

## Qualidade de águas superficiais e subterrâneas para irrigação em um município do semiárido do estado do Rio Grande do Norte

Alan Kellnon Nóbrega de CARVALHO <sup>1</sup>, Raquel Franco de SOUZA <sup>2</sup> & Suelen dos Santos de OLIVEIRA <sup>3</sup>

<sup>1</sup> Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Paraíba. PB-177, s/n, 58187-000, Picuí, PB, Brasil (alan.carvalho@ifpb.edu.br)

<sup>2</sup> Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Avenida Senador Salgado Filho, 3000, 59064-720, Natal, RN, Brasil (raquel.franco@ufrn.br)

<sup>3</sup> Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Paraíba. PB-177, s/n, 58187-000, Picuí, PB, Brasil (elensuh11@gmail.com)

**Resumo.** O município de Carnaúba dos Dantas/RN está localizado no semiárido nordestino e a agricultura local é uma importante atividade econômica na região, utilizando tanto águas superficiais quanto subterrâneas. Para avaliar a qualidade das águas eventualmente utilizadas para a manutenção das culturas, foram coletadas amostras para aferição de parâmetros em campo como condutividade elétrica, pH e sólidos totais dissolvidos, além de análises laboratoriais. Foram amostrados quatro corpos superficiais e sete poços tubulares, em um total de 11 amostras. Os resultados dos ensaios realizados em laboratório e a análise do gráfico da Razão de Adsorção de Sódio indicam que as amostras subterrâneas apresentam risco alto de salinização e baixo a médio para sodificação; a amostra CDD1 é inadequada para a irrigação. As amostras subterrâneas LAJ1 e XIQ1 apresentam qualidade semelhante as águas superficiais. Para a razão de magnésio, as amostras subterrâneas ERM1, GAR1 e CDD1 são inadequadas para a irrigação, e o índice de permeabilidade exibe resultados consistentes com a porcentagem de sódio, salinidade potencial e razão de Kelley, classificando essas amostras como inadequadas. As águas mais indicadas para irrigação, em geral, são as águas superficiais.

**Palavras-chave:** recursos hídricos, água para irrigação, salinização e sodificação, índice de permeabilidade.

**Abstract.** SURFACE WATER AND GROUNDWATER QUALITY FOR IRRIGATION IN A SEMIARID MUNICIPALITY IN THE STATE OF RIO GRANDE DO NORTE. The municipality of Carnaúba dos Dantas/RN is located in the northeastern semiarid region and local agriculture is an important economic activity in the region, using both surface and groundwater. To assess the quality of water eventually used for the maintenance of cultures, samples were collected to measure parameters in the field, such as electrical conductivity, pH and total dissolved solids, in addition to laboratory analysis. Four surface water bodies and seven tubular wells were sampled, in a total of 11 samples. The results of the tests carried out in the laboratory and the analysis of the Sodium Adsorption Ratio graph indicate that the groundwater samples present a high risk of salinization and a low to medium risk for sodification; the CDD1 sample specifically is unsuitable for irrigation. The groundwater samples LAJ1 and XIQ1 have similar quality to surface water. For the magnesium ratio, the groundwater samples ERM1, GAR1 and CDD1 are unsuitable for irrigation, and the permeability index shows results consistent with the percentage of sodium, potential salinity and Kelley ratio, classifying these samples as unsuitable. The most suitable waters for irrigation, in general, are surface waters.

**Keywords:** water resources, salinization and sodification, water for irrigation, sodium percentage, sodium adsorption ratio, permeability index.

## 1 Introdução

As águas superficiais e subterrâneas são importantes fontes de recursos hídricos para a população do semiárido brasileiro, propiciando a realização de atividades diárias e a prática da agricultura (Gaikwad *et al.*, 2018; Kate *et al.*, 2020). No semiárido do nordeste brasileiro, a escassez hídrica influenciada pelo clima leva a baixa disponibilidade hídrica para as populações e limita sua qualidade em decorrência de processos hidroquímicos controlados pela alta evaporação, baixa precipitação e escoamento superficial (Piper, 1944; Gibbs, 1970; Hem, 1985; Ahmadi & Sedghamiz 2007; Becker *et al.*, 2011; De Medeiros *et al.*, 2012; Camacho Suarez *et al.*, 2015; Chintalapudi, 2017; Song, 2017; Damasceno *et al.*, 2021). Esse cenário é usualmente descrito como reflexo da irregularidade das chuvas e ao aumento nas concentrações de sódio e cloretos nas águas subterrâneas e superficiais, afetando os possíveis usos dessas águas (Kelly & Wilson, 2008; Mosley *et al.*, 2012; Zanella, 2014).

As águas subterrâneas no semiárido do nordeste brasileiro são fortemente impactadas pela composição química das rochas presentes nas unidades aquíferas, onde os aquíferos fissurais são a principal fonte desse recurso (Hounslow, 2018). Há autores que indicam a influência das rochas na composição hidroquímica das águas subterrâneas, ou mesmo da geoquímica dos materiais presentes nas bacias de drenagens, quando superficiais; de acordo com Damasceno *et al.* (2021), as assinaturas iônicas de águas superficiais e subterrâneas no médio curso do rio Doce-RN, em área com precipitações concentradas em 2 a 3 meses por ano, exibem relação direta com os litotipos presentes na bacia de drenagem local. Entretanto, a ocorrência de padrões de chuvas irregulares típicos de clima semiárido tende a estabelecer períodos secos e chuvosos bem definidos, além de prejudicar a recarga nesse tipo de reservatório e levando a um maior tempo de residência nas unidades aquíferas, além da dissolução mineral. Em relação às águas superficiais, a irregularidade de chuvas impõe uma forte evaporação no período seco, levando a precipitação de sais e

eventualmente à oxidação de sulfetos metálicos, levando a uma forte acidificação de águas sob esse contexto (Leyden *et al.*, 2016). Em adição, Carvalho & Souza (2022) discutem a influência do clima em águas superficiais e subterrâneas no município de Carnaúba dos Dantas/RN, evidenciando o papel que a irregularidade das chuvas tende a exercer na distribuição iônica tanto em águas superficiais quanto subterrâneas. Comumente, as águas associadas a reservatórios em unidades aquíferas fissurais submetidas a um regime de chuvas irregular, se encontram salinizadas, impactando seu eventual uso na irrigação (Nogueira *et al.*, 2019; Mokoena *et al.*, 2021). Geralmente, essas águas apresentam quantitativos de sólidos totais dissolvidos elevados e que as tornam inadequadas ao consumo humano e uso agrícola, ou no limiar entre a possibilidade de seu uso ou descarte (Batarseh, 2017; Qaisar *et al.*, 2018; Batarseh *et al.*, 2021).

Em municípios como Carnaúba dos Dantas/RN, as atividades agrícolas dependem totalmente da disponibilidade dessas águas e suas características hidroquímicas. Em razão disso, ganha em importância a realização de estudos que visem compreender as características hidrogeoquímicas das águas superficiais e subterrâneas para o incremento do desenvolvimento local e regional.

Vários autores propuseram métodos para a avaliação da qualidade de águas para uso na irrigação mediante suas características hidroquímicas, com enfoque na influência do sódio na salinização das águas (Richards, 1954; Wilcox, 1955; Kelley, 1963; Doneen, 1964; Paliwal, 1972). A presença de sódio em solos cultiváveis é um dos fatores mais nocivos a irrigação, podendo levar a uma baixa produtividade e afetar a renda de pequenos agricultores. Um dos efeitos de altas concentrações desse íon em águas que servem a irrigação é seu acúmulo no solo após processos de precipitação desencadeada pela evaporação da água. Esse fenômeno e suas consequências, como a ocorrência de processos de sodificação e salinização, são relacionados a alterações nas propriedades do solo, como a permeabilidade (Islam *et al.*, 2017; Batarseh, 2017; Bortolini *et al.*, 2018; Tomaz *et al.*, 2020; Singh *et al.*, 2020).

Dentre as ferramentas gráficas utilizadas para a avaliação do perigo de sodificação e salinização, o diagrama da razão de adsorção de sódio (RAS) é amplamente utilizado, fornecendo informações acerca da adequação ou não de águas destinadas à irrigação baseando-se na influência do sódio e do conteúdo iônico das águas (Richards 1954). Ferramentas como o RAS indicam que águas provenientes de reservatórios submetidos a baixa renovação e circulação hídrica apresentam maiores riscos para a irrigação dada a maior concentração de sais (Richards, 1954; Balamurugan *et al.*, 2020; Batarseh *et al.*, 2021). Os teores de sódio nas águas de irrigação podem se relacionar a uma menor permeabilidade dos solos, onde sua aeração e circulação hídrica é reduzida e compromete a qualidade da água para irrigação (Shaikh *et al.*, 2020). Além disso, efeitos de toxicidade em plantas e prejuízos no crescimento das lavouras são comumente relatados (Ayers & Westcot, 1976; Cordeiro, 2001; Goes *et al.*, 2021; Can-Chulim *et al.*, 2014; Marinho *et al.*, 2021; Santos *et al.*, 2021). Regionalmente, a relação entre águas salinizadas e solos degradados favorece a erosão hídrica, podendo ocasionar o estabelecimento de um processo de desertificação (Tomaz *et al.*, 2020).

Assim, o objetivo deste artigo é avaliar a adequação das águas subterrâneas e superficiais ao uso na irrigação no município de Carnaúba dos Dantas/RN, aplicando diversos índices propostos na literatura, sendo eles a razão de magnésio, porcentagem de sódio, razão de adsorção de sódio, razão de Kelley, índice de permeabilidade, salinidade potencial e carbonato de sódio residual.

## 2 Caracterização geral da área

O município de Carnaúba dos Dantas/RN possui área total de 246,308 km<sup>2</sup> e está situado no estado do Rio Grande do Norte, na microrregião do Seridó Oriental. O acesso a sede municipal e dá pela BR 226, sentido Caicó, com ligação pela RN 407. A população é atualmente estimada em 8.180 habitantes onde a maioria reside na zona urbana. O setor de serviços, mineração e

agricultura representam as principais atividades econômicas no município.

### 2.1 Clima e vegetação

O município de Carnaúba dos Dantas/RN está inserido em um contexto climatológico semiárido, com chuvas concentradas de fevereiro a abril, enquanto as maiores taxas de insolação e evaporação ocorrem no período seco, que vai de julho a dezembro (EMPARN, 2020). De acordo com a classificação de Köppen & Geiger (1934), o clima é BShw', quente e seco, e a precipitação média anual registrada pela Estação Climatológica de Caicó para o intervalo de 2010 – 2019 é de 418,93 mm. Neste período, a menor precipitação ocorreu no ano de 2012, com 2,7 mm no mês de março, enquanto que a maior se deu no ano de 2019, com 248,9 mm também no mês de março.

A vegetação típica observada é a caatinga hiperxerófila e subdesértica do Seridó, a qual se caracteriza como uma caatinga adaptada a climas mais secos e apresenta aspecto arbustivo aberto. Do total das coberturas vegetais no município, 59% ocorre degradada, 23% encontra-se preservada, lavouras correspondem a 20% e solos expostos totalizam 6%.

A evolução da degradação da caatinga em Carnaúba dos Dantas/RN foi estudada por Reis Fernandes *et al.* (2009), os quais identificaram núcleos de desertificação em uma análise temporal de 1987 a 2007. O processo descrito pelos autores envolve o avanço da indústria ceramista e a supressão vegetal para alimentação dos fornos à lenha utilizados na produção de tijolos e telhas, além de comércios como padarias. A evolução da degradação descrita envolve a substituição da caatinga nativa por cultivos variados, formando fragmentos de mata nativa geralmente localizados nas regiões de mais difícil acesso ao norte e sudeste do município.

Esse contexto foi também observado por Alves & Rocha (2007) no município de Picuí, limítrofe a Carnaúba dos Dantas/RN, também caracterizando um contexto de acelerado processo de desertificação.

## 2.2 Geologia

A área de pesquisa está inserida na Faixa Seridó, composta por um embasamento gnáissico-migmatítico de idade paleoproterozóica, com o Grupo Seridó sotoposto, de idade neoproterozóica, inserida em um contexto geológico dominado por

suítes graníticas e micaxistos da Formação Seridó, quartzitos da Formação Equador e injeções pegmatíticas por vezes mineralizadas, com estruturas regionais de direções NNE-SSW, NE-SW e E-W, além de intenso fraturamento (Figura 1) (Jardim de Sá, 1994; Angelim *et al.*, 2006).

