

# ANÁLISE DAS CARACTERÍSTICAS GEOQUÍMICAS PARA IRRIGAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DO AQUÍFERO DO SISTEMA AQUÍFERO QUATERNÁRIO COSTEIRO, REGIÃO DE TAPES, RIO GRANDE DO SUL. PERSPECTIVAS PARA O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

**Daniel Gunnar Flores Sanhudo**

Graduado em Bacharelado em Gestão Ambiental – UERGS

Mestrando em Recursos Hídricos – UFPel

E-mail: danielgfsan@outlook.com

**Paula Josyane dos Santos Francisco**

Graduação em Engenharia Hídrica e Mestrado em Recursos Hídricos – UFPel

Doutoranda no Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos – UFPel

E-mail: paula.josyane.eng@gmail.com

**Juliana Pertille da Silva**

Graduação em Geologia – UFRGS; Mestrado e Doutorado em Geociências – UFRGS

Professora do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos – UFPel

E-mail: juliana.pertill@gmail.com

## RESUMO

As mudanças climáticas podem impactar aquíferos costeiros através da elevação da salinidade de suas águas, comprometendo seus potenciais usos preponderantes. No município de Tapes, situado no contexto do Sistema Aquífero Quaternário Costeiro no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil, as atividades econômicas estão predominantemente relacionadas à produção de arroz irrigado. Deste modo, este estudo objetivou analisar o cenário atual de riscos de salinização e sodificação do solo através de indicadores de qualidade de água para irrigação em poços do município de Tapes (Conduvidade Elétrica - C.E. e Razão de Adsorção de Sódio - RAS) mediante estatística descritiva e classificação do USSL e analisar a viabilidade da aplicação do algoritmo de floresta aleatória para prever o comportamento desses indicadores no futuro. A análise foi realizada em 30 amostras de águas de poços coletadas durante o período de 2016 a 2019 em cinco poços tubulares profundos da área urbana. Os valores para C.E. indicaram que as águas são pouco mineralizadas variando espacialmente de ponto para ponto com valores  $<300 \mu\text{S}/\text{cm}$  a  $>1000 \mu\text{S}/\text{cm}$ . Os valores para RAS (entre 1,82 e 5,41) indicam que as águas, apresentam as relações de  $\text{Ca}^+$ ,  $\text{Mg}^+$  e  $\text{Na}^+$  com pouca variação. A análise, portanto, apresentou variação temporal e espacial para o risco de salinização, com 12 amostras representando risco alto e inviabilizando o uso destas águas para irrigação embora os outros fatores tenham demonstrado estabilidade. A aplicação da previsão de níveis, indicou que a pequena amostra de dados contribuiu para o desempenho abaixo do esperado. Nesse cenário fez-se relevante avaliar os impactos ambientais, sociais e econômicos atuais e as possíveis implicações pelo agravamento mediante mudanças climáticas.

**PALAVRAS-CHAVE:** Geoquímica. Tapes. Aquífero Costeiro. Mudanças Climáticas. Irrigação.

**ANALYSIS OF GEOCHEMICAL CHARACTERISTICS FOR IRRIGATION OF GROUNDWATER IN THE QUATERNARY COASTAL AQUIFER SYSTEM, TAPES REGION, RIO GRANDE DO SUL. PROSPECTS FOR SUSTAINABLE DEVELOPMENT**

## ABSTRACT

Climate change may impact coastal aquifers by increasing the salinity of their waters, thereby compromising their predominant potential uses. In the municipality of Tapes, located within the Coastal Quaternary Aquifer System in the state of Rio Grande do Sul, Brazil, economic activities are predominantly linked to irrigated rice production. Accordingly, this study aimed to analyze the current scenario of salinization and soil sodification risks through irrigation water quality indicators in wells in Tapes (Electrical Conductivity – EC and Sodium Adsorption Ratio – SAR), using descriptive statistics and USSL classification, and to assess the feasibility of applying the random forest algorithm to predict the future behavior of these indicators. The analysis was conducted on 30 groundwater samples collected from five deep tubular wells in the urban area between 2016 and 2019. The EC values indicated that the waters are slightly mineralized, varying spatially from point to point, with values ranging from <300 µS/cm to >1000 µS/cm. SAR values (ranging from 1.82 to 5.41) suggest that the Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, and Na<sup>+</sup> ion ratios show little variation. The analysis revealed both spatial and temporal variation in salinization risk, with 12 samples indicating a high risk that would render the water unsuitable for irrigation, despite other factors demonstrating relative stability. The predictive modeling indicated that the small sample size contributed to a performance below expectations. Within this context, it is essential to evaluate the current environmental, social, and economic impacts as well as the potential implications of worsening conditions due to climate change.

