suprido por manancial subterrâneo: estudo de estabilização. **Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades**, v. 3, n. 14, p. 193-204, 2015.

MIRZABEYGI, M. *et al.* Evaluation of corrosion and scaling tendency indices in water distribution system: a case study of Torbat Heydariye, Iran. **Desalination and Water Treatment**, p. 1-9, 2016, doi: 10.1080/19443994.2016.1162206.

MORAIS, L. P. F. **Qualidade da água do reservatório Poções no município de Monteiro – PB**. 2014. 47p. Monografia (Especialização em Desenvolvimento e Meio Ambiente). Instituto Federal da Paraíba – IFPB, Monteiro, 2014.

MORAL, F. J. *et al.* Spatial distribution and comparison of aridity indices in Extremadura, southwestern Spain. **Theoretical Applied Climatology**. doi 10.1007/s00704-015-1615-7.

MOSS, R. H. *et al.* The next generation of scenarios for climate change research and assessment. **Nature**, v. 463, p. 747–756, 2010.

NANNI, A. S. **O flúor em águas do Sistema Aquífero Serra Geral no Rio Grande do Sul: origem e condicionamento geológico**. 2008. 127 f. Tese (Doutorado em Geociências). Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2008.

NASEEM, S.; HAMZA, S.; BASHIR, E. Groundwater geochemistry of Winder agricultural farms, Balochistan, Pakistan and assessment for irrigation water quality. **European water**, Europa, v. 31, p. 21-32, 2010.

NETO, M. C. P. Perspectivas da açudagem no semiárido brasileiro e suas implicações na região do Seridó Potiguar. **Sociedade e Natureza**, v. 29, n. 2, p. 285-294, 2017.

NIEROP, K. G. J.; JANSEN, B.; VERSTRATEN, J. M. Dissolved organic matter, aluminium and iron interactions: precipitation induced by metal:carbon ratio, pH and competition. **The Science of the total environment**, v. 300, p. 201-211, 2002.

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, p. 1059-1066, 2010.

OLIVEIRA, R. R. A. **Estudo da qualidade ambiental do reservatório Pentecoste por meio do Índice de estado trófico modificado**. 2009. 141 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2009.

OMETTO, J. C. **Bioclimatologia vegetal**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1981. 434 p.

PALÁCIO, H. A. Q. *et al.* Similaridade e fatores determinantes na salinidade das águas superficiais do Ceará, por técnicas multivariadas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, n. 4, p. 395-402, jan. 2011.

PEREIRA, E. R. R. *et al.* Variabilidade do número de dias de chuva no estado de Alagoas. **Revista Brasileira de Tecnologia Aplicada nas Ciências Agrárias**, v. 5, n. 1. Guarapuava: 2012.

PIER, J. Water quality and irrigation analysis reporting in western U.S. agriculture. **Crops & Soils**, v. 50, n. 6, p. 26-30, 2017. doi:10.2134/cs2017.50.0603.

POGGENBURG, C. *et al.* Impact of Natural Organic Matter Coatings on the Microbial Reduction of Iron Oxides. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, 2018. doi: <https://doi.org/10.1016/j.gca.2018.01.004>.

PORTO, K. F. **Redução do Índice de Saturação Langelier para produção de águas de consumo humano e industriais**. 2017. 64 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2017.

PRASANNA, M. V. *et al.* A study on hydrochemical characteristics of surface and sub-surface water in and around Perumal Lake, Cuddalore district, Tamil Nadu, South India, **Environmental Earth Sciences**, v. 63, n.1, p. 31-47, 2011.

RADAKOVIĆ, M. G. *et al.* The analysis of aridity in Central Serbia from 1949 to 2015. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 133, v. 3, p. 887-898, 2018.

REGINATO, P. A. R. *et al.* Caracterização hidrogeológica e hidroquímica do aquífero livre do manto de alteração da Formação Serra Geral, na bacia hidrográfica Taquari-Antas, região nordeste do estado do Rio Grande do Sul. **Revista Ambi-Agua**, Taubaté, v. 7, n. 1, 2012.

RICHARDS, L. A. **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. Washington: United States Salinity Laboratory. USDA: Agriculture Handbook, 60, 1954.

SAMPAIO, E. V. D. S. B.; COSTA, T. L. DA. Revista Brasileira de Geografia Física. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 6, p. 1275–1291, 2011.

SANTOS, C. E. O. **Qualidade da água do reservatório Poção da Ribeira: uma avaliação com base em técnicas estatísticas multivariadas e nos processos geoquímicos de salinização**. 2016. 97 f. Dissertação de mestrado (Mestrado em Recursos Hídricos), Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, Universidade Federal de Sergipe, Sergipe, 2016.

SANTOS, C. E. O.; PEIXOTO, J. S.; ALVES, J. P. H. Geoquímica das águas do reservatório Poção da Ribeira, Agreste Central de Sergipe. **Scientia Plena**, v. 13, n. 10, p. 1-10, 2017.