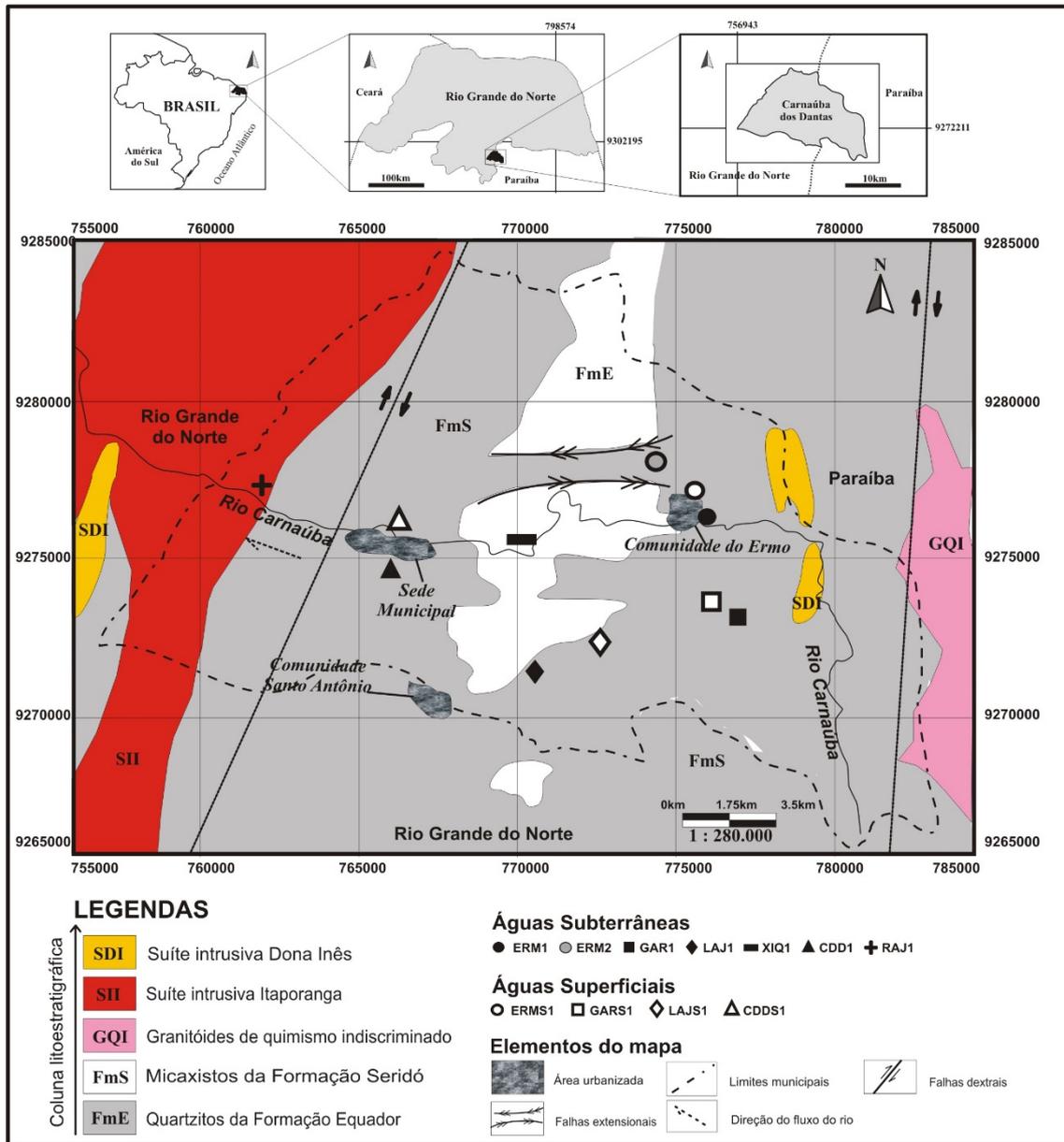


Figura 1. Mapa geológico de Carnaúba dos Dantas/RN. Adaptado de CPRM (2005).

Figure 1. Geological map of Carnaúba dos Dantas/RN. Adapted from CPRM (2005).

Carnaúba dos Dantas apresenta na base um complexo gnáissico-migmatítico de idade arqueana a paleoproterozóica, onde da base para o topo ocorre a Formação Equador (FmE), formada por quartzitos muscovíticos e feldspáticos a puros, portando turmalinas pretas, aflorando principalmente na porção central do município. A mineralogia básica exibe quartzo (85%) e muscovita (15%), e

traços de plagioclásios, silimanita e turmalinas (Angelim *et al.*, 2006; Bezerra *et al.*, 2009; Medeiros *et al.*, 2011).

Os poços tubulares nas comunidades Lajedo (LAJ1) e Xique-xique (XIQ1) ocorrem em terrenos onde predominam quartzitos da Formação Equador, apresentando estruturas rúpteis E-W abertas e solos quartzosos claros com matéria orgânica (Figura 2).

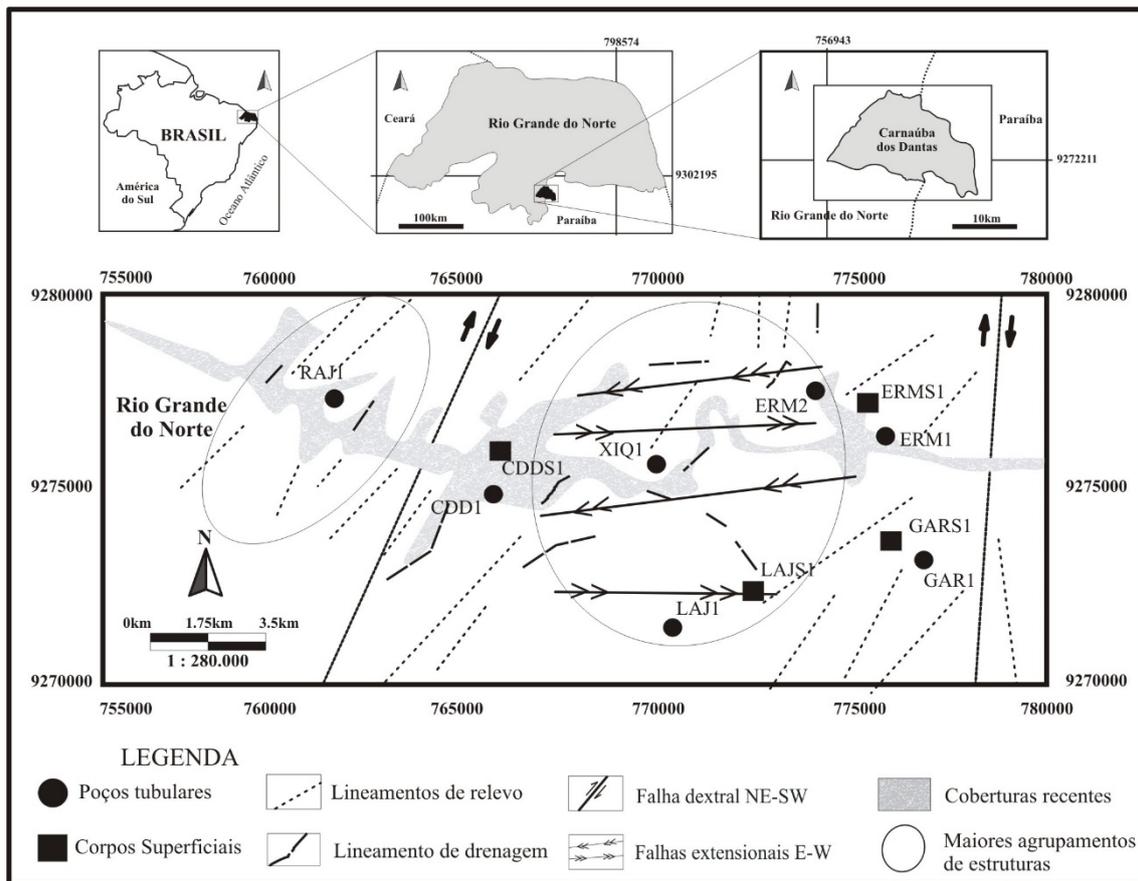


Figura 2. Controle estrutural representado por estruturas de orientação NE-SW e E-W em Carnaúba dos Dantas/RN. Adaptado de CPRM (2005) e Mutzemberg (2005).

Figure 2. Structural control represented by NE-SW and E-W oriented structures in Carnaúba dos Dantas/RN. Adapted from CPRM (2005) and Mutzemberg (2005).

A área estudada está situada ao longo do vale escavado pelo rio Carnaúba, que se estende no sentido E-W. A região se encontra inserida no Planalto da Borborema e Depressão Sertaneja, com relevo ondulado e dissecado por drenagens que formam vales em U e V (Mutzemberg *et al.*, 2005).

A evolução geomorfológica do vale do rio Carnaúba é intimamente ligada com os esforços tectônicos representados pelas falhas de direções E-W e NE-SW, com o predomínio de cristas retilíneas paralelas a

zona de cisalhamento Picuí-João Câmara (NE-SW), situadas em terrenos mais elevados relacionados a rochas cristalinas, intersectadas com as falhas extensionais E-W.

### 3 Materiais e métodos

#### 3.1 Amostragem

A Seleção dos poços ocorreu por meio de uma campanha piloto realizada entre os meses de julho e novembro de 2019, tanto na

área urbana quanto rural. Como critério, a seleção dos poços para amostragem englobou as principais unidades litoestratigráficas aflorantes no município, sendo elas a Formação Seridó, representada por muscovita-granada-biotita xistos; a Formação Equador, a qual localmente exibe muscovita quartzitos contendo granada e turmalina, além do eventual uso da água para atividades agrícolas. Em linhas gerais, os micaxistos predominantes no município são submetidos a deformações rúpteis de orientações NE-SW e N-S, esta última comumente associada a poços secos ou de baixa vazão (Gopinath *et al.*, 2002). Por sua vez, os quartzitos estão relacionados a estruturas cruzadas de orientação NE-SW e E-W. Foram desconsiderados poços em áreas de relevo

acidentado e de difícil acesso. Os corpos superficiais investigados na campanha piloto tiveram como principal critério de seleção a sua proximidade com pontos de coleta de águas subterrâneas, possibilitando a formação de pares de amostras, quando possível, e a prevalência do uso desses recursos hídricos em atividades de plantio ou criação de animais (Figura 1).

A coleta de amostras de águas superficiais e subterrâneas, para o reconhecimento das principais características hidroquímicas e avaliação de sua adequação para uso agrícola, foi realizada no início do período chuvoso em fevereiro de 2020, totalizando 11 amostras. A localização e principais unidades litoestratigráficas em cada local de coleta são mostradas na Tabela 1.

Tabela 1. Coordenadas geográficas, locais de coleta dos pontos amostrados e principais unidades litoestratigráficas aflorantes.

Table 1. Geographical coordinates, collection sites of sampled points and main outcropping lithostratigraphic units.

Amostra	Localidade	Coordenadas		Locais de coleta	Litologia
		Lat.	Lon.		
ERM1	Comunidade Ermo	9275757	775860	Poço tubular	Micaxisto FmS
ERM2	Comunidade Ermo	9276654	773946	Poço tubular	Micaxisto FmS (*)
ERMS1	Comunidade Ermo	9275898	775830	Barragem	Micaxisto FmS
LAJ1	Comunidade Lajedo	9270879	770498	Poço tubular	Quartzito FmE (**)
Lajs1	Comunidade Lajedo	9271523	772113	Açude	Micaxisto FmS
GAR1	Comunidade Garrote	9272929	776961	Poço tubular	Micaxisto FmS
GARS1	Comunidade Garrote	9273121	776530	Açude	Micaxisto FmS
XIQ1	Comunidade Xique-xique	9274514	769576	Poço tubular	Quartzito FmE
CDD1	Sede municipal	9274714	765443	Poço tubular	Micaxisto FmS
CDDS1	Sede municipal	9275640	766684	Açude	Micaxisto FmS
RAJ1	Comunidade Rajada	9277047	760523	Poço tubular	Suíte Itaporanga

\*Contato com Quartzitos Formação Equador; \*\*Próximo a contato com Micaxistos Formação Seridó.

\*Contact with Equador Formation quartzites; \*\* Close to contact with mica schists of Seridó Formation.

Os frascos utilizados nas operações de amostragem foram higienizados no laboratório de geologia no Instituto Federal da Paraíba, sendo montados kits de coleta individualizados para cada ponto, contendo funis, recipientes plásticos e um amostrador

Bailer. As amostras foram coletadas e acondicionadas nos frascos após ambientação realizada três vezes, para a minimização da ocorrência de eventuais impurezas presentes nos frascos. As aferições em campo para pH, condutividade elétrica (CE) e temperatura

foram realizadas em triplicata, sendo usada a média aritmética simples dos valores obtidos. O sensor multiparâmetros marca Oakton modelo PC100 foi empregado para tais

aferições, e os sólidos totais dissolvidos (STD) foram calculados a partir das médias da CE para cada ponto (Figura 3).

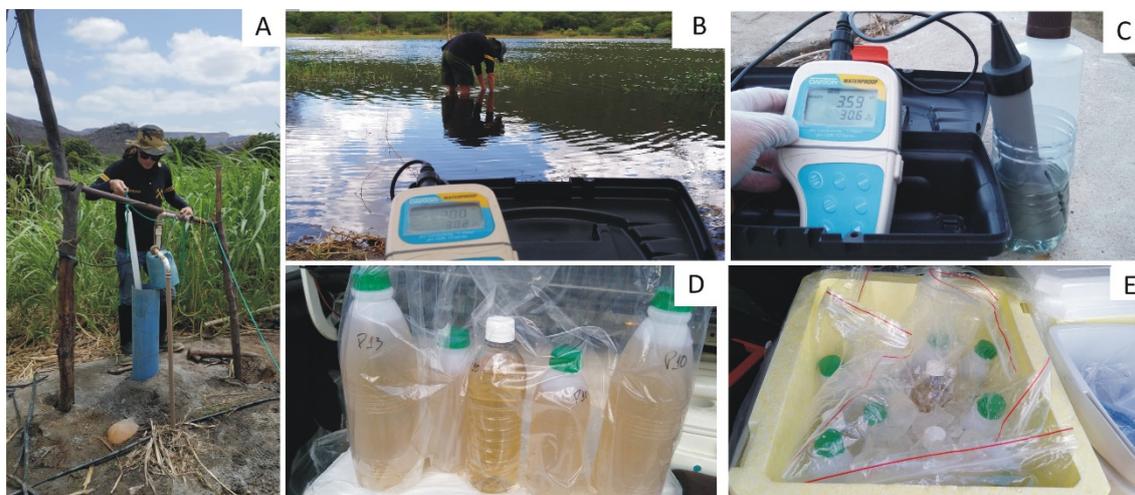


Figura 3. Coleta e preservação de amostras para análise laboratorial: (a) coleta em poço tubular com Bailer; (b) coleta de água superficial; (c) aferição de parâmetros hidroquímicos em campo; (d) amostras coletadas acondicionadas; (e) preservação das amostras para transporte.

Figure 3. Collection and preservation of samples for laboratory analysis: (a) collection in a tubular well with a Bailer; (b) collection in surface water; (c) measurement of hydrochemical parameters in the field; (d) conditioned collected samples; (e) preservation of samples for transport.

A amostragem nos corpos superficiais ocorreu na zona litorânea, onde os frascos foram ambientados três vezes. Os frascos foram mergulhados a cerca de 40 cm, sendo abertos lentamente, evitando agitar a água e gerar a formação de particulado fino em suspensão. A aferição dos parâmetros de campo foi feita da mesma forma descrita para os poços (Figura 3). Foram coletadas amostras duplicatas para os pontos ERM1 e CDDS1 e todas as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos individuais e preservadas em gelo, e transportadas até o laboratório (Figura 3). Em laboratório, a turbidez foi medida com um turbidímetro TB1000, enquanto a cor foi determinada por colorimetria. A dureza total, cálcio e magnésio foram determinados por titulação. Por sua vez, os sulfatos foram analisados por colorimetria, enquanto sódio e potássio foram analisados por fotometria de chama, e os cloretos determinados por titulometria.