**KEYWORDS:** Geochemistry. Tapes. Coastal Aquifer. Climate Change. Irrigation.

## INTRODUÇÃO

Cerca de 99% de toda água doce na forma líquida da Terra é composta pelas águas subterrâneas e suas fontes. Essas fontes possuem uma distribuição não uniforme e são responsáveis por 30% da água doce extraída na América Latina (UNESCO, 2022). Nesse cenário, estima-se que haja a necessidade de um acréscimo de até 15% para água doce para irrigação até 2040 (ANA, 2021).

Quanto a manutenção de reservatórios subterrâneos, as regiões costeiras são particularmente vulneráveis, por suas características fisiográficas e sua estreita relação com os sistemas marinhos, fluviais e lacustres, mas também pela intensa densidade demográfica que acentua o conflituoso uso do solo que emerge dessas características associadas.

Nessas regiões, a presença de intrusões salinas pode ocorrer pelo déficit na recarga e consequente rebaixamento dos níveis de água no sistema aquífero que permite a possibilidade de a água salina preencher os vazios, entrando no sistema aquífero e causando alterações nas suas propriedades (Feitosa *et al*, 2008; Kushawaha *et al.*, 2024; Perumall; Sekar; Carvalho, 2024). Além disso, estudos comprovam que a elevação do nível do mar exerce pressão contra as águas dos aquíferos costeiros ocasionando também o fenômeno da intrusão salina no aquífero (Abd-Elhamid

*et al.*, 2016; Perumal; Sekar; Carvalho, 2024). Todos esses processos são agravados pelas mudanças climáticas.

A salinização das águas dos reservatórios subterrâneos constitui perda de potencial de uso na agricultura pelo risco que representa para o desenvolvimento da cultura (Almeida, 2010). Nesse sentido, as águas subterrâneas nas regiões costeiras devem passar por análises de qualidade para garantir que o solo e a cultura não sejam afetados pela salinização. Entre os parâmetros utilizados para avaliar o nível de salinização das águas subterrâneas estão a salinidade e a Razão de Adsorção de Sódio (RAS) (Almeida, 2010). Por isso o monitoramento das características físico-químicas das águas subterrâneas em aquíferos costeiros é imprescindível, e representa um processo sistemático e continuado que envolve coleta, armazenamento, análise e interpretação de dados de água oriunda de poços nessas regiões (Feitosa *et al.*, 2008). Com o avanço das mudanças climáticas, no entanto, é desejável ainda que seja possível compreender e prever o comportamento das características físico-químicas no futuro. Estes dados correspondem a um conjunto robusto de informações para a tomada de decisão que assegurem um futuro sustentável para as regiões costeiras. Isso é possível através da utilização de algoritmos de aprendizado de máquina e lógica Fuzzy.

O uso de algoritmos de aprendizado de máquina e lógica Fuzzy podem ser utilizados para prever riscos de salinização e sodificação do solo através de indicadores de qualidade de água para irrigação. Recentemente, diversos trabalhos fizeram uso de algoritmos de aprendizado de máquina e lógica Fuzzy para diferentes países como Irã (Wu *et al.*, 2024), Índia (Singh e. al., 2024), Hungria (Mohammed *et al.*, 2024), Estados Unidos (Udeh *et al.*, 2024), Argélia (Hussein *et al.*, 2024), Tunísia (Abidi *et al.*, 2024), Omã (Elzain *et al.*, 2024), Espanha (Mateo *et al.*, 2024) e Egito (Makhlof *et al.*, 2024).