SANTOS, D. R. *et al.* Regularização de vazão e dissipação de energia em bacias hidrográficas na mesorregião centro ocidental Rio-Grandense. **Geociências**, v. 36, n. 3, p. 521-530, 2017.

SANTOS, J. A.; SILVA JÚNIOR, J. B. Uso de índices de quantificação das secas para os municípios de Juazeiro-BA e Petrolina-PE. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 13, n. 2, p. 48-56, jul.- dez. 2016.

SANTOS, J. S.; OLIVEIRA, E.; MASSARO, S. Avaliação da salinização de açudes no semi-árido brasileiro por ICP-AES. **Química Nova**, v. 23, n. 4, p. 453-456, 2000.

SANTOS, N. D. *et al.* Estudo de alguns cenários climáticos para o Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 5, p. 492-500, nov. 2010.

SARLAK, N.; AGHA, O. M. A. M. Spatial and temporal variations of aridity indices in Iraq, **Theoretical and Applied Climatology**, v. 133, p. 89-99, 2018. doi 10.1007/s00704-017-2163-0.

SCHOELLER, H. **L'acid carbonique des eaux souterraines**. Bulletin du Bureau de Recherches Geologiques et Miniers, Paris, Mason n.1, p. 1-32, 1969.

SCHOELLER, H., 1967. **Geochemistry of Groundwater—an International Guide for Research and Practice**. Paris, Mason n.1 e n.2, p. 1-539, 1967.

SEITZINGER, S. P. *et al.* Sources and delivery of carbon, nitrogen, and phosphorus to the coastal zone: An overview of Global Nutrient Export from Watersheds (NEWS) models and their application. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 19, p.1-11, 2005.

SELVAKUMAR, S., CHANDRASEKAR, N., KUMAR, G. Hydrogeochemical characteristics and groundwater contamination in the rapid urban development areas of Coimbatore, India. **Water Resources and Industry**, v. 17, p. 26-33, jun. 2017.

SHEMSANGA, C. *et al.* Origin and mechanisms of high salinity in Hombolo Dam and groundwater in Dodoma municipality Tanzania, revealed. **Applied Water Science**, Paris, v. 7, p. 2883-2905, may 2017.

SILVA, A. M. C.; CASÉ, M.; LOPES, D. V. Qualidade da água como reflexo de atividades antrópicas em bacias hidrográficas do Nordeste, Brasil. **Geosul**, v. 34, n. 72, 102-123, mai./ago. 2019.

SILVA, E. B.; ARAÚJO NETO, J. R. Caracterização das variáveis hidroquímicas na sub-bacia do Alto Jaguaribe, Ceará, utilizando análise multivariada e SIG. **Engenharia na agricultura**, v. 24, n. 5, p. 417-426, 2016.

SILVA, G. E. S. *et al.* Aplicação e modelagem da recarga artificial com águas pluviais para recuperação potenciométrica de aquífero costeiro na planície do Recife-PE. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 1, n. 3, p. 159-170, jul. 2006.

SILVA, H. C. D. **Interação água-sedimento na degradação da qualidade da água de reservatórios tropicais semiáridos**. 2016. 20 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental), Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2016.

SILVA JÚNIOR, J. N. *et al.* Relações entre a concentração de íons e a salinidade de águas subterrâneas e superficiais visando à irrigação no sertão de Pernambuco. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.4, n.2, p.189-193, 2000.

SILVA, R. O. B. DA; MONTENEGRO, S. M. G. L.; SOUZA, W. M. DE. Tendências de mudanças climáticas na precipitação pluviométrica nas bacias hidrográficas do estado de Pernambuco. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 3, p. 579-589, 2017.

SOLEIMANI, H. *et al.* Data on drinking water quality using water quality index (WQI) and assessment of groundwater quality for irrigation purposes in Qorveh&Dehgolan, Kurdistan, Iran. **Data in Brief**, v. 20, p. 375-386, 2018.

SOUZA, C. A. *et al.* Análise comparativa da qualidade da água para irrigação em três sistemas hídricos conectados no semiárido. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, v.10, n. 6, p. 1011-1022, 2016.

SPATTI JÚNIOR, E. P. *et al.* Balanço entre intemperismo químico e remoção do solo na bacia do Ribeirão Monjolo Grande, Ipeúna (SP), determinado por geoquímica fluvial. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, Brasília, v. 15, n. 1, p. 137-152, jan. 2014.

SPOSITO, G.; MATTIGOD, S. V. On the chemical foundation of the Sodium Adsorption Ratio. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 41, p. 323-329, 1977.

SRH/CE – SECRETARIA DOS RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DO CEARÁ.

Histórico da Política das Águas. Disponível em:

<<https://www.srh.ce.gov.br/institucional/historico-da-politica-das-aguas>>. Acesso em 11 dezembro 2018.

STUMM, W.; MORGAN, J. J. **Aquatic Chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters**, 3rd ed., Kindle Edition, 1040p., 1996.