### 3.2 Análise estatística

As equações utilizadas nas análises estatísticas são mostradas na Tabela 2. A confiabilidade dos resultados foi aferida pela análise de duplicatas, seguindo metodologia de teste de hipóteses proposta por Hoshmand (1997).

Tabela 2. Equações para análise de confiabilidade por pares de amostras duplicatas e para matriz de correlação de Spearman.

Table 2. Equations for reliability analysis by pairs of duplicate samples and for Spearman's correlation matrix.

Índices	Equações
Análise de duplicatas ( $t_{calc}$ )	<b>Eq.1</b> $t_{calc} = \mu_d / (S_d / n^{1/2})$
Correlações significativas ( $r_{crit}$ )	<b>Eq.2</b> $r_{crit} = t_{crit} / (f + t_{crit}^2)^{1/2}$

A significância estatística dos resultados é obtida quando a hipótese  $H_0$  é satisfeita, sendo  $-t_{tab} < t_{calc} < +t_{tab}$ . O valor de  $t_{tab}$  é obtido pelo nível de significância que se pretende verificar, relacionando o universo de amostras

com a quantidade de pares analíticos. Por sua vez, o  $t_{calc}$  ( $t$  calculado) é obtido a partir do emprego da Equação 1 (Tabela 2) proposta por Hoshmand (1997):

$$t_{calc} = \mu_d / (s_d / n^{1/2}) \quad (1)$$

$t_{calc}$  =  $t$  calculado no teste

$\mu_d$  = média das diferenças dos pares dos resultados analíticos

$s_d$  = desvio padrão das diferenças dos pares dos resultados analíticos

$n$  = número de pares = 2

O par analítico P1/P12 (respectivamente ERM1 e CDDS1) exibe nível de significância é de 0,025, o que confere ao universo dos resultados analíticos das amostras um grau de confiabilidade de aproximadamente 95%, assegurando a qualidade dos dados a partir dos procedimentos de coleta e análise das amostras (Hoshmand, 1997).

A matriz de correlação de Spearman consiste em um método não paramétrico, que correlaciona a intensidade da variação entre duas variáveis por meio de uma função. As correlações  $r$  obedecem a expressão  $-1 < r < 1$ , onde valores próximos a zero não apresentam correlações significativas, e zero mostra correlação nula. Para os valores aproximados ou iguais a -1, as correlações são significativas e inversamente proporcionais para os parâmetros analisados, os quais variam de maneira inversa. Para valores próximos ou iguais a 1, as correlações são fortes e expressam que as variações atribuídas a duas variáveis são semelhantes. A Equação 2 expressa na Tabela 2 demonstra o cálculo do  $r_{crit}$  para os parâmetros analisados.

$$r_{crit} = t_{crit} / (f + t_{crit}^2)^{1/2} \quad (2)$$

$t_{crit}$  =  $t$  tabelado no teste

$n$  = número de amostras

$f = n - 2$  = grau de liberdade =  $11 - 2 = 9$

$r_{crit} = 0,60$

Para a análise através da matriz de correlação de Spearman, o índice de significância de 95% com  $r_{crit} = 0,60$  a 1,00 foi calculado para correlações significativas consideradas fortes, e 90% para  $r_{crit} = 0,52$  a

0,59 para correlações consideradas intermediárias neste trabalho. Valores de  $r_{crit}$  compreendidos entre 0,52 e -0,52 não são considerados significativos.

### 3.3 Classificação hidroquímica

O agrupamento e interpretação das amostras quanto às fácies hidroquímicas e processos foi feito através da confecção de diagramas hidroquímicos de Piper utilizando o software Qualigraf 1.17 (FUNCEME, 2015). O método proposto por Piper (1944) considera as concentrações de cátions e ânions nas águas para a construção do diagrama, definindo as fácies hidroquímicas e classes de águas superficiais e subterrâneas. Para a verificação de processos controladores das características hidroquímicas das amostras, o diagrama de Gibbs foi empregado. De acordo com Gibbs (1970), três processos básicos controlam o perfil hidroquímico das águas, sendo eles a evaporação, a interação água-rocha e a precipitação pluviométrica. O diagrama de Gibbs pode ainda ser útil para a sugestão de contribuição antropogênica dada a razão de  $Cl^-$  e o posicionamento das amostras em relação a figura do boomerang (Selvakumar, 2017).

### 3.4 Classificação de águas para a irrigação

A condutividade elétrica (CE) é um parâmetro utilizado para balizar a classificação de águas quanto à sua salinidade em função dos sólidos totais dissolvidos (STD). De acordo com Santos (1997), o quantitativo de STD pode ser obtido pela multiplicação da CE por uma variável que vai de 0,55 a 0,75, sendo o valor de 0,65 considerado coerente com clima semiárido do nordeste do Brasil. Levando em consideração que, no semiárido brasileiro, a maioria das decisões quanto ao uso de recursos hídricos ocorre baseando-se na percepção de salinidade das águas, o STD foi comparado com a legislação brasileira e internacional para verificar sua adequação quanto as concentrações iônicas que possam proporcionar um grau indesejado de salinização de acordo com os intervalos de STD em diferentes legislações (Tabela 3).

Tabela 3. Resoluções brasileiras comparadas a recomendação da OMS quanto a classificação das águas de acordo com o quantitativo de sólidos totais dissolvidos e seus intervalos.

Table 3. Brazilian resolutions compared to the WHO recommendation regarding the classification of waters according to the amount of total dissolved solids and their ranges.

OMS (2011)	CONAMA 357/05	CONAMA 396/08				Portaria 888/2021
AD <600	Doce 0 - 500	C	D	I	R	
600 < AR < 1000	Salobra 501 – 1500	1000	-	-	-	Máx. 1000
1000 < IN	Salgada > 1500					

C – Consumo humano; D – dessedentação animal; I - Irrigação; R – Recreação; AR – Adequada com cuidados; AD – Adequada; IN – Inadequada

C – Human consumption; D – Animal watering; I - Irrigation; R – Recreation; AR – Suitable with cautions; AD – Suitable; IN – Unsuitable

Para complementar a investigação sobre a presença de Na<sup>+</sup> nas amostras e seus possíveis efeitos, a Razão de Kelley (RK) (Kelley, 1963) foi empregada (Equação 6). Embora considere a presença de Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup> nas amostras, a ausência de comparação com o STD torna o método uma aproximação do que propõe a RAS, sendo indicado para uma avaliação complementar e comparação a outros índices. Para a RK >1, as águas são consideradas inadequadas, enquanto aquelas com RK <1 são adequadas.

A observação dos efeitos das concentrações iônicas em solos irrigados com água eventualmente salinizadas foi verificada por meio do índice de permeabilidade (IP) (Equação 7), sendo calculados de forma a complementar as observações feitas no RAS (Tabela 4).

A contribuição de Cl<sup>-</sup> e SO<sub>4</sub><sup>-2</sup> foi estudada pelo emprego do método da salinidade potencial (SP) (Equação 8), enquanto o cálculo do carbonato de sódio residual (CSR) foi empregado para avaliação do papel do HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> e CO<sub>3</sub><sup>-2</sup> na qualidade das amostras para ao uso na irrigação (Equação 9) (Tabela 4).

#### 4 Resultados

A Tabela 5 exibe os resultados analíticos obtidos. Diversas amostras de águas subterrâneas analisadas apresentaram valores elevados de CE e STD em relação às águas superficiais.

Na amostra ERM1, o valor medido de CE indica uma concentração de sólidos totais dissolvidos (STD) acima de 500 mg/L, contexto

que pode ser verificado também na amostra ERM2, o que reflete as concentrações de Na<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> e K<sup>+</sup>. Nas amostras LAJ1 e XIQ1, os quantitativos de CE e STD foram os mais baixos verificados para as águas subterrâneas, apresentando valores respectivos de 212,4 µS/cm e 138,1 mg/L e 408,4 µS/cm e 265,5 mg/L, os quais serão comentados adiante.

Os valores de CE e STD aferidos nas amostras superficiais se mostram menores do que aqueles verificados nas amostras subterrâneas, exceto para os resultados de XIQ1 e LAJ1, que apresentam concentrações STD semelhantes àquelas verificadas nas amostras superficiais.

As maiores concentrações de cloretos nas águas subterrâneas foram observadas nas amostras RAJ1 (1.039,69 mg/L) e CDD1 (1.908,93 mg/L), representando picos bem diferentes em relação as demais amostras subterrâneas, dentre as quais LAJ1 (20,45 mg/L) e XIQ1 (71,58 mg/L) exibem as menores concentrações para essa espécie. Dentre as águas superficiais, CDDS1 (34,09 mg/L) e ERMS1 (30,68 mg/L) exibem as maiores concentrações de cloretos, apresentando ainda as maiores quantidades de sulfatos. O bicarbonato ocorre em maiores concentrações nas águas subterrâneas em ERM1 (406,66 mg/L) e CDD1 (606,95 mg/L), enquanto para as águas superficiais as maiores concentrações ocorrem na amostra GARS1 (106,82 mg/L).

Tabela 4. Resultados físico-químicos das águas amostradas do município de Carnaúba dos Dantas/RN.

Table 5. Physicochemical results of water sampled in the municipality of Carnaúba dos Dantas/RN.

Parâmetros	Águas Subterrâneas (Poços tubulares)							Águas Superficiais				
	Físico-Químicos	ERM1	ERM2	LAJ1	GAR1	XIQ1	CDD1	RAJ1	ERMS1	LAJS1	GARS1	CDDS1
T (°C)		31,4	33,2	30,6	31,6	33,6	32,1	34,5	31,0	32,5	31,2	33,4
pH		6,96	7,15	3,65	4,84	4,09	5,06	4,84	7,00	3,33	7,06	3,99
CE		1.321,00	1.357,33	186,10	1.166,00	468,00	6.438,00	3.770,00	117,90	90,40	171,60	126,10
STD		858,65	882,26	120,96	757,90	304,20	4.184,00	2450,50	76,63	58,76	111,14	81,96
Dureza Total		327,28	211,47	90,63	231,61	140,98	845,88	981,82	46,32	28,19	65,46	40,28
Ca <sup>2+</sup>		40,32	50,40	18,95	28,22	33,06	209,66	131,04	8,06	6,05	14,52	9,68
Mg <sup>2+</sup>		55,03	20,79	10,52	39,13	14,19	78,27	158,98	6,36	3,18	7,09	3,91
Na <sup>+</sup>		160,66	166,66	13,33	90,00	30,66	975,55	321,10	11,79	6,15	17,43	15,90
K <sup>+</sup>		10,28	7,90	6,94	9,11	6,11	39,16	11,44	6,38	4,50	10,47	7,50
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>		406,66	221,51	115,32	234,28	145,67	606,95	201,02	42,48	41,27	106,82	48,04
SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>		49,86	48,78	0,05	41,39	1,66	251,07	64,23	1,18	0,50	0,14	1,91
Cl <sup>-</sup>		197,71	218,16	20,45	136,35	71,58	1.908,93	1.039,69	30,68	13,64	27,27	34,09

Valores em mg/L, exceto condutividade elétrica (µS/cm) e temperatura (°C). O pH não exibe unidade específica.

Values in mg/L, except electrical conductivity (µS/cm) and temperature (°C). pH does not display specific unit.

## 5 Discussão

### 5.1 Distribuição de chuvas

No semiárido brasileiro, a interação do clima e geologia tende a limitar o acesso de populações a recursos hídricos ao concentrar sais principalmente em águas subterrâneas, como abordado por Zanella (2014). Embora as médias de chuvas em municípios geograficamente próximos geralmente seja parecida, Becker *et al.* (2011) discutem que quantitativos e distribuição de chuvas diversos apontam para a importância do reconhecimento dos padrões climatológicos gerais para cada município, melhorando a qualidade das avaliações.

A individualização de contexto pluviométrico em Carnaúba dos Dantas indica a ocorrência de dois períodos distintos, um seco e outro chuvoso, onde as precipitações que caracterizam o período de chuvas se

concentram de fevereiro a junho ocorrendo o período seco de agosto a dezembro (Figura 4).

Embora as precipitações indiquem a predominância de chuvas em determinado período, as médias de temperaturas sugerem a transição entre os períodos a partir de agosto, quando as temperaturas médias param de cair e voltam a subir (Figura 4). Durante o período seco, é esperada a ocorrência de elevadas taxas de insolação, evaporação e evapotranspiração, promovendo um balanço hídrico negativo.

Esses fenômenos e sua relação com a disponibilidade hídrica foram discutidos por De Medeiros *et al.* (2012) para a prática do cultivo agrícola no município de Picuí, limítrofe a Carnaúba dos Dantas, onde foram observadas as curvas de precipitações vs. evapotranspiração potencial vs. evaporação, evidenciando as limitações causadas pela deficiência hídrica presente.

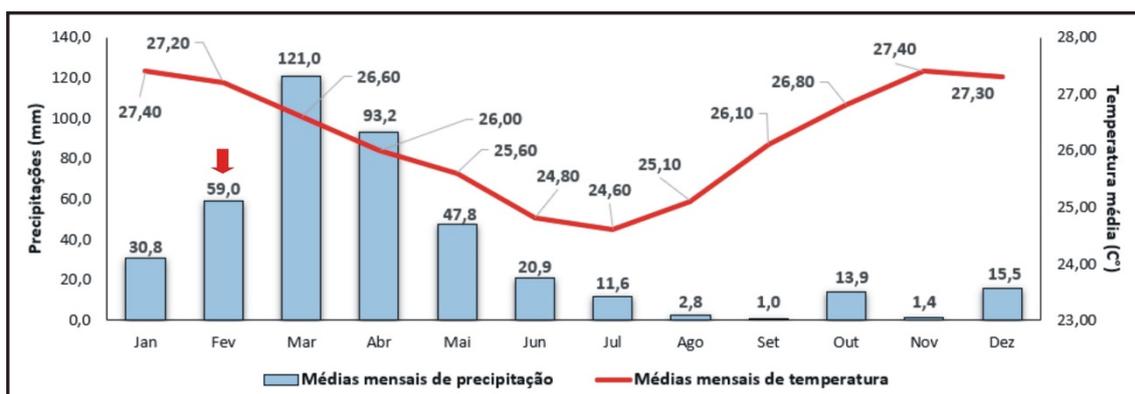


Figura 4. Médias mensais de precipitações e temperaturas de 2010 a 2019 em Carnaúba dos Dantas/RN. A seta vermelha indica o mês de amostragem (fevereiro de 2020).