O conceito de desenvolvimento sustentável foi apresentado na década de 1980, no documento Our common future (Nosso futuro comum). Contudo, este conceito foi melhor definido depois na “Cúpula da Terra” que ocorreu em 1992, onde ampliou-se o conceito formando assim os pilares do desenvolvimento sustentável ou Triple Bottom Line: o pilar ambiental, pilar econômico e o pilar social (Estender; Pitta, 2008).

Entre os impactos previstos para a região pelo Painel Intergovernamental sobre mudanças climáticas está a alteração no regime de chuvas, quanto ao volume e distribuição temporal. Estas alterações atingem fortemente o setor agrícola que deve preparar-se para executar as adaptações necessárias no modelo de produção para o novo cenário climático. A não adoção destas adaptações

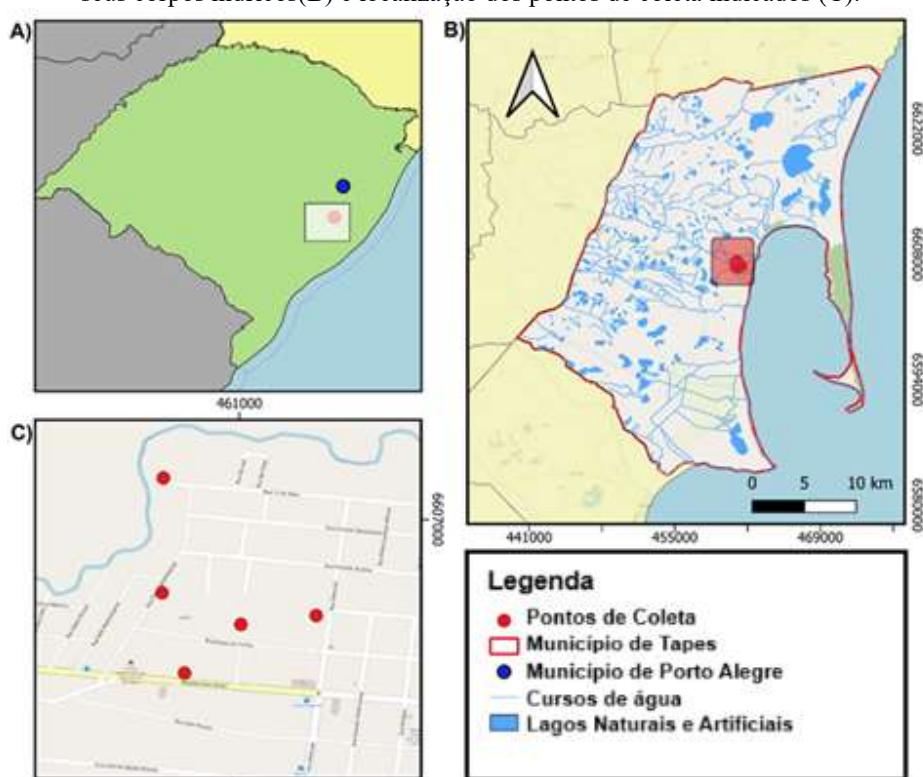
pode representar prejuízos econômicos para a agricultura local em relação a produtividade e calendário de cultivo e safra (IPCC, 2014).

Este trabalho, portanto, tem como objetivo analisar o cenário atual de riscos de salinização e sodificação das águas subterrâneas através de indicadores de qualidade de água para irrigação. Além disso, pretende-se analisar a viabilidade da aplicação do algoritmo de floresta aleatória para prever o comportamento desses indicadores, considerando a necessidade reconhecer o comportamento das águas subterrâneas para planejamento e gerenciamento mediante as mudanças climáticas na região litorânea do Rio Grande do Sul.

## LOCAL DE ESTUDOS

Os pontos de coleta localizam-se na zona urbana de Tapes que fica na Planície Costeira do estado do Rio Grande do Sul nas margens da enseada denominada Saco de Tapes, na região do Conselho Regional de Desenvolvimento - COREDE Centro-sul (Figura 1). (Viégas, 2021; Sanhudo, 2022).

**Figura 1** - Mapa com a localização do Município de Tapes no Estado do Rio Grande do Sul (A); Município de Tapes e seus corpos hídricos(B) e localização dos pontos de coleta indicados (C).



Fonte: Modificado de IBGE (2021).