- STUMM, W.; WOLLAST, R. Coordination chemistry of weathering: kinetics of the surface-controlled dissolution of oxide minerals. **Reviews of Geophysics**, v. 28, n. 1, p. 53-69, 1990, doi: 10.1029/RG028i001p00053.
- TAGHIPOUR, H. *et al.* Heavy Metals Concentrations in Groundwater Used for Irrigation. **Health Promotion Perspectives**, v. 2, n. 2, p. 205-210, 2012.
- TAYLOR, S. **The Hydrogeochemistry of the Shallow Groundwater in Western Sydney: a Study of Salinisation Processes in Shallow Groundwater**. Ph.D Thesis. University of Sydney, New South Wales, Australia, 2016.
- TORRES, M. V.; SOBRINHO, J. F. Compartimentação geomorfológica e ambientes de açudes da bacia hidrográfica do rio Coreau no Ceará. **Revista Casa da Geografia**, Sobral/CE, v. 16, n. 2, p. 144-159, dez. 2014.
- TOUHARI, F. *et al.* Hydrogeochemical assessment of the Upper Cheliff groundwater (North West Algeria). **Environmental Earth Sciences**, v. 73, n. 7, p. 3043-3061, 2015.
- VAROL, M. *et al.* Spatial and temporal variations in surface water quality of the dam reservoirs in the Tigris River basin, Turkey. **Catena**, v. 92, p. 11-21, 2012.
- VASANTHAVIGAR, M. *et al.* Application of water quality index for groundwater quality assessment: Thirumanimuttar sub-basin, Tamilnadu, India. **Environmental Monitoring Assessment**, v. 171, n.4, p. 595-609, 2010.
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3ª ed. Minas Gerais: Editora UFMG. 1996.
- WARING, G. **Suprimento d'Água no Nordeste do Brasil**. Rio de Janeiro: IOCS, 1912.
- WILLIAMS, W. D. Anthropogenic salinization of inland waters. **Hydrobiologia**, v. 466, n. 1-3, p. 329-337, 2001. <https://doi.org/10.1023/A:1014598509028>.
- YAN, M. *et al.* The dynamics and origin of groundwater salinity in the northeast Hufu Plain. **Environmental Earth Sciences**, v. 75, n. 1154, p. 1-15, 2016. doi 10.1007/s12665-016-5965-y.
- YIN, L. *et al.* Hydrogeochemical and isotopic study of groundwater in the habor lake basin of the Ordos plateau, NW China. **Environmental Earth Sciences**, v. 64, n. 6, p. 1575–1584, 2011.
- YOUSEFI, M. *et al.* Data on corrosion and scaling potential of drinking water resources using stability indices in Jolfa, East Azerbaijan, Iran. **Data in Brief**, Elsevier, v. 16, p. 724-731, 2018.
- YUAN, J. *et al.* Hydrogeochemistry of Shallow Groundwater in a Karst Aquifer System of Bijie City, Guizhou Province. **Water**, v. 9, n. 625, p. 1-16, 2017.

ZAREI, A. R.; MOGHIMI, M. M.; MAHMOUDI, M. R. Parametric and Non-Parametric Trend of Drought in Arid and Semi-Arid Regions Using RDI Index. **Water Resources Management**, p. 21-22, 2016. doi 10.1007/s11269-016-1501-9.

ZAREI, A. R.; SHABANI, A.; MAHMOUDI, M. R. Comparison of the climate indices based on the relationship between yield loss of rain-fed winter wheat and changes of climate indices using GEE model. **Science of the Total Environment**, v. 661, p. 711-722, 2019.

APÊNDICE A – ESTIMATIVA DO CÁLCULO DO BALANÇO HÍDRICO

Tabela A-1 - Variáveis iônicas componentes do balanço hídrico do reservatório Banabuiú no período entre 2005 a 2017.

Ano ^a	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	CO ₃ ²⁻	NO ₃ ⁻	Σcátions	Σânions	Erro
2005	1,75	0,22	1,41	1,17	1,62	0,22	2,09	0,33	0,02	4,55	4,28	2,99
2006	1,58	0,19	1,17	1,36	1,65	0,10	2,04	0,34	0,01	4,30	4,14	1,58
2007	2,10	0,37	1,28	1,28	1,76	0,24	1,98	0,35	0,01	5,04	4,35	7,22
2008	1,77	0,24	1,15	1,32	1,94	0,21	2,10	0,27	0,04	4,49	4,56	-1,15
2009	1,71	0,29	1,34	1,13	1,54	0,19	2,11	0,32	0,01	4,48	4,17	3,60
2010	1,98	0,33	1,25	1,32	1,81	0,19	2,01	0,41	0,01	4,87	4,44	4,71
2011	1,22	0,35	1,19	1,47	1,20	0,22	2,22	0,26	0,03	4,23	3,92	3,84
2012	1,92	0,30	1,29	1,42	1,75	0,19	2,41	0,24	0,02	4,93	4,60	3,37
2013	2,61	0,41	1,12	1,41	2,01	0,31	2,21	0,31	0,03	5,55	4,88	6,36
2014	2,74	0,33	1,15	1,79	2,54	0,19	2,53	0,25	0,01	6,00	5,52	4,05
2015	3,01	0,26	1,14	1,96	3,02	0,30	2,27	0,32	0,02	6,37	5,94	3,47
2016	3,80	0,31	1,56	2,85	4,09	0,27	2,26	0,42	0,02	8,53	7,07	9,33
2017	3,66	0,21	2,26	3,40	4,69	0,33	2,37	0,42	0,01	9,53	7,82	9,85

^aUnidade: meq.L⁻¹.