Figure 4. Monthly averages of rainfall and temperatures from 2010 to 2019 in Carnaúba dos Dantas/RN. The red arrow indicates the sampling month (February 2020).

Levando em consideração a maior renovação das águas para os corpos superficiais alimentados pela rede de drenagens com águas provenientes das chuvas, as concentrações de STD são menores do que aquelas verificadas nas águas subterrâneas, embora as concentrações de STD em LAJ1 e XIQ1 possam sugerir uma renovação de águas mais rápida, aproximando seu perfil hidroquímico das superficiais. Embora os perfis litológicos e construtivos dos poços disponíveis no sistema SIAGAS não indiquem descrições litológicas de

subsuperfície, autores como Gopinath *et al.* (2002) indicam que os quartzitos da Formação Equador, quando submetidos a um cenário de intersecção de falhas de orientação NE-SW e E-W, tendem a produzir uma recarga mais acelerada do aquífero, especialmente se comparada à recarga associada aos micaxistos da Formação Seridó, submetidos principalmente a deformações N-S, as quais se relacionam a poços de baixa vazão ou secos na região leste do município de Carnaúba dos Dantas, ou a estruturas rúpteis NE-SW, geneticamente relacionadas à zona de

cisalhamento Picuí-João Câmara. Em termos hidroquímicos, Carvalho & Souza (2022) discutem por meio de diagramas as contribuições geológicas e climatológicas para águas pouco salinizadas associadas aos quartzitos da Formação Equador em Carnaúba dos Dantas, evidenciando a relação entre águas subterrâneas em terrenos dominados por essa litologia e águas superficiais, as diferenciando de outras águas subterrâneas coletadas em sítios onde predominam os micaxistos da Formação Seridó. Considerando a análise morfoestrutural realizada por Mutzenberg (2006), o contexto indicado nos quartzitos foi observado em campo na região da comunidade do Lajedo, onde as atitudes dos planos de ruptura aflorantes indicam direções N10E/88E e N87W/89S (Figura 5).

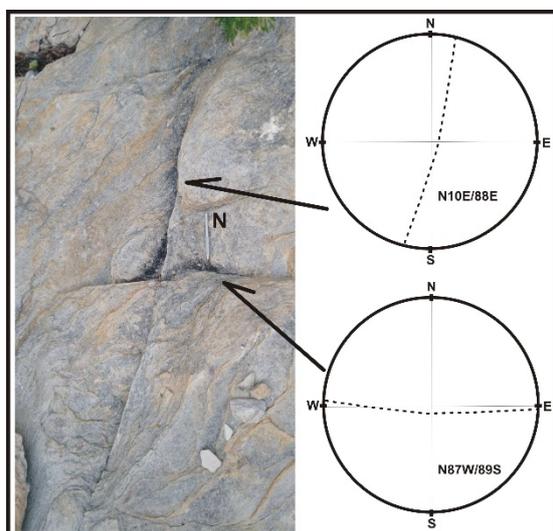


Figura 5. Sets de fraturas observados em sítio onde afloram quartzitos da Formação Equador, na comunidade do Lajedo em Carnaúba dos Dantas/RN.

*Figure 5. Fracture sets observed at a site where quartzites from the Ecuador Formation outcrop, in the Lajedo community in Carnaúba dos Dantas/RN.*

Avaliando conjuntamente os dados estruturais de campo com os achados de Gopinath *et al.* (2002) e as características hidroquímicas das águas discutidas por Carvalho & Souza (2022), é plausível considerar que as águas subterrâneas coletadas nas áreas onde predominam os quartzitos apresentem menores concentrações de STD, tanto pela maior circulação quanto pela menor dissolução mineral.

## 5.5 Concentrações de sólidos totais dissolvidos (STD)

A salinização de águas superficiais e subterrâneas pode ser avaliada a partir do emprego de várias técnicas e ferramentas. Para verificar eventuais limitações ao uso das amostras, os sólidos totais dissolvidos (STD) foram comparados com a legislação brasileira e internacional. A resolução CONAMA 357/2005 considera três intervalos de concentrações de STD, onde as águas que exibem valores abaixo de 500mg/L são consideradas doces; entre 501 e 1500 mg/L salobras; e acima de 1500 mg/L salgadas. Essa resolução não distingue águas para irrigação daquelas consumidas diretamente pela população, sendo importante avaliar os intervalos em comparação com os limites impostos em outras ferramentas. A comparação entre as amostras e os limites legais encontram-se na Tabela 6.

Por sua vez, a resolução CONAMA 396/2008 considera águas para consumo humano, dessedentação animal, irrigação e lazer, estabelecendo 1000 mg/L como máximo de STD para consumo humano, a exemplo da portaria 888/2021. Complementarmente, a OMS (2011) indica que águas com <600 mg/L de STD apresentam baixa influência de salinização, enquanto quantitativos superiores a 1000 mg/L devem ser usadas com cautela.

As águas superficiais se distinguem das subterrâneas quando comparadas aos padrões da legislação brasileira e recomendações internacionais, sendo classificadas como doces, indicando baixa influência do STD para a salinização (Tabela 6). Entretanto, a ausência de uma indicação clara de uso dessas águas na irrigação induz ao uso, sem a observância de critérios eficientes, o que a longo prazo tende a expor a atividade agrícola a problemas de perda de qualidade dos solos pelo eventual acúmulo de sais. Por sua vez, as amostras RAJ1 e CDD1 exibem quantitativos de STD que excedem os limites nos quatro padrões de qualidade comparados, sendo classificadas como águas salinas (Tabela 6). Dentre as águas subterrâneas, apenas LAJ1 e XIQ1 são classificadas como doces.

Tabela 5. Classificação das amostras pelos valores de STD de acordo com a legislação brasileira (resoluções CONAMA 357/2005; 396/2008; e Portaria 888/2021) em comparação aos limites estabelecidos pela Organização Mundial da Saúde.

Table 6. Classification of samples by STD values according to Brazilian legislation (CONAMA resolution 357/2005) compared to the limits established by the World Health Organization.

Amostras	STD (mg/L)	OMS AD<600 600<AR<1000 1000<IN	CONAMA 357/05 Doce 0 – 500 Salobra 501 – 1500 Salgada >1500	CONAMA 396/08				Portaria 888/2021 Máx. 1000mg/L
				C	D	I	R	
				1000	-	-	-	
<b>AgSb</b>								
ERM1	848,65	AR	Água Salobra	AR	-	-	-	AD
ERM2	882,26	AR	Água salobra	AR	-	-	-	AD
LAJ1	120,96	AD	Água doce	AD	-	-	-	AD
GAR1	757,90	AR	Água salobra	AR	-	-	-	AD
XIQ1	304,20	AD	Água doce	AD	-	-	-	AD
CDD1	4184,00	IN	Água salgada	IN	-	-	-	IN
RAJ1	2450,50	IN	Água salgada	IN	-	-	-	IN
<b>AgSp</b>								
ERMS1	76,63	AD	Água doce	AD	-	-	-	AD
LAJS1	58,76	AD	Água doce	AD	-	-	-	AD
GARS1	111,14	AD	Água doce	AD	-	-	-	AD
CDDS1	81,96	AD	Água Doce	AD	-	-	-	AD

C – Consumo humano; D – dessedentação animal; I – Irrigação; R – Recreação; AR – Adequada com cuidados; AD – Adequada; IN – Inadequada; AgSb – Águas subterrâneas; AgSp – Águas superficiais  
*C – Human consumption; D – Animal watering; I – Irrigation; R – Recreation; AR – Suitable with cautions; AD – Suitable; IN – Unsuitable; AgSb – Groundwater; AgSp – Surface water*

As limitações impostas ao consumo de águas com elevadas concentrações de STD são abordadas pela OMS (2011), que considera que as propriedades organolépticas da água são fortemente prejudicadas a partir de concentrações em torno de 1000 mg/L, indicando níveis de salinização indesejados (OMS, 2011). Por outro lado, águas com concentrações menores que 600 mg/L são agradáveis ao paladar, não evidenciando níveis preocupantes de salinização (Tabela 6).

Entretanto, a classificação de águas levando-se em conta apenas os sólidos totais dissolvidos não garante sua adequação a atividades agrícolas, haja visto que o quantitativo de STD reflete a soma dos íons dissolvidos na amostra, não avaliando qualitativamente os constituintes e seus efeitos nos solos e cultivos eventualmente irrigados com essas águas. Em adição, solos e cultivos apresentam tolerâncias distintas em relação ao aporte iônico proveniente das águas para irrigação, o que leva a um cenário onde a adoção de uma resolução específica implica apenas em um restrito espectro de cenários abordados (Goes *et al.*, 2021; Marinho *et al.*, 2021; Santos *et al.*, 2021).

### 5.3 Aspectos hidroquímicos

A avaliação hidroquímica de águas é um importante passo para a compreensão dos processos que governam sua evolução, o que pode ser feito a partir de diagramas hidroquímicos como de Piper e Gibbs (Figura 6).

O diagrama de Piper evidencia que a composição aniônica das amostras subterrâneas apresenta três domínios distintos, sendo:  $\text{HCO}_3^-$  e  $\text{Cl}^-$  em relativa equivalência;  $\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$  (LAJ1);  $\text{Cl}^-$  (RAJ1 e CDD1). A abundância catiônica é expressa por águas mistas que evidenciam a contribuição multifatorial com origem iônica diversa. As principais fácies hidroquímicas são a  $\text{Ca}^{2+}$ - $\text{HCO}_3^-$ , e  $\text{Mg}^{2+}$ - $\text{HCO}_3^-$ , agrupando as amostras subterrâneas LAJ1, XIQ1 e as superficiais LAJS1 e GARS1. A amostra RAJ1 situa-se na fácies  $\text{Cl}^-$  -  $\text{Ca}^{2+}$ -  $\text{Mg}^{2+}$ , sendo distinta das demais amostras subterrâneas (Figura 6A).

O comportamento de águas mineralizadas em RAJ1 e CDD1 evidencia elevadas porcentagens de cloretos, sugerindo que o aporte desse íon nas amostras ocorre por um mecanismo diferente das demais amostras subterrâneas.

É necessário levar em consideração a lacuna representada pelo sistema de esgotamento sanitário urbano ineficiente no contexto da amostra CDD1 levando à provável contaminação por efluentes domésticos. De maneira geral, é comum a ocorrência de concentrações elevadas de  $\text{Cl}^-$  próximos a aglomerados urbanos. Carvalho e Souza (2022) sugerem que a baixa circulação de água dado o uso do poço CDD1 causam o acúmulo de contaminantes, além de um maior tempo de residência, o que potencializa a concentração de cloretos dada a localização

em zona urbana. Diferentemente do mecanismo de estratificação hidroquímica de possível ocorrência no poço referente a CDD1, a amostra RAJ1 demonstra condições de ocorrência de lixiviação de sais precipitados nos solos e zona insaturada durante os períodos secos. De acordo com Chen *et al.* (2013), Huo *et al.* (2020) e Shen & Chen (2020), as variações pluviométricas e recargas de aquíferos rasos controlam os mecanismos de precipitação e dissolução de sais, como a halita ( $\text{NaCl}$ ), possibilitando a lixiviação de cloretos de volta ao aquífero.

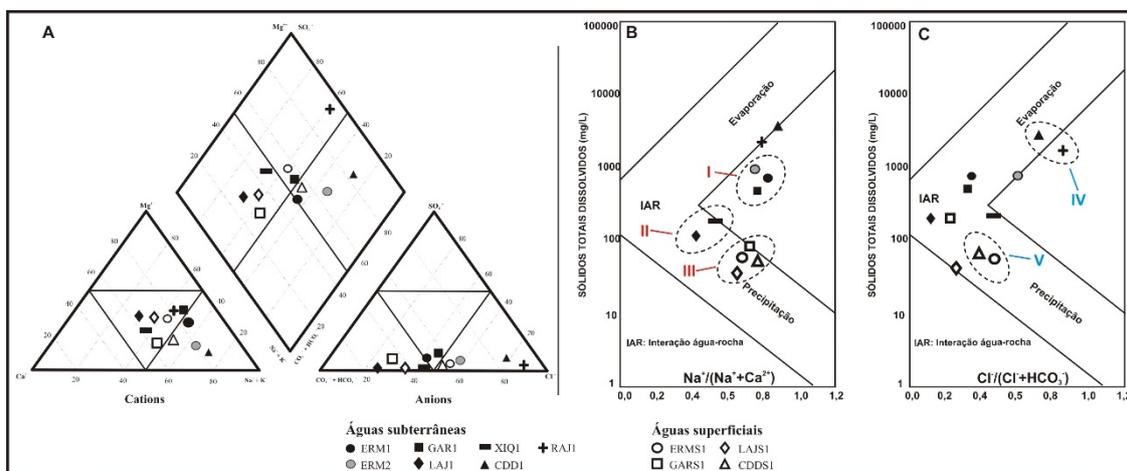


Figura 6. Diagrama hidroquímicos para reconhecimento de fácies e processos hidroquímicos em águas superficiais e subterrâneas em Carnaúba dos Dantas/RN: (A) diagrama de Piper; (B) diagrama de Gibbs para a razão  $\text{Na}^+ / (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$ ; (C) diagrama de Gibbs para a razão  $\text{Cl}^- / (\text{Cl}^- + \text{HCO}_3^-)$ .

Figure 6. Hydrochemical diagram for recognizing facies and hydrochemical processes in surface and groundwaters in Carnaúba dos Dantas/RN: (A) Piper diagram; (B) Gibbs diagram for the  $\text{Na}^+ / (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$  ratio; (C) Gibbs diagram for the  $\text{Cl}^- / (\text{Cl}^- + \text{HCO}_3^-)$  ratio.