O município de Tapes está situado em área de transição entre o Escudo Sul-RioGrandense e a Planície Costeira e compreende unidades litoestratigráficas neoproterozóicas (Suíte Intrusiva Dom Feliciano-Litofácies Cerro Grande e Complexo Pinheiro Machado) e cenozóicas (depósitos aluviais, depósitos eólicos, depósitos de praias e cristas lagunares, depósitos de planície de inundação, turfeiras, depósitos de planície lagunar, depósitos colúvio-aluviais) (Silva, 2018).

A hidrogeologia da zona urbana do município está inserida no contexto do Sistema Aquífero Quaternário Costeiro I. Segundo Machado (2005), este sistema possui capacidades específicas em geral altas, ultrapassando a 4 m<sup>3</sup>/h/m com salinidades inferiores a 400 mg/l. Ainda, segundo o Plano Estratégico de Desenvolvimento Regional da Região Centro-Sul para 2015-2030, em 2010, 765 domicílios em Tapes eram abastecidos por poços ou nascentes e destes, 254 estão em zona urbana e 511 em zona rural (Werlang; Trainini, 2017).

Entre dados gerais da economia, em 2018 o PIB per capita foi de R\$ 20.628,25, o salário médio mensal era de 2.2 salários-mínimos, a proporção de pessoas ocupadas em relação à população total era de 13.6% e 33% da população possuía mensais de até meio salário-mínimo por pessoa (Viégas, 2021). Como o setor agropecuário é a atividade econômica que ocupa a maior área do município, além de historicamente está ligada à origem da cidade, empiricamente considera-se o principal setor da economia local algo que não se sustenta com a série histórica dos dados da economia local (Silva, 2018).

## METODOLOGIA

### Amostragem

Este trabalho consiste em uma análise de resultados para 30 amostras coletadas em sete campanhas de amostragem realizadas em cinco poços do tipo tubular conforme descritos na tabela 1.

Durante a amostragem foram coletadas amostras para a determinação dos parâmetros físico-químicos, condutividade elétrica (CE), cálcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ), magnésio ( $\text{Mg}^{2+}$ ) e sódio ( $\text{Na}^+$ ). Os resultados das análises representam dados secundários fornecidos pelo órgão responsável pela operação e manutenção dos poços tubulares profundos no município de Tapes.

**Tabela 1 - Informações sobre local e datas das amostras coletadas**

Ponto de Coleta	Coordenadas (UTM Zona 22 J)	Datas das campanhas
Ponto 1 (P1)	6606722 S 461005 O	Campanha 01 (C1): 25 de janeiro de 2016 Campanha 02 (C2): 04 de julho de 2016
Ponto 2 (P2)	6607108 S 460827 O	Campanha 03 (C3): 24 de janeiro de 2017
Ponto 3 (P3)	6606805 S 460825 O	Campanha 04 (C4): 31 de julho de 2017
Ponto 4 (P4)	6606746 S 461177 O	Campanha 05 (C5): 20 de fevereiro de 2018
Ponto 5 (P5)	6606593 S 460877 O	Campanha 06 (C6): 17 de setembro de 2018 Campanha 07 (C7): 25 de fevereiro de 2019

Fonte: Autores (2024).

## Avaliação das características físico-químicas das águas

### Determinação da Razão de Adsorção de Sódio

A Razão de Adsorção de Sódio (RAS) foi determinada através da inserção dos dados de cálcio, magnésio e sódio no software Qualigraf que realizou o cálculo e forneceu o valor do parâmetro. Os resultados visam avaliar a adequabilidade das águas destinadas à irrigação segundo o cálculo proposto (eq. 1) pelo United States Salinity Laboratory - USSL (Da Silva, *et al.* 2023; Nascimento *et al.*, 2024).

$$RAS = rNa \div \sqrt{r} (Ca + Mg)/2 \quad (\text{eq. 1})$$

onde “r” representa as concentrações de Na, Ca e Mg, em miliequivalente por litro (meq/L).