Tabela A-2 - Variáveis iônicas componentes do balanço hídrico do reservatório Pedras Brancas no período entre 2005 a 2017.

Ano ^a	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	CO ₃ ²⁻	NO ₃ ⁻	Σcátions	Σânions	Erro
2005	4,88	0,42	1,49	2,22	5,75	0,05	1,32	0,31	0,01	9,02	7,44	9,59
2006	3,81	0,39	1,95	1,01	4,33	0,02	1,17	0,39	0,02	7,17	5,92	9,44
2007	4,73	0,58	1,45	2,33	5,57	0,05	1,11	1,07	0,01	9,08	7,81	7,59
2008	4,09	0,48	1,19	2,06	4,68	0,06	1,23	0,61	0,01	7,82	6,60	8,48
2009	6,93	0,75	1,55	3,06	8,56	0,02	1,20	0,64	0,01	12,28	10,44	7,99
2010	2,85	0,25	0,88	1,05	3,13	0,02	1,20	0,31	0,01	5,03	4,67	2,70
2011	2,54	0,54	1,46	1,60	4,54	0,02	1,20	0,36	0,02	6,14	6,14	-0,06
2012	5,11	0,64	1,79	1,45	6,39	0,02	1,49	0,60	0,01	9,00	8,51	2,70
2013	6,14	0,69	1,40	2,74	7,38	0,02	1,59	0,54	0,02	10,97	9,55	6,94
2014	7,55	0,80	1,34	3,55	10,06	0,16	1,77	0,55	0,01	13,24	12,55	2,59
2015	9,47	0,83	1,73	4,89	13,39	0,14	1,94	1,67	0,02	16,92	17,16	-0,78
2016	12,99	0,94	2,05	6,93	20,31	0,14	2,26	2,10	0,01	22,91	24,83	-3,78
2017	17,13	1,22	2,14	8,52	27,21	0,16	2,41	2,42	0,02	29,01	32,22	-5,24

^aUnidade: meq.L⁻¹.

Tabela A-3 - Variáveis iônicas componentes do balanço hídrico do reservatório Pentecoste no período entre 2005 a 2017.

Ano ^a	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	CO ₃ ²⁻	NO ₃ ⁻	Σcátions	Σânions	Erro
2005	56,91	8,65	17,82	17,00	93,66	15,48	90,89	1,51	0,09	100,38	107,97	-3,75
2006	55,41	21,23	18,38	16,65	94,56	21,98	120,17	0,52	0,10	111,66	142,76	-12,97
2007	53,65	6,08	18,24	18,05	98,48	9,41	112,71	0,65	0,10	96,02	122,87	-12,33
2008	47,91	6,50	18,97	14,63	82,14	9,28	95,59	2,67	0,09	88,01	107,62	-10,01
2009	38,48	6,50	22,32	8,79	67,28	15,48	86,46	0,57	0,08	76,09	102,59	-14,77
2010	56,54	6,50	19,85	13,38	82,19	12,33	102,36	0,94	0,08	96,27	115,71	-9,77
2011	46,11	6,50	17,99	12,26	75,02	15,48	95,02	0,87	0,10	82,86	111,46	-14,71
2012	56,08	6,50	15,92	18,31	103,60	15,63	112,22	0,80	0,10	96,80	128,46	-14,16
2013	86,69	6,50	14,34	25,29	162,83	30,12	136,86	0,76	0,09	132,81	167,83	-11,60
2014	131,27	6,50	16,94	34,53	264,71	14,33	154,93	4,38	0,10	189,23	173,73	4,10
2015	136,51	14,02	29,30	33,60	304,90	14,81	172,37	5,81	0,09	206,42	193,08	3,37
2016	282,28	24,73	39,59	73,26	507,71	42,17	274,96	20,21	0,10	419,86	337,43	10,32
2017	232,00	25,00	47,88	44,00	472,96	58,99	243,52	5,37	0,09	348,87	307,97	-0,07

^a Unidade: meq.L⁻¹.

Tabela A-4 - Variáveis iônicas componentes do balanço hídrico do reservatório Jaburu I no período entre 2008 a 2018.