Tradicionalmente, o diagrama de Gibbs é empregado na avaliação da interação das águas superficiais com o substrato litológico, como discutido por Damasceno *et al.* (2021) em relação a interação água-rocha nos rios do Mudo e Guajiru no Rio Grande do Norte; os autores relacionaram a composição hidroquímica dos corpos superficiais à dissolução de silicatos ferromagnesianos provenientes de rochas cristalinas aflorantes ao longo do rio. Embora o diagrama de Gibbs tenha sido concebido para avaliar a evolução hidroquímica de águas superficiais, sendo adequado apenas para águas superficiais (Gibbs, 1970), há trabalhos que indicam o emprego efetivo da técnica na investigação de águas subterrâneas, dada a variação litológica presente nas unidades aquíferas, até mesmo

considerando que a técnica é mais efetiva quando aplicada para a avaliação de águas subterrâneas e não das superficiais (Chintalapudi, 2017; Song, 2017).

Para a razão  $\text{Na}^+ / (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$ , as amostras ERM1, ERM2 e GAR1 são compatíveis com a interação água-rocha e situam-se fora do boomerang, formando um agrupamento que se destaca das amostras RAJ1 e CDD1 (Figura 6B, elipse I). O posicionamento dessas amostras fora da área do gráfico sugere uma fonte iônica diversa da interação água-rocha, agindo de forma complementar. Levando em conta a geologia local, a hidrólise de minerais silicáticos é coerente com as razões  $\text{Na}^+ / (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$  observadas (Figura 6B). Em adição, sua posição fora do diagrama sugere que uma possível contribuição antrópica além

dos processos de dissolução mineral e evaporação não deve ser descartada (Selvakumar *et al.*, 2017; Gao *et al.*, 2019). Este cenário da contribuição antrópica em RAJ1 e CDD1 foi discutido por Carvalho e Souza (2022), que apontam a possível associação de metais pesados e compostos nitrogenados. Estabelecendo correlações positivas entre Cd, Zn, Pb e  $\text{NO}_3$ .

Considerando as amostras subterrâneas LAJ1 e XIQ1, o posicionamento no gráfico sugere que se trata de águas com evoluções e perfis hidroquímicos diversos (Fig. 6B, elipse II). Considerando as amostras superficiais, a diferenciação em relação às águas subterrâneas é mais evidente para a razão  $\text{Na}^+ / (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$ , indicando o predomínio da precipitação pluviométrica como processo dominante (Figura 6B, elipse III). Por sua vez, a maioria das subterrâneas se encontram controladas pela evaporação e interação água-rocha. Os constituintes mineralógicos dos quartzitos e uma maior renovação de águas relacionada ao cruzamento de estruturas rúpteis identificado por Mutzenberg (2005) são condições plausíveis para explicar o comportamento de LAJ1 e XIQ1, as quais se assemelham mais a amostras superficiais.

A influência de cloretos para a salinização das amostras RAJ1 e CDD1 é reforçada no diagrama de Gibbs; estas exibem uma diferença visível para as demais amostras subterrâneas (Figura 6C, elipse IV). Por sua vez, a amostra subterrânea LAJ1 é a que apresenta menor influência de cloretos, enquanto dentre as superficiais LAJS1 e GARS1 exibem o mesmo comportamento. Entretanto, as amostras ERMS1 e CDDS1 exibem um papel mais relevante de  $\text{Cl}^-$  em sua composição (Figura 6C, elipse V), sendo fortemente sugerido o aporte antrópico nessas amostras dadas suas localizações próximas a aglomerados urbanos.

O contexto da salinização de águas em climas áridos e semiáridos foi discutido por Qaisar *et al.* (2018), relacionando quantitativos de STD que indicam o papel climatológico na concentração dos íons analisados. Entretanto, concentrações mais elevadas de cloretos foram discutidas quanto a possibilidade de aporte antrópico, dada a

proximidade a áreas de moradia permanente, como vilas e cidades, ou mesmo de áreas de cultivo agrícola. A Figura 7 evidencia a distribuição dos pontos amostrados em relação ao uso e ocupação do solo.

O cenário proposto é compatível com os resultados observados nos diagramas de Piper e Gibbs e com o comportamento das amostras subterrâneas RAJ1 e CDD1, e das superficiais ERMS1 e CDDS1, as quais apresentam maior influência de cloretos em comparação com as amostras de seus respectivos grupos (Figura 6, elipses IV e V).

Esse cenário sugere que as culturas são irrigadas com águas de áreas próximas, indicando a possibilidade de uma salinização cíclica influenciada pela disponibilização de água no solo e sua evaporação em períodos chuvosos, especialmente em aquíferos fraturados com áreas de recarga próximas a superfície (Chen *et al.*, 2013; Shen & Chen 2020; Huo *et al.*, 2019).

De acordo com estudos realizados na Argentina por Cellone *et al.* (2020) em áreas de cultivo agrícola, a relação entre concentrações de cloretos e sua correlação com a condutividade elétrica sugerem que a influência antropogênica pode ser verificada a partir de concentrações elevadas dessa espécie. Em geral, a presença de cloretos nas águas destinadas à irrigação pode causar clorose e necrose nas folhas das plantas, reduzindo fortemente a produtividade dos cultivos.

#### 5.4 Razão de magnésio (RM)

As concentrações de  $\text{Mg}^{2+}$  ocorrem na natureza em estado de equilíbrio com o  $\text{Ca}^{2+}$ , sendo importantes agentes definidores da qualidade das águas superficiais e subterrâneas. Em concentrações elevadas, o  $\text{Mg}^{2+}$  provoca a perda de fertilidade do solo e impacta diretamente no rendimento das colheitas (Paliwal, 1972). Para avaliar o perigo associado a presença de magnésio em águas utilizadas na irrigação, a RM é calculada pela Equação 3 (Tabela 4). De acordo com o método proposto por Paliwal (1972), as amostras de água podem ser classificadas como “adequadas” (<50) e “inadequadas” (>50) (Tabela 7).

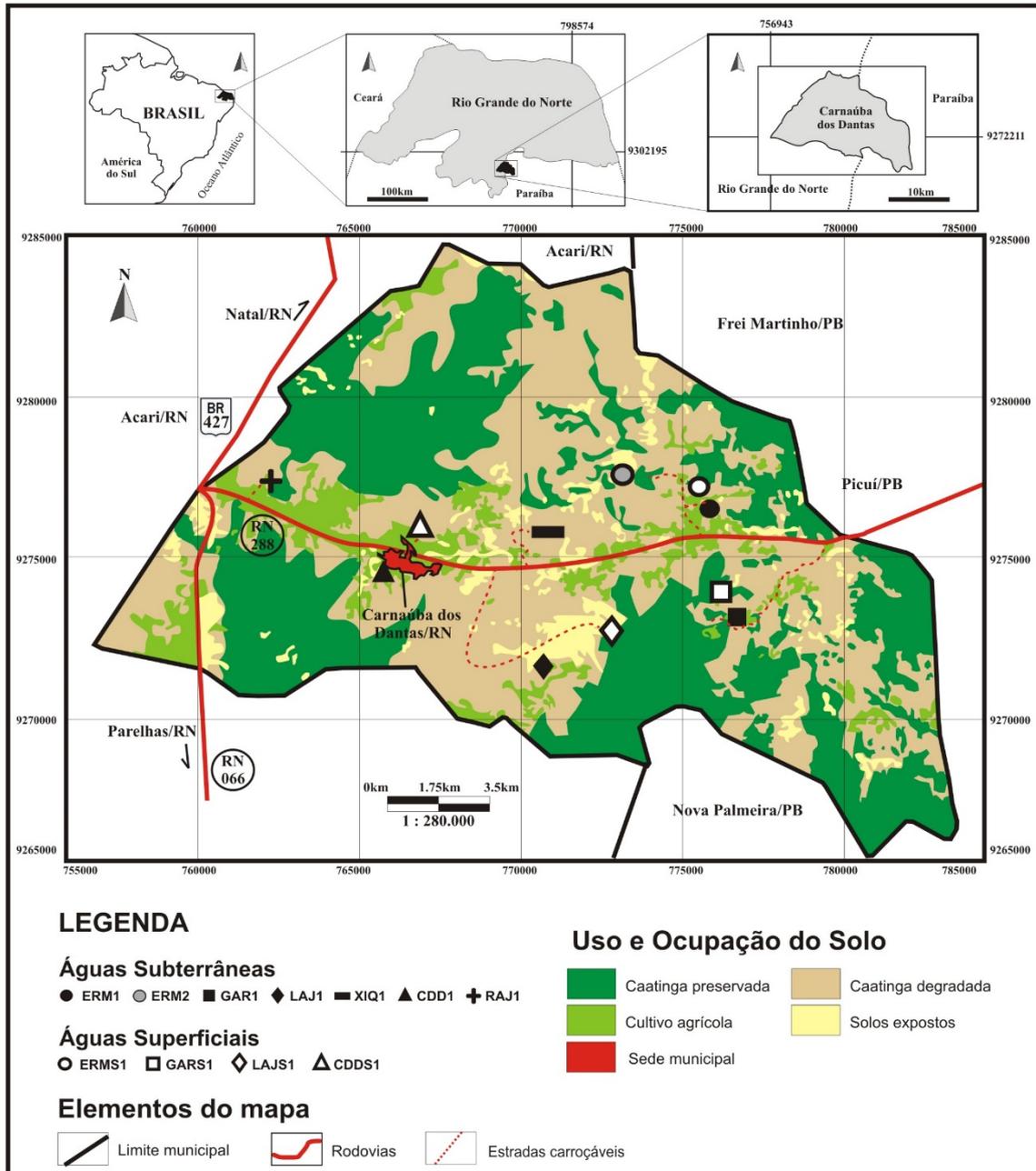


Figura 7. Mapa de uso e ocupação de solos em Carnaúba dos Dantas/RN. Adaptado de INPE (2012).  
 Figure 7. Map of land use and occupation in Carnaúba dos Dantas/RN. Adapted from INPE (2012).

Tabela 7. Razão de magnésio calculada para águas superficiais e subterrâneas.  
 Table 7. Magnesium ratio calculated for surface and groundwater.

Método	Intervalo	Classificação da água	AgSb	ERM1	ERM2	ERMS1	LAJ1	LAJS1	GAR1
Razão de Magnésio (RM)	<50	Adequada	AgSb	<b>69,19</b>	40,32	56,49	47,74	46,37	<b>69,52</b>
			AgSp	<b>GARS1</b>	<b>XIQ1</b>	<b>CDD1</b>	<b>CDDS1</b>	<b>RAJ1</b>	
	>50	Inadequada		44,55	41,39	38,05	39,92	<b>66,62</b>	

Valores de RM nas amostras referentes a águas sob perigo de magnésio são mostradas em negrito. AgSb – Águas subterrâneas; AgSp – Águas superficiais.  
 RM values in samples from waters under magnesium hazard are shown in bold. AgSb – Groundwater; AgSp – Surface water.

A maioria das amostras subterrâneas apresenta um comportamento de águas com boa qualidade para a irrigação, sendo exceção ERM1 (RM=69,19), GAR1 (RM=69,52) e RAJ1 (RM=66,62) (Tabela 7). Esse contexto sugere que o substrato geológico rico em minerais ferromagnesianos pode disponibilizar Mg<sup>2+</sup> pela dissolução mineral nos micaxistos, sendo uma dinâmica já abordada por Hounslow (2018) ao discutir os efeitos da composição geoquímica das rochas em amostras plotadas no diagrama de Piper. Embora apresente concentrações iônicas bem mais baixas que as subterrâneas, ERMS1 (RM=56,49) é classificada como inadequada quanto ao perigo relacionado ao Mg<sup>2+</sup> (Tabela 7). Isso ocorre em razão da classificação pelo RM remeter especificamente ao papel do Mg<sup>2+</sup> frente ao Ca<sup>2+</sup> na amostra e não a totalidade dos íons analisados.

### 5.5 Porcentagem de sódio (%Na)

A ocorrência de Na<sup>+</sup> provoca efeitos nocivos aos solos e cultivos menos tolerantes a esse íon (Wilcox, 1955; Tomaz *et al.*, 2020). Para avaliar a adequação das amostras à irrigação de cultivos com águas enriquecidas em Na<sup>+</sup>, o cálculo da porcentagem de sódio

(%Na) mensura a presença relativa desse íon frente ao Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup>.

A relação entre águas subterrâneas e maiores concentrações de STD indica um maior tempo de interação água-rocha em relação às águas superficiais, causando uma maior dissolução mineral (Hem, 1985). Em adição, a alternância entre períodos secos e chuvosos proporciona um controle climatológico à dinâmica de precipitação e dissolução de íons presentes em solos irrigados com águas submetidas a salinização. Shen & Chen (2020) observaram uma dinâmica de concentração iônica nos solos durante períodos secos em uma região agrícola na China, havendo lixiviação dos sais no período úmido, com forte contribuição das variações do lençol freático para a precipitação de sais na zona insaturada, quando em aquíferos rasos. De acordo com os autores, os períodos secos proporcionam uma maior concentração salina nos solos, havendo uma diluição com o período chuvoso, retroalimentando o ciclo. Os valores calculados para a %Na mostram que as amostras ERM2 (63,83) e CDD1 (71,97) são classificadas como inadequadas, enquanto as demais são adequadas ao uso na irrigação (Tabela 8).

Tabela 8. Porcentagem de Na<sup>+</sup> para amostras superficiais e subterrâneas e adequação ao uso na irrigação. *Table 8. Percentage of Na<sup>+</sup> for surface and groundwater samples and suitability for use in irrigation.*

Método	Intervalo	Classificação da água	AgSb	ERM1	ERM2	ERMS1	LAJ1	Lajs1	GAR1
%Na	<60	Adequada	AgSb	52,57	<b>63,83</b>	42,20	29,47	40,42	47,26
	>60	Inadequada	AgSp	<b>GARS1</b>	<b>XIQ1</b>	<b>CDD1</b>	<b>CDDS1</b>	<b>RAJ1</b>	
				43,94	34,37	<b>71,97</b>	52,31	42,08	

Valores de %Na nas amostras referentes a águas sob influência do Na<sup>+</sup> são mostradas em negrito. AgSb – Águas subterrâneas; AgSp – Águas superficiais.

*%Na values in samples referring to waters under the influence of Na<sup>+</sup> are shown in bold. AgSb – Groundwater; AgSp – Surface water.*

Entretanto, o diagrama de Wilcox exibe um cenário onde a %Na é plotada contra a condutividade elétrica (CE), indicando as amostras RAJ1 e CDD1 como inadequadas ao uso na irrigação. Por sua vez, ERM2 encontra-se no campo das águas classificadas como de qualidade duvidosa ou inadequada. A menor contribuição do Na<sup>+</sup> na amostra ERM1 em

relação a ERM2 fica evidente em seu posicionamento no campo das águas classificadas como permissíveis a duvidosas, enquanto GAR1 recai no campo de águas consideradas boas ou de uso permissível.