### Métodos gráficos adicionais para classificação do risco de salinização e sodificação

Para a Classificação do Risco de Salinização (CRSa) e Classificação do Risco de Sodificação (CRSo) foi utilizado o software Qualigraf que classificou os resultados segundo o proposto pelo USSL. Os valores de CE foram utilizados para determinar o Risco de Salinização e os de RAS para determinar o Risco de sodificação do solo (Da Silva, *et al.* 2023; Nascimento *et al.*, 2024).

### Análise Exploratória

Esta etapa consistiu na inserção dos dados no RStudio, interface gráfica da linguagem de programação R. Neste software foram aplicados ao banco de dados, as ferramentas de Estatística Descritiva (Média, Máximo, Mínimo, Intervalo e Desvio Padrão).

## Floresta Aleatória

O algoritmo floresta aleatória foi criado por Leo Breiman, em 2001, e para seu funcionamento, utiliza a técnica denominada *bagging* ou *bootstrap aggregating*, que é uma técnica de amostragem com reposição, gerando amostras *bootstrap* utilizadas para criar as árvores de decisão (Breiman, 2001). O algoritmo floresta aleatória possui uma dinâmica de combinação, já que são utilizadas métricas de avaliação de várias árvores de decisão para obter o melhor resultado.

A aplicação do algoritmo foi realizada em três etapas: Divisão dos conjuntos de treinamento e teste; Aplicação do algoritmo *Random Forest Regressor*; Predição dos dados e plotagem dos gráficos. Com relação a primeira etapa, a divisão de treinamento e teste, foram utilizadas 4 amostras para o P1, 4 para o P2, 3 para o P3, 4 para o P4 e 3 para o P5. Para a fase de teste foram utilizadas 3 amostras para o P1, 2 para o P2, 2 para o P3, 3 para o P4 e 2 para o P5.

Na etapa de aplicação do algoritmo, foi utilizado o *RandomForestRegressor* com os hiperparâmetros número de árvores e a aleatoriedade (*random state*) iguais a 30 árvores e igual a zero. A terceira etapa de predição foi utilizada a função *predict* para obter os valores simulados tanto para o treinamento e teste. A última etapa incluiu a plotagem dos gráficos.

## RESULTADOS

### Avaliação das características físico-químicas das águas

Os resultados de CE, RAS, Classificação de Risco de Salinização e Risco de Sodificação são apresentados na tabela 2.

**Tabela 2 - Resultados de CE, Razão de Adsorção de Sódio, classificação de Risco de Salinização e Risco de Sodificação**

Amostras	C.E.	RAS	Risco de Salinização	Risco de Sodificação
P4C1	273	2,97	C2	S1
P1C1	754	4,44	C3	S1
P3C1	365	2,61	C2	S1
P4C2	275	2,84	C2	S1
P1C2	774	4,71	C3	S1
P5C2	1041	4,69	C3	S1
P2C2	135,4	1,99	C1	S1
P3C2	372	3,21	C2	S1
P1C3	768	5,15	C3	S1
P3C3	364	3,36	C2	S1
P4C3	230	3,13	C1	S1
P5C3	1063	5,14	C3	S1
P2C3	137,0	2,65	C1	S1
P1C4	819	4,82	C3	S1
P4C4	279	2,86	C2	S1
P2C4	134,2	1,82	C1	S1
P5C4	1059	4,85	C3	S1
P3C4	359	3,57	C2	S1
P2C5	134,8	2,15	C1	S1
P3C5	352	2,85	C2	S1
P5C5	1054	4,44	C3	S1
P1C5	780	4,66	C3	S1
P4C5	256	2,72	C2	S1
P1C6	766	4,49	C3	S1
P4C6	271	2,42	C2	S1
P2C6	132,3	2,25	C1	S1
P4C7	776	4,71	C3	S1
P1C7	281	3	C2	S1
P5C7	1081	5,41	C3	S2
P2C7	135,6	2,22	C1	S1

Fonte: Autores (2024).