Ano ^a	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	CO ₃ ²⁻	NO ₃ ⁻	Σcátions	Σânions	Erro
2008	49,50	4,84	6,60	3,60	38,90	7,35	5,37	25,22	0,25	0,00	38,19	24,35
2009	38,10	5,54	6,51	5,36	1,62	7,16	5,37	24,41	0,18	0,00	37,12	19,85
2010	31,10	5,89	5,63	6,53	39,28	7,68	5,37	25,53	0,11	49,14	38,69	11,90
2011	38,53	6,25	8,42	10,52	3,52	8,92	5,37	25,97	0,16	63,72	40,42	22,39
2012	52,18	6,27	11,30	12,02	47,41	7,68	5,37	24,12	0,14	81,76	37,31	36,87
2013	27,41	6,07	24,41	17,17	46,34	14,40	5,37	25,68	0,11	75,05	45,56	24,11
2014	28,34	5,39	7,79	6,00	71,81	7,83	5,37	31,21	0,24	47,51	44,65	1,90
2015	41,48	4,84	8,28	6,97	79,40	8,90	5,37	29,93	0,15	61,57	44,35	16,41
2016	43,52	7,35	9,26	6,03	84,87	9,42	5,37	30,67	0,11	66,16	45,57	18,39
2017	36,00	6,50	9,62	5,28	68,19	12,99	5,37	31,77	0,11	57,40	50,24	6,77
2018	33,50	6,00	10,92	5,44	65,14	12,48	5,37	37,83	0,11	55,86	55,79	0,07

^a Unidade: meq.L⁻¹.

**APÊNDICE C – TABELAS DOS ÍNDICES IÔNICOS CALCULADOS PARA OS
RESERVATÓRIOS**

Tabela C-1 – Índice de Saturação de Langelier por período sazonal no Açude Banabuiú.

Açude Banabuiú					
Ano/Semestre	LSI	Classificação	Ano/Semestre	LSI	Classificação
2005.1	0,80	Incrustação forte	2005.2	0,05	Incrustação suave
2006.1	-0,04	Balanceado	2006.2	0,65	Incrustação forte
2007.1	0,23	Incrustação suave	2007.2	-0,01	Balanceado
2008.1	-0,72	Corrosão suave	2008.2	-0,05	Balanceado
2009.1	0,10	Incrustação suave	2009.2	0,04	Incrustação suave
2010.1	0,37	Incrustação suave	2010.2	0,01	Incrustação suave
2011.1	-0,04	Balanceado	2011.2	-0,63	Corrosão suave
2012.1	0,25	Incrustação suave	2012.2	-0,20	Balanceado
2013.1	0,60	Incrustação forte	2013.2	-0,09	Balanceado
2014.1	-0,23	Corrosão suave	2014.2	-0,07	Balanceado
2015.1	0,07	Incrustação suave	2015.2	0,36	Incrustação suave
2016.1	0,11	Incrustação suave	2016.2	1,16	Incrustação suave
2017.1	0,11	Incrustação suave	2017.2	0,60	Incrustação forte

Fonte: elaborado pela autora (2019).

Tabela C-2 – Índice de Saturação de Langelier por período sazonal no Açude Pedras Brancas.

Açude Pedras Brancas					
Ano/Semestre	LSI	Classificação	Ano/Semestre	LSI	Classificação
2005.1	-0,05	Balanceado	2005.2	0,38	Incrustação suave
2006.1	0,39	Incrustação suave	2006.2	0,29	Incrustação suave
2007.1	0,17	Incrustação suave	2007.2	0,19	Incrustação suave
2008.1	0,40	Incrustação suave	2008.2	-0,47	Balanceado
2009.1	0,43	Incrustação suave	2009.2	0,34	Incrustação suave
2010.1	-0,31	Balanceado	2010.2	-0,65	Corrosão suave
2011.1	0,42	Incrustação suave	2011.2	-0,35	Balanceado
2012.1	0,97	Incrustação suave	2012.2	0,20	Incrustação suave
2013.1	0,35	Incrustação suave	2013.2	0,39	Incrustação suave
2014.1	0,45	Incrustação suave	2014.2	0,27	Incrustação suave
2015.1	0,77	Incrustação forte	2015.2	0,76	Incrustação forte
2016.1	1,09	Incrustação forte	2016.2	1,28	Incrustação forte
2017.1	1,74	Incrustação forte	2017.2	1,42	Incrustação forte

Fonte: elaborado pela autora (2019).

Tabela C-3 – Índice de Saturação de Langelier por período sazonal no Açude Pentecoste.

Açude Pentecoste					
Ano/Semestre	LSI	Classificação	Ano/Semestre	LSI	Classificação
2005.1	0,37	Incrustação suave	2005.2	-0,01	Balanceado
2006.1	-0,12	Balanceado	2006.2	-0,40	Balanceado
2007.1	-0,57	Corrosão suave	2007.2	0,07	Incrustação suave
2008.1	0,46	Incrustação suave	2008.2	0,58	Incrustação forte
2009.1	0,00	Balanceado	2009.2	-0,37	Balanceado
2010.1	-0,02	Balanceado	2010.2	0,14	Incrustação suave
2011.1	-0,02	Balanceado	2011.2	0,01	Incrustação suave
2012.1	0,02	Incrustação suave	2012.2	-0,25	Balanceado
2013.1	0,14	Incrustação suave	2013.2	-0,67	Corrosão suave
2014.1	0,15	Incrustação suave	2014.2	0,89	Incrustação forte
2015.1	0,00	Balanceado	2015.2	0,64	Incrustação forte
2016.1	0,98	Incrustação forte	2016.2	1,62	Incrustação forte
2017.1	0,50	Incrustação suave	2017.2	1,04	Incrustação forte

Fonte: elaborado pela autora (2019).