Exceto pelas amostras LAJ1 e XIQ1, que são classificadas como excelentes, todas as amostras subterrâneas apresentaram forte

influência da presença de íons dissolvidos a partir da interação água-rocha, implicando em valores maiores de condutividade elétrica (Figura 8).

Em termos gerais, um maior conteúdo de sódio nas águas subterrâneas ocorre devido ao longo período de contato com a rocha hospedeira, resultando em dissolução de minerais e também o uso de fertilizantes químicos. Em adição, as maiores concentrações de STD sugerem um controle geoquímico das rochas e da bacia de drenagem para a ocorrência de concentrações iônicas nas amostras que eventualmente limitam seu uso na irrigação. Todas as águas superficiais foram consideradas excelentes ao uso para irrigação (Figura 8).

De acordo com Wilcox (1955), a porcentagem sugerida de Na<sup>+</sup> em águas

destinadas à irrigação não deve ultrapassar o limite 15%, sob risco de impactar em menores índices de permeabilidade e desencadear a sodificação de solos, o que também foi verificado por Islam *et al.* (2017) em estudos realizados em Bangladesh. Isso reforça os achados de Singh *et al.* (2020), os quais destacam que a quantidade excessiva de Na<sup>+</sup> presente no solo após a evaporação e concentração dos sais no semiárido indiano se relaciona com menores índices de permeabilidade (IP), reduzindo a mobilidade hídrica no solo, formação de crostas e prejuízos ao desenvolvimento de cultivos. O mesmo comportamento foi observado por Batarseh (2017), onde concentrações elevadas de Na<sup>+</sup> levaram a salinização e sodificação de solos no vale do Rio Jordão.

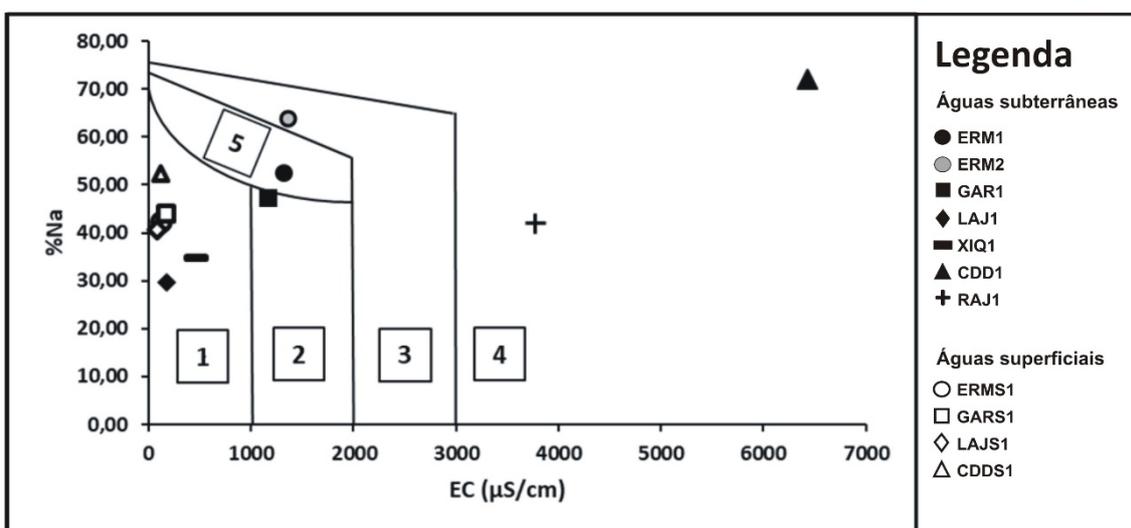


Figura 8. Classificação das amostras em razão da %Na pelo diagrama de Wilcox (1955). (1) excelente a boa; (2) boa a permissível; (3) duvidosa a inadequada; (4) inadequada; (5) permissível a duvidosa.

Figure 8. Classification of samples according to %Na using the Wilcox diagram (1955). (1) excellent to good; (2) good to permissible; (3) doubtful to unsuitable; (4) unsuitable; (5) permissible to doubtful.

### 5.6 Razão de Adsorção de sódio (RAS)

De modo geral, a RAS influencia diretamente o movimento da água no solo e sua aeração, sendo desejável que os valores calculados sejam baixos. Essa ferramenta permite comparar e relacionar LAJ1 e XIQ1 com as águas superficiais, refletindo uma distinção hidroquímica em relação às demais amostras subterrâneas, o que é coerente com o posicionamento dessas amostras no diagrama de Gibbs (Figura 4B e C).

As amostras superficiais ERMS1, GARS1 e CDDS1 exibem baixo perigo de salinização, enquanto para LAJS1 esse perigo é considerado nulo, não sendo mostrado no gráfico (Figura 9).

De maneira diversa, as amostras subterrâneas ERM1, ERM2 e GAR1 apresentam alto perigo de provocar salinização de solos, enquanto na sodificação, este perigo é baixo. Entretanto, ERM2 posiciona-se no limiar entre um baixo e um médio risco de sodificação, sendo dessas

amostras a que mais oferece perigo quanto ao seu uso na irrigação. Embora o papel do Na<sup>+</sup> nessas amostras seja considerado menor em comparação direta com ERM1 e GAR1, o enriquecimento em Mg<sup>2+</sup> pela dissolução das assembleias minerais eleva o risco associado a esse íon. Esse contexto é coerente com o uso desse perfil de água em culturas tolerantes a níveis mais elevados de salinidade, não sendo recomendado seu uso em solos de drenagem deficiente.

É preciso cautela ao avaliar o gráfico para RAJ1. A RAS contempla o papel do Na<sup>+</sup> na composição hidroquímica da amostra e o perigo de sodificação, enquanto a salinização engloba o papel do conteúdo iônico das águas

para o desencadeamento de um processo de degradação pedológica, evidenciando o papel dos STD nas águas estudadas. Segundo discutido por Biswas *et al.* (2009), concentrações elevadas de Na<sup>+</sup> provocam menor circulação de água e aeração devido a uma redução na permeabilidade do solo. Embora as concentrações de Na<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup> sejam superiores em RAJ1 se comparadas a ERM1 e EMR2, o risco de sodificação é bastante semelhante em valores absolutos. A troca iônica reversa na amostra RAJ1 com liberação de Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup> na água, reduzindo a influência do Na<sup>+</sup>, pode ser o processo responsável, como discutido por Sako (2018).

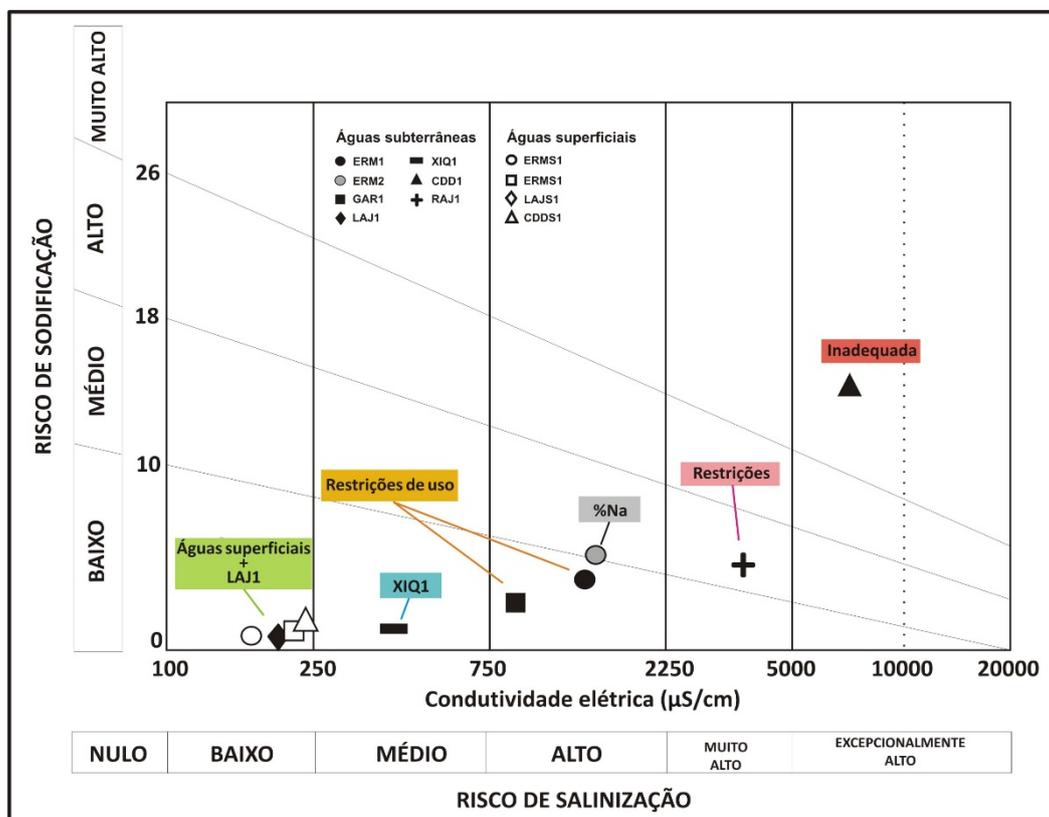


Figura 9. Gráfico da Razão da Adsorção Sódio (RAS).  
 Figure 9. Sodium Adsorption Ratio (SAR) Graph.

A concentração de STD em RAJ1 desempenha papel central na classificação de RAJ1, a qual apresenta alto perigo de salinização dos solos e médio risco de sodificação (Figura 9). A classificação atribuída a amostra RAJ1 necessariamente não impede seu uso na irrigação. O cultivo de culturas irrigadas com águas salinizadas é uma prática comum, embora demande cuidados

adicionais nas técnicas de manejo. Em cultivos de côco, Marinho *et al.* (2021) avaliaram o uso de águas salinizadas (CE > 2000µS/cm) e observaram que o desenvolvimento das plantas não foi afetado, embora tenha sido possível perceber um menor peso médio e maior volume de água das plantas. Para Santos *et al.* (2021), a produção de feijoeiros sob estresse salino é possível, embora o

manejo do solo deva incluir o acompanhamento fisiológico das plantas e a correção do solo por meio de lixiviação para a retirada do excesso de sais, o que demanda um volume elevado de água, tornando essa prática de difícil aplicação no semiárido nordestino, dadas as condições hídricas regionais. Em estudos aplicando águas salinas no cultivo de fava ( $CE > 5000\mu S/cm$ ), Goes *et al.* (2021) indicam que o crescimento das plantas é afetado em sua fase inicial.

A amostra CDD1 exibe o perfil hidroquímico de uma água considerada totalmente inadequada ao uso na irrigação, com perigo muito forte de sodificação e excepcionalmente alto de salinização (Figura 9). Esse contexto é demonstrado em diversos trabalhos em regiões semiáridas e áridas, evidenciando o papel de um tripé composto por baixa precipitação e alta evaporação. Batarseh *et al.* (2021) avaliaram as águas de 145 poços tubulares em Abu Dhabi, demonstrando que a maioria das águas se encontrava nos campos de maiores perigos de salinização e sodificação. Ao comparar os resultados dos autores com o presente estudo, CDD1 e RAJ1 exibem comportamento semelhante ao observado por Batarseh *et al.* (2021) para amostras com elevados perigos de salinização e médio e alto de sodificação, respectivamente, o que evidencia que CDD1 e RAJ1 encontram-se sob forte processo de salinização. De forma diversa, a amostra subterrânea LAJ1 (0,61) exibe valores para a RAS compatíveis com águas de baixo risco de sodificação e salinização, enquanto XIQ1 (1,12) oferece um risco médio de salinização. Os resultados para essas águas bem como as superficiais são compatíveis com os obtidos por Balamurugan *et al.* (2020) que observaram na Índia a relação entre monções e baixas RAS, com valores  $< 10meq/L$ , o que evidencia que as águas superficiais devem ter uso preferencial na irrigação na área de estudos em relação às subterrâneas.

Levando em conta os possíveis mecanismos de salinização e presença de sódio no solo, concentrações salinas em terrenos, ou verticalmente ao longo da zona insaturada de solos, preferencialmente acima de aquíferos rasos, tendem a ocorrer devido a precipitação de sais durante períodos secos

sob influência de forte insolação e elevadas taxas de evaporação, como observado por Chen *et al.* (2013) e Shen & Chen (2020). Por sua vez, Huo *et al.* (2019) observaram que a lixiviação dos solos e consequente diluição de sais ocorre com o início das chuvas, aportando os íons através da zona insaturada até o lençol freático raso, onde a ciclicidade do processo se configura com o próximo período seco, quando ocorre nova concentração de sais. Para os autores, a precipitação de NaCl na zona insaturada e no solo acompanha as movimentações do lençol freático sob influência de sucessivos períodos secos e chuvosos, promovendo a salinização de águas subterrâneas e solos.

Contudo, os mecanismos de controle hidroquímico relacionados ao clima e arcabouço geológico não devem ser considerados isoladamente como únicos para a concentração iônica na amostra CDD1. Levando em conta a localização das amostras RAJ1 e CDD1 próximas a aglomerados urbanos e adjacentes a áreas antropizadas para cultivo, é pertinente considerar que eventuais aportes antrópicos promovam uma maior concentração de cloretos, o que pode explicar os picos de  $Cl^-$  em RAJ1 e CDD1.

## 5.7 Razão de Kelley

A Razão de Kelley é usada na investigação do excesso de  $Na^+$  frente ao  $Ca^{2+}$  e  $Mg^{2+}$  em águas utilizadas na irrigação, o que causa a salinização dos solos. Comparativamente ao RAS, a RK é um método menos complexo e preciso que separa as amostras apenas em “adequadas” ( $<1$ ) e “inadequadas” ( $>1$ ) para uso na irrigação (Tabela 9).