Os resultados de CE variaram de 132,3 a 1081  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , enquanto os resultados para RAS variam de 1,82 a 5,41 (tabela 1). Os resultados para CRSa apresentaram 7 amostras classificadas em C1 e 11 amostras classificadas em C2. Esses resultados revelam risco baixo a moderado de salinização. Do total de amostra, 12 amostras foram classificadas como C3 o que representa risco alto e inviabiliza o uso destas águas para fins de irrigação (Feitosa, 2008; Almeida, 2010; Paiva, 2024; Nascimento *et al.*, 2024). Desta forma são as amostras consideradas impróprias em ponto e campanha (PXCX): o P1C1; P1C2; P5C2; P1C3; P5C3; P1C4; P5C4; P1C5; P5C5; P1C6; P4C7 e P5C7. Os resultados para CRSo apresentaram 29 amostras classificadas em S1 e 1 amostra classificadas em S2, que representam respectivamente risco baixo a moderado de sodificação.

Os resultados de estatística descritiva para C.E., variou de e apresentou média de 507,38  $\text{us}/\text{cm}$ , mediana de 361,5  $\text{us}/\text{cm}$  e desvio padrão com 341,5  $\text{us}/\text{cm}$ . Os resultados para RAS, variou de 1,82 a 5,41 e apresentou média de 3,54, mediana de 3,17 e desvio padrão de 1,12.

## Floresta Aleatória

Os resultados de performance do algoritmo floresta aleatória são avaliados através do coeficiente de determinação. A performance do algoritmo foi dividida em dois conjuntos, um conjunto de treinamento e outro conjunto de teste. Este processo foi realizado para a variável CE e para a variável RAS. Os resultados são apresentados a seguir na Tabela 3.

**Tabela 3** - Resultados dos coeficientes de determinação para o conjunto de treinamento e de teste da variável CE e RAS.

		R <sup>2</sup>		RMSE		MAE	
		Treino	Teste	Treino	Teste	Treino	Teste
Ponto 1	C.E.	0,778	-0,419	11,531	275,197	8,592	162,044
	RAS	0,821	0,098	0,063	0,881	0,043	0,661
Ponto 2	C.E.	0,867	-0,144	0,617	0,749	0,511	0,680
	RAS	0,811	0,119	0,106	0,188	0,083	0,136
Ponto 3	C.E.	0,781	-51,840	3,878	3,635	3,067	3,600
	RAS	0,813	0,165	0,127	0,343	0,124	0,273
Ponto 4	C.E.	0,922	-0,367	2,368	289,331	1,958	179,622
	RAS	0,817	-0,637	0,088	1,051	0,067	0,680
Ponto 5	C.E.	0,835	-2,256	4,553	16,241	4,100	13,900
	RAS	0,842	-7,274	0,163	0,230	0,136	0,226

Fonte: Autores (2024).

Entre os principais resultados para a C.E., no Ponto 3 foi identificado uma diferença abrupta se comparado entre o R<sup>2</sup> da etapa de treinamento e de teste. Demais pontos apresentaram comportamentos com variações, mas não tão abruptas.

Entre os principais resultados para RAS, os valores obtidos na etapa de treinamento de alguns pontos apresentaram-se satisfatórios, representando dados fortemente correlacionados e baixos valores relacionados às métricas de erro. Contudo, na etapa de teste, o R<sup>2</sup> apresentou-se pouco abaixo de 0,1, exibindo a fraca correlação entre os dados observados e simulados. Os gráficos dos resultados são apresentados na Figura 2

**Figura 2** - Gráficos demonstrativos do desempenho do algoritmo floresta aleatória para os parâmetros C.E. (A1, B1, C1, D1, E1) e RAS (A2, B2, C2, D2, E2)



Fonte: Autores (2024).

## DISCUSSÕES

Neste capítulo apresentaremos as discussões para os resultados de CE e RAS, análise exploratória dos dados, CRSa e CRSo e do desempenho do algoritmo floresta aleatória. Por fim, discutiremos as necessidades socioambientais do monitoramento destes parâmetros e recomendações para a elaboração de um plano de gestão ambiental e tomada de decisões.

Segundo a tabela 2, os resultados para CE. indicam que as águas coletadas apresentam teor pouco mineralizado variando espacialmente de ponto para ponto. P4 apresentou os menores valores (<300 us/cm) e P5 apresentou os maiores valores (>1000 us/cm). Essa variação CE pode ser decorrente das diferentes condições de circulação da água entre estes pontos, do tempo de residência e de interações água/mineral (Troian, 2021).