Tabela C-4 – Índice de Saturação de Langelier por período sazonal no Açude Jaburu I.

Açude Jaburu I					
Ano/Semestre	LSI	Classificação	Ano/Semestre	LSI	Classificação
2008.1	-1,70	Corrosão suave	2008.2	-2,02	Corrosão severa
2009.1	-2,10	Corrosão severa	2009.2	-1,83	Corrosão suave
2010.1	-2,02	Corrosão severa	2010.2	-0,95	Corrosão suave
2011.1	-1,08	Corrosão suave	2011.2	-1,42	Corrosão suave
2012.1	-1,49	Corrosão suave	2012.2	-1,54	Corrosão suave
2013.1	-0,45	Balanceado	2013.2	-1,13	Corrosão suave
2014.1	-1,19	Corrosão suave	2014.2	-1,65	Corrosão suave
2015.1	-1,33	Corrosão suave	2015.2	-1,27	Corrosão suave
2016.1	-0,70	Corrosão suave	2016.2	-1,02	Corrosão suave
2017.1	-1,11	Corrosão suave	2017.2	-1,56	Corrosão suave
2018.1	-0,98	Corrosão suave			

Fonte: elaborado pela autora (2019).

Tabela C-5 – Índice de Estabilidade de Ryznar por período sazonal no Açude Banabuiú.

Açude Banabuiú					
Ano/Semestre	RSI	Classificação	Ano/Semestre	RSI	Classificação
2005.1	7,08	Corrosão moderada	2005.2	7,89	Corrosão forte
2006.1	8,02	Corrosão forte	2006.2	7,40	Corrosão moderada
2007.1	7,81	Corrosão forte	2007.2	8,01	Corrosão forte
2008.1	8,71	Corrosão forte	2008.2	8,10	Corrosão forte
2009.1	7,82	Corrosão forte	2009.2	7,90	Corrosão forte
2010.1	7,58	Corrosão forte	2010.2	7,98	Corrosão forte
2011.1	8,02	Corrosão forte	2011.2	8,63	Corrosão forte
2012.1	7,65	Corrosão forte	2012.2	8,15	Corrosão forte
2013.1	7,35	Corrosão moderada	2013.2	8,17	Corrosão forte
2014.1	8,31	Corrosão forte	2014.2	7,94	Corrosão forte
2015.1	7,87	Corrosão forte	2015.2	7,71	Corrosão forte
2016.1	7,80	Corrosão forte	2016.2	6,65	Balanceado
2017.1	7,57	Corrosão forte	2017.2	7,15	Corrosão moderada

Fonte: elaborado pela autora (2019).

Tabela C-6 – Índice de Estabilidade de Ryznar por período sazonal no Açude Pedras Brancas.

Açude Pedras Brancas					
Ano/Semestre	RSI	Classificação	Ano/Semestre	RSI	Classificação
2005.1	8,32	Corrosão forte	2005.2	7,63	Corrosão forte
2006.1	7,49	Corrosão moderada	2006.2	7,86	Corrosão forte
2007.1	7,77	Corrosão forte	2007.2	7,86	Corrosão forte
2008.1	7,64	Corrosão forte	2008.2	8,73	Corrosão forte
2009.1	7,62	Corrosão forte	2009.2	7,70	Corrosão forte
2010.1	8,59	Corrosão forte	2010.2	9,03	Corrosão severa
2011.1	7,69	Corrosão forte	2011.2	8,51	Corrosão forte
2012.1	6,79	Balanceado	2012.2	7,88	Corrosão forte
2013.1	7,71	Corrosão forte	2013.2	7,61	Corrosão forte
2014.1	7,51	Corrosão forte	2014.2	7,79	Corrosão forte
2015.1	6,96	Balanceado	2015.2	6,96	Balanceado
2016.1	6,51	Balanceado	2016.2	6,28	Balanceado
2017.1	5,28	Incrustação leve	2017.2	6,11	Balanceado

Fonte: elaborado pela autora (2019).

Tabela C-7 – Índice de Estabilidade de Ryznar por período sazonal no Açude Pentecoste.

Açude Pentecoste					
Ano/Semestre	RSI	Indicação	Ano/Semestre	RSI	Indicação
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
2015.1	7,99	Corrosão forte	2015.2	7,13	Corrosão moderada
2016.1	6,57	Balanceado	2016.2	5,85	Incrustação leve
2017.1	6,82	Balanceado	2017.2	6,68	Balanceado

Fonte: elaborado pela autora (2019).

Tabela C-8 – Índice de Estabilidade de Ryznar por período sazonal no Açude Jaburu I.