As amostras superficiais foram classificadas como “adequadas”, enquanto apenas as águas subterrâneas LAJ1 (0,32), XIQ1 (0,47) e GAR1 (0,85) apresentam  $RK < 1$ , refletindo a proximidade destas com as águas superficiais. Por sua vez, ERM1, ERM2, RAJ1 e CDD1 exibem RK elevados se comparados às superficiais (Tabela 9). Por outro lado, LAJ1 e XIQ1 exibem  $RK < 1$ , demonstrando novamente a proximidade dessas com as águas superficiais. A amostra GAR1 apresenta  $RK < 1$ , diferentemente das outras amostras

subterrâneas (Tabela 9). Isso reflete uma menor influência do Na<sup>+</sup> na amostra e um comportamento similar ao verificado no gráfico de RAS, onde é possível observar um menor perigo de sodificação para essa amostra (Figura 9).

Tabela 9. Métodos de avaliação da adequação de águas para uso na irrigação, incluindo a Razão de adsorção, Razão de Kelley e Índice de Permeabilidade.

*Table 9. Methods for evaluating the suitability of water for use in irrigation, including the adsorption ratio, Kelley ratio and Permeability Index.*

Método	Intervalo	Classificação da água		ERM1	ERM2	LAJ1	GAR1	XIQ1	CDD1	RAJ1
Razão de Kelley (RK)	<1	Adequada	AgSb	<b>1,07</b>	<b>1,72</b>	0,32	0,85	0,47	<b>2,51</b>	0,71
	>1	Inadequada	AgSp	<b>ERMS1</b>	<b>LAJS1</b>	<b>GARS1</b>	<b>CDDS1</b>			
				0,55	0,47	0,58	0,86			
Índice de Permeabilidade e (IP)	> 75	Excelente	AgSb	<b>ERM1</b>	<b>ERM2</b>	<b>LAJ1</b>	<b>GAR1</b>	<b>XIQ1</b>	<b>CDD1</b>	<b>RAJ1</b>
	75 – 25	Permissível		<b>19,08</b>	<b>16,61</b>	57,47	<b>22,94</b>	37,20	<b>5,31</b>	<b>5,40</b>
	< 25	Inadequada	AgSp	<b>ERMS1</b>	<b>LAJS1</b>	<b>GARS1</b>	<b>CDDS1</b>			
				57,99	98,91	64,01	59,27			
Salinidade Potencial (SP)	< 3meq/L	Adequada	AgSb	<b>ERM1</b>	<b>ERM2</b>	<b>LAJ1</b>	<b>GAR1</b>	<b>XIQ1</b>	<b>CDD1</b>	<b>RAJ1</b>
	> 3meq/L	Inadequada	AgSp	<b>ERMS1</b>	<b>LAJS1</b>	<b>GARS1</b>	<b>CDDS1</b>			
				0,88	0,39	0,77	0,98			
Carbonato de sódio residual (CSR)	< 1,5	Excelente	AgSb	<b>ERM1</b>	<b>ERM2</b>	<b>LAJ1</b>	<b>GAR1</b>	<b>XIQ1</b>	<b>CDD1</b>	<b>RAJ1</b>
	1,5 – 2,5	Permissível		0,12	0,59	0,08	-0,79	-0,43	-6,97	-16,33
	> 2,5	Inadequada	AgSp	<b>ERMS1</b>	<b>LAJS1</b>	<b>GARS1</b>	<b>CDDS1</b>			
				-0,23	0,11	0,44	-0,02			

Valores de RAS, RK, IP e CSR considerados inadequados são mostrados em negrito.

AgSb – Águas subterrâneas; AgSp – Águas superficiais.

*SAR, KR, PI and RSC values considered inappropriate are shown in bold.*

AgSb – Groundwater; AgSp – Surface water.

### 5.8 Índice de permeabilidade

A avaliação de águas para irrigação deve levar em conta uma variedade de métodos, dentre os quais o Índice de permeabilidade (IP), que consiste no solo não permitir a infiltração de água devido à precipitação e concentração de íons, favorecendo o acúmulo de sais (Doneen, 1964). O IP é aplicado para avaliação de salinização de longo prazo pelo

uso de águas com concentrações elevadas de HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> e Na<sup>+</sup> e abrange intervalos categorizados como “excelente”, “bom” e “inadequado” com base na compatibilidade das águas superficiais e subterrâneas para irrigação.

O cálculo do IP indica que todas as amostras superficiais são consideradas aptas para irrigação, situando-as entre 25–75(IP), com LAJS1 (IP=98,91) classificada como

“excelente” no campo >75 (Figura 8). Para as águas subterrâneas, apenas LAJ1 (IP=57,47) e XIQ1 (IP=37,20) apresentam IP permissível, enquanto as demais amostras são classificadas como inadequadas para a irrigação (Figura 10).

A semelhança entre os valores do IP de LAJ1 e as águas superficiais reflete a similaridade composicional entre essas águas (Tabela 4). Embora XIQ1 se mostre hidroquimicamente bastante diferente das

amostras que apresentam IP<25, ela se distingue de LAJ1 pelo conteúdo iônico, onde há uma maior concentração de Na<sup>+</sup>, o que acaba situando a amostra mais próxima daquelas classificadas como inadequadas (Figura 10).

A comparação entre os valores de RK e IP guarda relação direta, onde RK elevados resultam em IP reduzidos, caracterizando uma redução da permeabilidade à medida que a contribuição do Na<sup>+</sup> aumenta na amostra.

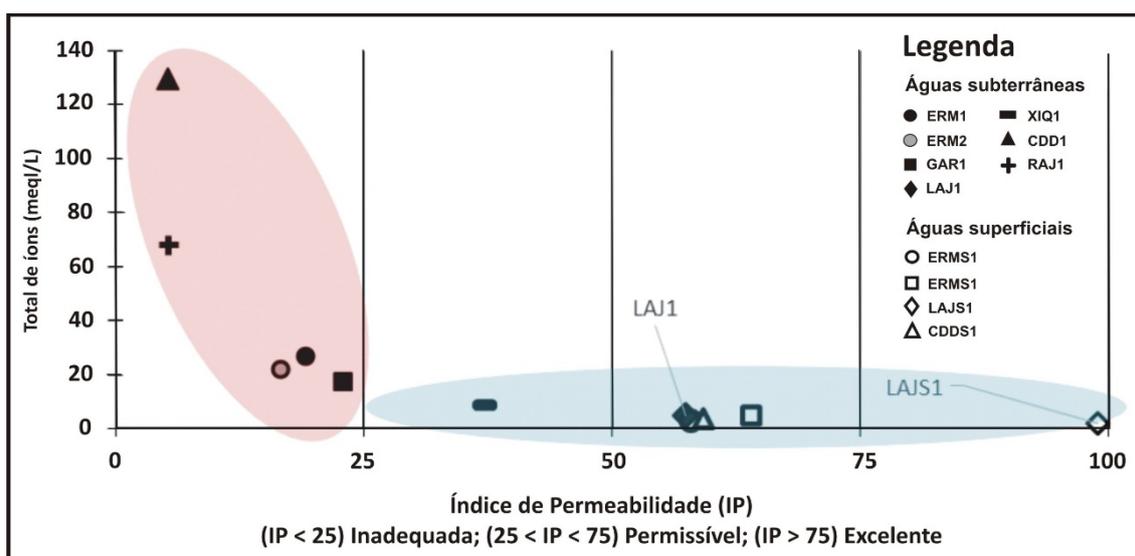


Figura 10. Índice de permeabilidade versus STD. Amostras na elipse avermelhada são inadequadas; amostras na elipse azul são adequadas.

Figure 10. Permeability Index versus STD. Samples in reddish ellipse are unsuitable; samples in the blue ellipse are suitable.

Embora os valores de RK e IP em RAJ1 sugiram que não há relação entre os índices, o risco de magnésio elevado na amostra RAJ1 (RM=66,62) indica que essa aparente incompatibilidade de RK e IP ocorre em função da maior influência do Mg<sup>2+</sup>, além de uma menor porcentagem de sódio (%Na=42,08), confirmando um menor papel do Na<sup>+</sup> no incremento do Índice de Permeabilidade.

### 5.9 Salinidade Potencial

A salinidade potencial (SP) foi proposta por Doneen (1964) para avaliar a influência de cloretos e sulfatos nas águas destinadas à irrigação. Valores abaixo de 3 meq/L são considerados adequados para o uso, enquanto SP superiores a esse valor são considerados inadequados. O

comportamento verificado nos índices referentes a influência do Na<sup>+</sup> se repete quanto a SP, onde as amostras LAJ1 (0,58 meq/L) e XIQ1 (2,04 meq/L) exibem valores diversos das outras águas subterrâneas, sendo as únicas dentre essas classificadas como adequadas à irrigação (Tabela 9).

O agrupamento de ERM1 (6,10 meq/L), ERM2 (6,66 meq/L) e GAR1 (4,28 meq/L) pode mais uma vez ser observado, enquanto RAJ1 (30,0 meq/L) e CDD1 (56,46 meq/L) exibem valores muito elevados em relação às demais amostras subterrâneas, demonstrando que a salinização das amostras tem influência do Cl<sup>-</sup> e SO<sub>4</sub><sup>-</sup>, especialmente CDD1 e RAJ1 (Tabela 9).

A comparação entre os valores de RK e IP guarda relação direta, onde RK elevados acompanham IP reduzidos, caracterizando uma redução da permeabilidade à medida que

a contribuição do  $\text{Na}^+$  aumenta na amostra. Embora os valores de RK e IP em RAJ1 sugiram que não há relação entre os índices, o risco de magnésio elevado na amostra RAJ1 (66,62) indica que essa aparente incompatibilidade de RK e IP ocorre em função da maior influência do  $\text{Mg}^{2+}$  e uma menor porcentagem de sódio (42,08), confirmando um menor papel do  $\text{Na}^+$  no incremento do Índice de Permeabilidade.

### 5.10 Carbonato de sódio residual

O carbonato de sódio residual é geralmente empregado para a verificação da influência de carbonatos e bicarbonatos nas águas para a irrigação. De acordo com Wilcox (1955), águas com CSR até 1,5 meq/L não oferecem perigo na irrigação, enquanto valores acima de 2,5 meq/L consistem em águas que oferecem perigo aos solos e plantas. Dentre os problemas causados por concentrações acima do máximo permitido, estão a precipitação de crostas em tubulações de sistemas de irrigação e de carbonatos de cálcio e magnésio quando ocorre o excesso de  $\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$ , liberando no solo sódio adsorvido e carbonatos de sódio em formas solúveis. Os resultados do cálculo do CSR se encontram na Tabela 9.

Nenhuma das amostras analisadas apresentou riscos associados a valores acima de 2,5 meq/L. De acordo com Can-Chulim *et al.* (2014), valores negativos não significam perigo, enquanto os valores positivos sugerem que há precipitação de carbonatos de  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$  e liberação de  $\text{Na}^+$ , favorecendo um aumento na possibilidade de sodificação de solos. Entretanto, ao comparar os resultados do cálculo de CSR, o perigo associado a esse parâmetro pode ser desconsiderado para Carnaúba dos Dantas, onde um maior controle climatológico por evaporação e consequente cristalização de sais como NaCl e sua influência nas concentrações iônicas observadas é predominante.

## 6 Conclusões

A composição aniônica das amostras subterrâneas apresenta três domínios distintos, sendo:  $\text{HCO}_3^-$  e  $\text{Cl}^-$  em relativa equivalência;  $\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$  (LAJ1);  $\text{Cl}^-$  (RAJ1 e

CDD1). A abundância catiônica é expressa por águas mistas que evidenciam a contribuição multifatorial, onde a origem iônica é variada.

As fácies hidroquímicas dominantes são a  $\text{Ca}^{2+} - \text{HCO}_3^-$ , e  $\text{Mg}^{2+} - \text{HCO}_3^-$ , nas quais ocorrem agrupadas as amostras subterrâneas LAJ1, XIQ1 e as superficiais LAJS1 e GARS1. A amostra RAJ1 situa-se na fácies  $\text{Cl}^- - \text{Ca}^{2+} - \text{Mg}^{2+}$ , sendo completamente distinta das demais amostras subterrâneas.

Quando ao predomínio dos processos hidroquímicos, o diagrama de Gibbs evidencia a predominância de influência do intemperismo de rochas para a maioria das águas subterrâneas e uma maior proximidade de LAJ1 e XIQ1 com as águas superficiais, as quais exibem influência da precipitação.

Os índices aplicados à investigação de águas propícias para o uso na irrigação mostram que há uma separação clara entre águas superficiais e subterrâneas, a exceção de LAJ1 e XIQ1 as quais apresentam composições hidroquímicas mais próximas das águas superficiais. O comportamento das amostras diante dos padrões de qualidade da água para irrigação indica que as amostras CDD1 e RAJ1 exibem alta salinidade, não sendo adequadas em nenhum dos padrões aplicados. As demais amostras subterrâneas se distribuem entre águas doces ou adequadas (LAJ1 e XIQ1) a salobras e adequadas com restrições (ERM1, ERM2 e GAR1).

Os índices que avaliam as águas para irrigação apontam para a influência do  $\text{Na}^+$ , ocorrendo o risco de salinização e sodificação de solos irrigados com essas águas. A Razão de Adsorção de Sódio (RAS) exhibe resultados similares aos outros índices que avaliam a salinização das amostras, como a Razão de Kelley (RK) e porcentagem de sódio (%Na), relacionando valores considerados inadequados nesses métodos, com baixos valores no Índice de Permeabilidade (IP), revelando o potencial de perda da qualidade dos solos pelo uso de águas com os perfis hidroquímicos das amostras RAJ1 e CDD1, quanto ERM1, ERM2 e GAR1 exibem perigo intermediário. Por sua vez, as amostras LAJ1 e XIQ1 são consideradas de baixo perigo de concentração de sais nos solos, o que as situa de forma semelhante às amostras superficiais.