Os resultados para RAS, segundo a tabela 2, indicam que as águas apresentam pouca variação (entre 1,82 e 5,41) com valores de média e mediana bastante próximos (3,54 e 3,17 respectivamente). Segundo Almeida (2010, p. 36) este indicador “denota a proporção relativa em que se encontra o  $\text{Na}^+$  em relação com o  $\text{Ca}^{2+}$  e o  $\text{Mg}^{2+}$ , cátions divalentes que competem com o sódio pelos lugares de intercâmbio do solo”. Assim, este indicador é de grande importância para o planejamento da cultura e do sistema de irrigação por significar riscos de alteração da capacidade de infiltração e permeabilidade do solo e ao cultivo.

Os resultados para CRSa indicaram 12 amostras em C3 o que representa risco alto e inviabiliza o uso destas águas para fins de irrigação. Estas amostras são consideradas impróprias em função do custo-benefício do tratamento destas águas para uso em irrigação não é viável financeiramente para o utilitário da água (Feitosa *et al.*, 2008; Almeida, 2010; Paiva, 2024; Nascimento *et al.*, 2024). Os resultados para CRSo apresentaram 29 amostras em S1 e 1 amostra em S2, que representam risco baixo a moderado de sodificação. Estes resultados representam a viabilidade para o uso da água bruta quanto ao risco de sodificação do solo com algumas limitações de culturas (Feitosa *et al.*, 2008; Almeida, 2010; Paiva, 2024; Nascimento *et al.*, 2024).

Nesse sentido é possível observar que o monitoramento dos parâmetros físico-químicos das águas subterrâneas do município de Tapes apresentou variação espacial e temporal mesmo para poços locados em uma área restrita (Figura 1) e para uma série temporal relativamente pequena. A presença pontual de quantidades significativas de sais na água da região estabelece um alerta ambiental, social e econômico.

A qualidade das águas dos aquíferos costeiros podem ser impactadas diretamente e indiretamente pelos eventos decorrentes das mudanças climáticas. Segundo projeções, entre as consequências potenciais previstas dos cenários de mudanças climáticas para a região, estão a intensificação da elevação do nível do mar (IPCC, 2014; Novo, 2021).

Dentro do contexto de desenvolvimento sustentável, as intrusões salinas de água subterrânea, como superficial e suas interações representam um risco devido aos seus potenciais impactos nas dimensões ecológica, social e econômica. Na dimensão ecológica, a intrusão salina

pode alterar as propriedades dos ecossistemas estuarinos úmidos e aquáticos de água doce, afetando as espécies características destes ambientes (Feitosa *et al.*, 2008; Tully *et al.*, 2019; Esperança, 2023).

Na dimensão social, os produtores agrícolas podem enfrentar problemas quanto ao uso da terra salinizada para sua produção agrícola. As terras salinizadas possuem altos níveis de nutrientes (nitrogênio e fósforos), baixa matéria orgânica e um banco de sementes oportunistas. Isso pode causar intoxicação das plantas pela elevação da pressão osmótica, perda de cobertura vegetal e de produção agrícola, perda de rendimento sustentado e lucro, elevação dos custos de produção e dos valores dos alimentos (Feitosa *et al.*, 2008; Tully *et al.*, 2019; Castro, Santos, 2020).

Na dimensão econômica, destaca-se os impactos que podem afetar a produção agrícola. Poucas culturas podem crescer em ambientes com intrusão salina. Como a ocorrência deste fenômeno é de natureza episódica, terras agrícolas costeiras podem ter declínios de produtividade graduais ou repentinos. Estudos existentes já indicaram que culturas como milho, arroz e soja podem apresentar declínios de produtividade com a intrusão salina. Para o município de Tapes, a preocupação maior se dá aos impactos que podem afetar o arroz irrigado, uma vez que mantém uma cadeia considerável de serviços, indústria e comércio para a região (Feitosa *et al.*, 2008; Silva, 2018; Tully *et al.*, 2019; Mariano, 2023).

Dada a importância que a agricultura possui no cenário socioeconômico de Tapes, tais parâmetros devem ter monitoramento qualitativo continuado. Pois, tratando-se das águas provenientes de aquífero costeiro livre e sedimentar, a vulnerabilidade à ocorrência de intrusão salina é um risco para seu uso na agricultura irrigada (Feitosa *et al.*, 2008).