Açude Jaburu I					
Ano/Semestre	RSI	Classificação	Ano/Semestre	RSI	Classificação
2008.1	10,86	Corrosão severa	2008.2	11,25	Corrosão severa
2009.1	11,31	Corrosão severa	2009.2	11,05	Corrosão severa
2010.1	11,40	Corrosão severa	2010.2	10,10	Corrosão severa
2011.1	10,19	Corrosão severa	2011.2	10,53	Corrosão severa
2012.1	10,47	Corrosão severa	2012.2	10,51	Corrosão severa
2013.1	8,98	Corrosão forte	2013.2	9,87	Corrosão severa
2014.1	10,27	Corrosão severa	2014.2	10,74	Corrosão severa
2015.1	10,39	Corrosão severa	2015.2	10,36	Corrosão severa
2016.1	9,64	Corrosão severa	2016.2	10,10	Corrosão severa
2017.1	10,15	Corrosão severa	2017.2	10,51	Corrosão severa
2018.1	9,91	Corrosão severa			

Fonte: elaborado pela autora (2019).

Tabela C-9 – Índice de Agressividade por período sazonal no Açude Banabuiú.

Açude Banabuiú					
Ano/Semestre	IA	Classificação	Ano/Semestre	IA	Classificação
2005.1	12,64	Não agressiva	2005.2	11,90	Moderadamente agressiva
2006.1	11,82	Moderadamente agressiva	2006.2	12,50	Não agressiva
2007.1	12,10	Não agressiva	2007.2	11,89	Moderadamente agressiva
2008.1	11,11	Moderadamente agressiva	2008.2	11,81	Moderadamente agressiva
2009.1	11,93	Moderadamente agressiva	2009.2	11,90	Moderadamente agressiva
2010.1	12,21	Não agressiva	2010.2	11,87	Moderadamente agressiva
2011.1	11,81	Moderadamente agressiva	2011.2	11,24	Moderadamente agressiva
2012.1	12,10	Não agressiva	2012.2	11,67	Moderadamente agressiva
2013.1	12,45	Não agressiva	2013.2	11,79	Moderadamente agressiva
2014.1	11,61	Moderadamente agressiva	2014.2	11,83	Moderadamente agressiva
2015.1	11,93	Moderadamente agressiva	2015.2	12,25	Não agressiva
2016.1	11,96	Moderadamente agressiva	2016.2	13,06	Não agressiva
2017.1	12,01	Não agressiva	2017.2	12,51	Não agressiva

Fonte: elaborado pela autora (2019).

Tabela C-10 – Índice de Agressividade por período sazonal no Açude Pedras Brancas.

Açude Pedras Brancas					
Ano/Semestre	IA	Classificação	Ano/Semestre	IA	Classificação
2005.1	11,83	Moderadamente agressiva	2005.2	12,31	Não agressiva
2006.1	12,27	Não agressiva	2006.2	12,18	Não agressiva
2007.1	12,05	Não agressiva	2007.2	12,09	Não agressiva
2008.1	12,28	Não agressiva	2008.2	11,39	Moderadamente agressiva
2009.1	12,32	Não agressiva	2009.2	12,25	Não agressiva
2010.1	11,53	Moderadamente agressiva	2010.2	11,21	Moderadamente agressiva
2011.1	12,28	Não agressiva	2011.2	11,54	Moderadamente agressiva
2012.1	12,82	Não agressiva	2012.2	12,12	Não agressiva
2013.1	12,22	Não agressiva	2013.2	12,30	Não agressiva
2014.1	12,32	Não agressiva	2014.2	12,20	Não agressiva
2015.1	12,67	Não agressiva	2015.2	12,70	Não agressiva
2016.1	13,00	Não agressiva	2016.2	13,24	Não agressiva
2017.1	13,15	Não agressiva	2017.2	13,39	Não agressiva

Fonte: elaborado pela autora (2019).

Tabela C-11 – Índice de Agressividade por período sazonal no Açude Pentecoste.

Açude Pentecoste					
Ano/Semestre	IA	Indicação	Ano/Semestre	IA	Indicação
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
2015.1	11,91	Moderadamente agressiva	2015.2	12,54	Não agressiva
2016.1	12,88	Não agressiva	2016.2	13,55	Não agressiva
2017.1	12,39	Não agressiva	2017.2	12,95	Não agressiva

Fonte: elaborado pela autora (2019).

Tabela C-12 – Índice de Agressividade por período sazonal no Açude Jaburu I.

Açude Jaburu I					
Ano/Semestre	LSI	Classificação	Ano/Semestre	LSI	Classificação
2008.1	10,20	Moderadamente agressiva	2008.2	9,84	Corrosiva
2009.1	9,77	Corrosiva	2009.2	10,07	Moderadamente agressiva
2010.1	9,87	Corrosiva	2010.2	10,91	Moderadamente agressiva
2011.1	10,83	Moderadamente agressiva	2011.2	10,48	Moderadamente agressiva
2012.1	10,39	Moderadamente agressiva	2012.2	10,34	Moderadamente agressiva
2013.1	11,45	Moderadamente agressiva	2013.2	10,76	Moderadamente agressiva
2014.1	10,71	Moderadamente agressiva	2014.2	10,27	Moderadamente agressiva
2015.1	10,59	Moderadamente agressiva	2015.2	10,64	Moderadamente agressiva
2016.1	11,20	Moderadamente agressiva	2016.2	10,90	Moderadamente agressiva
2017.1	10,79	Moderadamente agressiva	2017.2	10,35	Moderadamente agressiva
2018.1	10,99	Moderadamente agressiva			

Fonte: elaborado pela autora (2019).