## Referências

- Ahmadi, S.H. & Sedghamiz, A. 2007. Geostatistical analysis of spatial and temporal variations of groundwater level. *Environmental monitoring and assessment*, 129: 277-294.
- Angelim, L.A.A., Medeiros, V.C. & Nesi, J.R. 2006. Programa Geologia do Brasil – PGB. *Projeto Geologia e Recursos Minerais do Estado do Rio Grande do Norte*. Mapa geológico do Estado do Rio Grande do Norte. Escala. 1:500.000. Recife: CPRM/FAPERN
- Alves, G.S. & Rocha, J.G. 2007. A desertificação no município de Picuí-PB: o geoprocessamento aplicado a um diagnóstico ambiental. In: II CONGRESSO DE PESQUISA E INOVAÇÃO DA REDE NORTE NORDESTE DE EDUCAÇÃO TECNOLÓGICA, João Pessoa-PB.
- Ayers, R.S. & Westcot, D.W. 1976. Water quality for agriculture. Rome. FAO. *Irrigation and drainage Paper*, 29: 97.
- Balamurugan, P., Kumar, P. S. & Shankar, K. 2020. Dataset on the suitability of groundwater for drinking and irrigation purposes in the Sarabanga River region, Tamil Nadu, India. *Data in brief*, 29: 105255.
- Batarseh, M. 2017. Sustainable management of calcareous saline-sodic soil in arid environments: the leaching process in the Jordan valley. *Applied Environmental Soil Sciences*: 1092838.
- Batarseh, M., Imreizeeq, E., Tilev, S., Al Alaween, M., Suleiman, W., Al Remeithi, A.M., Al Tamimi, M.K. & Al Alawneh, M. 2021. Assessment of Groundwater Quality for Irrigation in the Arid Regions Using Irrigation Water Quality Index (IWQI) and GIS-Zoning Maps: Case study from Abu Dhabi Emirate, UAE. *Groundwater for Sustainable Development*, 14: 100611.
- Becker, C., Melo, M., Costa, M. & Ribeiro, R. 2011. Caracterização Climática das Regiões Pluviometricamente Homogêneas do Estado da Paraíba. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 4(2): 286-299.
- Bezerra, F.H.R., Amaral, R. F., Silva, F.O., Sousa, M.O.L., Legrand, J.M., Sá, J.M., Maia, H.N., Fonseca, V.P., Vieira, M.M. & Souza, L.C. 2009. *Nota explicativa da folha Jardim do Seridó, SB. 24-ZBV*. <http://rigeo.cprm.gov.br/jspui/handle/doc/18296>
- Joshi, D.M., Kumar, A. & Agarwal, N. 2009. Assessment of the Irrigation Water Quality of River Ganga in Haridwar District. *Rasayan Journal of Chemistry*, 2(2): 285-292.
- Bortolini, L., Maucieri, C. & Borin, M. 2018. A tool for the evaluation of irrigation water quality in the arid and semi-arid regions. *Agronomy*, 8(2): 23.
- BRASIL - Ministério da Saúde. 2017. *Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro, anexo XX. dispõe sobre o controle e da Vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de portabilidade* – Brasília: Ministério da Saúde.
- Camacho Suarez V.V., Saraiva Okello A.M.L., Wenninger J.W. & Uhlenbrook S. 2015. Understanding runoff processes in a semi-arid environment through isotope and hydrochemical hydrograph separations. *Hydrology Earth System Sciences*, 19: 4183-4199.
- Can-Chulim, Á., Ortega-Escobar, H.M., Sánchez-Bernal, E.I. & Cruz-Crespo, E. 2014. Calidad del agua para riego en la Sierra Norte de Puebla, México. *Tecnología y ciencias del agua*, 5(5): 77-96.
- Cellone, F., Carol, E., Pugliese, I., Córdoba, J., Butler, L. & Lamarche, L. 2020. Nitrate pollution in dairy farms and its impact on groundwater quality in a sector of the Pampas plain, Argentina. *Environmental Earth Sciences*, 79: 1-7.
- Chen, T.F., Wang, X.S., Li, H., Jiao, J.J. & Wan, L. 2013. Redistribution of groundwater evapotranspiration and water table around a well field in an unconfined aquifer: a simplified analytical model. *Journal of Hydrology*, 495: 162-174.
- Chintalapudi, P., Pujari, P., Khadse, G., Sanam, R. & Labhasetwar, P. 2017. Groundwater quality assessment in emerging industrial cluster of alluvial aquifer near Jaipur,

- India. *Environmental Earth Sciences*, 76: 8.
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. 2005. *Resolução nº 357, de 17 de março: dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências*. Brasília, CONAMA, 5p.
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. 2008. Resolução nº 396, de 03 de abril. dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. Brasília, CONAMA, 64-68p.
- Cordeiro, G.G. 2001. *Qualidade de Água para Fins de Irrigação: conceitos básicos e práticos*. Embrapa Semiárido- Documentos (INFOTECA-E).
- Damasceno, M.B., Souza, R.F., Diniz Filho, J.B. & Castro V.L.L. 2021. Caracterização hidroquímica de águas superficiais dos rios Guajiru e do Mudo, Bacia Hidrográfica do rio Doce, Nordeste do Brasil. *Pesquisas em Geociências*, 48(1): e102566.
- De León-Gómez, H., Del Campo-Delgado, M.A., Esteller-Alberich, M.V., Velasco-Tapia, F., Alva-Niño, E. & Cruz-López, A. 2020 Assessment of nitrate and heavy metal contamination of groundwater using the heavy metal pollution index: case study of Linares, Mexico. *Environmental Earth Sciences*, 79(18): 1-19
- De Medeiros, R.M., Francisco, P.R.M., & Bandeira, M.M. 2012. Balanço Hídrico Climatológico, em Decorrência do Aquecimento Global, no Município de Picuí-Semiárido Paraibano. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 1: 59-72.
- Doneen, L.D. 1964. *Notes on water quality in agriculture*. Water sciences and engineering. Department of Water Sciences and Engineering, University of California, paper, v. 4001.
- FUNCEME – Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídrico. *QualiGraf v1.17, 2015*. Disponível em: <<http://www3.funceme.br/qualigraf/>>. Acesso em: 3 de fev. de 2020.
- Gao, Z., Wang, Z., Wang, S., Wu, X., An, Y., Wang, W. & Liu, J. 2019. Factors that influence the chemical composition and evolution of shallow groundwater in an arid region: a case study from the middle reaches of the Heihe River, China. *Environmental Earth Sciences*, 78(14): 1-15.
- Gaikwad, H., Shaikh, H. & Umrikar, B. 2018. Evaluation of groundwater quality for domestic and irrigation suitability from Upper Bhima Basin, Western India: a hydro-geochemical perspective. *Hydrospatial Anal*, 2(2): 113-123.
- Gibbs, R.J. 1970. Mechanisms controlling world water chemistry. *Science*, 170(3962): 1088-1090.
- Goes, G.F., de Sousa, G.G., da Costa Freire, M.H., Canjá, J.F., & Marcolino, F.C. 2021. Irrigação com água salina em diferentes cultivares de feijão. *Revista Ciência Agronômica*, 52(2): 1-8.
- Hem, J.D. 1985. *Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water*, 2nd edn. US Geological Survey, 2254: 363
- Hounslow A.W. 2018. *Water quality data: analysis and interpretations*. CRC press
- Hoshmand, R. 1997. *Statistical methods for environmental and agricultural sciences*. CRC press.
- Huo, S., Jin, M., Liang, X., Li, X. & Hao, H. 2020. Estimating impacts of water-table depth on groundwater evaporation and recharge using lysimeter measurement data and bromide tracer. *Hydrogeology Journal*, 28(3): 955-971.
- Islam, S.M.D., Bhuiyan, M.A.H., Rume, T. & Azam G. 2017. Hydrogeochemical investigation of groundwater in shallow coastal aquifer of Khulna District, Bangladesh. *Applied Water Sciences*, 7: 4219-4236.
- Jardim De Sá, E.F. 1994. *A Faixa Seridó (Província Borborema, NE do Brasil) e o seu significado geodinâmico na cadeia Brasileira/Pan-Africana*. Tese de doutorado, Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília, 803 p.
- Kate, S., Kumbhar, S. & Jamale P. 2020. Water quality analysis of Urun-Islampur City,

- Maharashtra, India. *Applied Water Sciences*, 10(4): 1-8.
- Kelley, W.P. 1963. Use of saline irrigation water. *Soil Sciences*, 95: 355-391.
- Kelly, W.R. & Wilson S.D. 2008. *An evaluation of temporal changes in shallow groundwater quality in northeastern Illinois using historical data*. Illinois State Water Survey Sciences, 74p.
- Köppen, W. & Geiger, R. 1934. *Handbuch der klimatologie*. Berlin: Gebrüder Borntraeger.
- McGeorge, W.T. 1954. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. *Soil Science Society of America Journal*, 18(3): 348-348.
- Marandi, A. & Shand, P. 2018. Groundwater chemistry and the Gibbs Diagram. *Applied Geochemistry*, 97: 209-212.
- Marinho, F.J.L., Ferreira, M., Gheyi, H.R., Fernandes, P.D. & Viana, S.B.A. 2021. Uso de água salina na irrigação do coqueiro (*Cocos nucifera* L.). *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 9: 359-364.
- Medeiros, V.C.D., Medeiros, W.E.D. & Sá, E.F.J.D. 2011. Utilização de imagens aerogamaespectrométricas, Landsat 7 ETM+ e aeromagnéticas no estudo do arcabouço crustal da porção central do domínio da zona transversal, província Borborema, NE do Brasil. *Revista Brasileira de Geofísica*, 29(1): 83-97.
- Mosley, L.M., Zammit, B., Leyden, E., Heneker, T.M., Hipsey, M.R., Skinner, D. & Aldridg, K.T. 2012. The impact of extreme low flows on the water quality of the Lower Murray River and Lakes (South Australia). *Water Resources Management*, 26(13): 3923-3946.
- Mokoena, P., Manyama, K., van Bever Donker, J. & Kanyerere, T. 2021. Investigation of groundwater salinity using geophysical and geochemical approaches: heuningnes catchment coastal aquifer. Western Cape Province, South Africa. *Environmental Earth Sciences*, 80(5): 1-18.
- Mutzenberg, D.D.S., Tavares, B.D.A. & Corrêa, A.D.B. 2005. A influência dos controles estruturais sobre a morfogênese e a sedimentação neógena na bacia do rio Carnaúba (RN). *CLIO. Série Arqueológica (UFPE)*, 19: 111-124.
- Nogueira, G., Stigter, T.Y., Zhou, Y., Mussa, F. & Juizo, D. 2019. Understanding groundwater salinization mechanisms to secure freshwater resources in the water-scarce city of Maputo, Mozambique. *Science of The Total Environment*, 661: 723-736.
- NWQMS (National Water Quality Management Strategy Paper). 2000. *No. 4 Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality, vol 3, Primary Industries—Rationale and Background Information (Irrigation and general water uses, stock drinking water, aquaculture and human consumers of aquatic foods)*, Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand.
- Paliwal, K.V. 1972). *Irrigation with saline water*, Monogram no. 2, New series. IARI, New Delhi.
- Piper, A.M. 1944. A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analyses. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 25(6): 914-928.
- Qaisar, F.U.R., Zhang, F., Pant, R.R., Wang, G., Khan, S. & Zeng, C. 2018. Spatial variation, source identification, and quality assessment of surface water geochemical composition in the Indus River Basin, Pakistan. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(13): 12749-12763.
- Reis Fernandes, L.; De Almeida, A.M. & Duarte, C.R. 2009. Evolução da “cobertura vegetal” no município de Carnaúba dos Dantas-região do Seridó/RN. *In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO*, 14. p. 25-30.
- Rio Grande do Norte (Estado). 2020. Empresa de Pesquisa Agropecuária do Rio Grande do Norte S/A – EMPARN, *Monitoramento pluviométrico*. Disponível em <[www.emparn.rn.gov.br](http://www.emparn.rn.gov.br)>. Acessado em 15 de out. 2020.
- Santos, A.C. 1997. Noções de hidroquímica. *Hidrogeologia: conceitos e aplicações. CPRMLABHID*, 3: 325-358.

- Santos, D.B.D., Ferreira, P.A., Oliveira, F.G., Garcia, G.O., Carneiro, J.E.D.S. & Cano, M.A. 2021. Strategies for the saline water irrigation management in bean plant. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 9: 16-20.
- Sako, A., Yaro, J.M. & Bamba, O. 2018. Impacts of hydrogeochemical processes and anthropogenic activities on groundwater quality in the Upper Precambrian sedimentary aquifer of northwestern Burkina Faso. *Applied Water Sciences*, 8: 88.
- Selvakumar, S., Chandrasekar, N. & Kumar, G. 2017. Hydrogeochemical characteristics and groundwater contamination in the rapid urban development areas of Coimbatore, India. *Water Resources and Industry*, 17: 26-33.
- Shaikh, H., Gaikwad, H., Kadam, A. & Umrikar, B. 2020. Hydrogeochemical characterization of groundwater from semiarid region of western India for drinking and agricultural purposes with special reference to water quality index and potential health risks assessment. *Applied Water Science*, 10(9): 1-16.
- Shen, Y. & Chen, Y. 2010. Global perspective on hydrology, water balance, and water resources management in arid basins. *Hydrological Processes: An International Journal*, 24(2): 129-135.
- Singh, K.K., Tewari, G. & Kumar, S. 2020. Evaluation of groundwater quality for suitability of irrigation purposes: a case study in the Udham Singh Nagar, Uttarakhand. *Journal of Chemistry*, 2020: 1-15.
- Song, T., Chen, Y., Du, S. & Yang, F. 2017. Hydrogeochemical evolution and risk assessment of human health in a riverbank filtration site, northeastern China. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 23(4): 705-726.
- OMS (Organização Mundial da Saúde). 2011. *Diretrizes para qualidade de águas para consumo humano*, 4ª edição, Organização Mundial da Saúde, Genebra, Suíça.
- Wilcox, L.V. 1955. *Classification and use of irrigation waters*. U S Department of Agriculture, New York. 19p.
- Tomaz, A., Palma, P., Fialho, S., Lima, A., Alvarenga, P., Potes, M., Costa, M.J. & Salgado, R. 2020. Risk Assessment of Irrigation-Related Soil Salinization and Sodification in Mediterranean Areas. *Water*, 12(12): 3569.
- Xiao, J., Jin, Z. D., Wang, J. & Zhang, F. 2015. Hydrochemical characteristics, controlling factors and solute sources of groundwater within the Tarim River Basin in the extreme arid region, NW Tibetan Plateau. *Quaternary International*, 380: 237-246.
- Zanella, M.E. 2014. Considerações sobre o clima e os recursos hídricos do semiárido nordestino. *Caderno Prudentino de Geografia*, 1(36): 126-142.