Tabela C-13 – Razão de Adsorção de Sódio por período sazonal no Açude Banabuiú.

Açude Banabuiú							
Ano/Semestre	CE	RAS	Classificação	Ano/Semestre	CE	RAS	Classificação
2005.1	330	1,45	C2S1	2005.2	339	1,64	C2S1
2006.1	362	0,96	C2S1	2006.2	290	1,87	C2S1
2007.1	370	1,65	C2S1	2007.2	467	2,06	C2S1
2008.1	473	1,98	C2S1	2008.2	370	1,20	C2S1
2009.1	328	1,57	C2S1	2009.2	304	1,50	C2S1
2010.1	325	1,80	C2S1	2010.2	358	1,69	C2S1
2011.1	360	1,14	C2S1	2011.2	300	0,99	C2S1
2012.1	395	1,50	C2S1	2012.2	415	1,79	C2S1
2013.1	450	2,47	C2S1	2013.2	480	2,14	C2S1
2014.1	538	2,11	C2S1	2014.2	551	2,40	C2S1
2015.1	616	2,30	C2S1	2015.2	684	2,52	C2S1
2016.1	873	2,77	C3S1	2016.2	1046	2,39	C3S1
2017.1	1203	2,10	C3S1	2017.2	1118	2,25	C3S1

Fonte: elaborado pela autora (2019).

Tabela C-14 – Razão de Adsorção de Sódio por período sazonal no Açude Pedras Brancas.

Açude Pedras Brancas							
Ano/Semestre	CE	RAS	Classificação	Ano/Semestre	CE	RAS	Classificação
2005.1	660	2,79	C2S1	2005.2	1073	4,28	C3S1
2006.1	685	3,34	C2S1	2006.2	471	2,92	C2S1
2007.1	650	3,13	C2S1	2007.2	822	3,78	C3S1
2008.1	1210	4,60	C3S1	2008.2	380	1,27	C2S1
2009.1	1380	4,89	C3S1	2009.2	1040	4,22	C3S1
2010.1	575	3,97	C2S1	2010.2	275	1,82	C2S1
2011.1	680	1,81	C2S1	2011.2	700	2,29	C2S1
2012.1	800	3,46	C3S1	2012.2	1021	4,53	C3S1
2013.1	1010	4,16	C3S1	2013.2	1059	4,37	C3S1
2014.1	1325	4,49	C3S1	2014.2	1430	5,14	C3S2
2015.1	1625	4,70	C3S2	2015.2	1932	5,67	C3S2
2016.1	2359	6,18	C4S2	2016.2	2865	6,10	C4S2
2017.1	3421	7,10	C4S2	2017.2	3151	7,77	C4S2

Fonte: elaborado pela autora (2019).

Tabela C-15 – Razão de Adsorção de Sódio por período sazonal no Açude Pentecoste.

Açude Pentecoste							
Ano/Semestre	CE	RAS	Classificação	Ano/Semestre	CE	RAS	Classificação
2005.1	417	2,30	C2S1	2005.2	429	2,33	C2S1
2006.1	486	2,39	C2S1	2006.2	439	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	1,31	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	444	2,17	C2S1
2013.1	630	3,09	C2S1	2013.2	645	3,22	C2S1
2014.1	1185	3,88	C3S1	2014.2	1202	3,92	C3S1
2015.1	1560	4,11	C3S1	2015.2	1091	4,05	C3S1
2016.1	1710	5,30	C3S2	2016.2	2772	6,89	C4S2
2017.1	3295	7,92	C4S3	2017.2	872	0,30	C3S1

Fonte: elaborado pela autora (2019).

Tabela C-16 – Razão de Adsorção de Sódio por período sazonal no Açude Jaburu I.

Açude Jaburu I							
Ano/Semestre	CE	RAS	Classificação	Ano/Semestre	CE	RAS	Classificação
2008.1	164	3,11	C1S1	2008.2	175	4,52	C1S1
2009.1	147	2,72	C1S1	2009.2	147	2,63	C1S1
2010.1	160	2,01	C1S1	2010.2	180	2,22	C1S1
2011.1	156	2,17	C1S1	2011.2	148	2,01	C1S1
2012.1	190	1,89	C1S1	2012.2	185	3,33	C1S1
2013.1	200	0,78	C1S1	2013.2	140	1,43	C1S1
2014.1	290	1,22	C2S1	2014.2	316	2,46	C2S1
2015.1	356	2,51	C2S1	2015.2	369	2,63	C2S1
2016.1	419	2,81	C2S1	2016.2	415	2,66	C2S1
2017.1	344	2,45	C2S1	2017.2	292	2,18	C2S1
2018.1	313	2,07	C2S1				

Fonte: elaborado pela autora (2019).