A intrusão salina nos aquíferos costeiros alteram suas características hidroquímicas na disponibilidade de íons de  $\text{Na}^+$  que influenciam diretamente nos parâmetros estudados (Feitosa *et al.*, 2008; Kushawaha *et al.*, 2024; Perumal; Sekar; Carvalho, 2024). Entretanto, a partir de certos níveis, a água começa a caracterizar-se tóxica para algumas culturas, representando perda de potencial de uso para fins agrícolas (Feitosa *et al.*, 2008; Almeida, 2010).

Apesar da importância do monitoramento das águas subterrâneas, a falta de dados constitui fator limitante para a execução de estudos e testagem de novas ferramentas, constituindo-se um desafio para a gestão do aquífero costeiro. (Feitosa, 2008; Kushawaha *et al.*, 2024; Perumal; Sekar; Carvalho, 2024). Para isso, a previsão da evolução das características geoquímicas das águas subterrâneas através do algoritmo floresta aleatória é uma importante ferramenta, que poderá utilizar-se para previsão de dados hidrogeoquímicos nos diferentes cenários climáticos. A

complexidade do algoritmo empregado pode variar de acordo com as características geoquímicas e com o tamanho da base de dados utilizada (Zhu *et al.*, 2022).

Sobre a sua aplicabilidade no contexto de Tapes, com relação a CE, segundo a tabela 3, os dados de  $R^2$  no treinamento apresentaram-se todos acima de 0,7 e os valores de MAE apresentou a amplitude de 948,7 da faixa de valores observados para a CE. O valor máximo de MAE representa 0,9%, indicando assim baixos valores de resíduos para a etapa de treinamento. Com relação aos valores de RMSE, os valores variaram sendo um reflexo dos resultados obtidos para o MAE, já que essa métrica eleva ao quadrado e depois aplica a raiz quadrada.

Segundo a tabela 3, todos os valores de  $R^2$  na etapa de teste apresentaram-se negativos. Esses valores comprovam que os resíduos entre os dados observados e os dados simulados são altos. Akter *et al.* (2021) obtiveram para a fase de teste acima de 0,9, utilizando uma série histórica de 1952 a 2015, na região oeste da Austrália. Isso indica que em conjunto com o número de dados utilizados indicam que a ampliação e o aumento da frequência de medições de CE, seja um passo importante na criação de modelos mais confiáveis com uma maior capacidade de generalização para dados futuros. Os valores de RMSE abaixo do valor obtido por Akter *et al.* (2021) de 631,29.

Com relação a RAS, segundo a tabela 3, os dados de  $R^2$  o treinamento demonstrou uma boa correlação e bom grau de associação linear entre os dados observados e os dados simulados (Kutner *et al.*, 2005). A amplitude dos valores de MAE demonstra a baixa magnitude dos resíduos na etapa de treinamento ou a pouca diferença entre os dados observados e simulados. Os valores de RMSE na etapa de treinamento foram similares aos obtidos por Mohammed *et al.* (2024) de 0,07 a 0,11, para as etapas de treinamento dos diferentes cenários na aplicação do algoritmo floresta aleatória.

Na etapa de teste, segundo a Tabela 3, os valores de  $R^2$  caíram bruscamente, demonstrando que o modelo não apresenta correlação entre os dados observados e os dados simulados. Os valores negativos demonstram ainda que a soma dos quadrados dos resíduos é muito maior que a soma dos quadrados dos desvios em relação à média, exibindo valores distantes dos observados. Os valores de MAE variaram de 0,136 a 0,68 na etapa de teste, mostrando também que o valor máximo de MAE no treinamento corresponde ao valor mínimo de MAE no teste e o seu valor máximo é cinco vezes maior que o valor mínimo. Os valores de RMSE, na etapa de teste, mostram-se acima do esperado e bem distantes dos valores obtidos por Mohammed *et al.* (2024) (0,15-0,23).

Cabe destacar que, o tamanho da base de dados possui certa influência nas variáveis utilizadas para verificar a performance do modelo. De forma que modelos, que utilizam base de dados menores possuem métricas de performance muito sensíveis a grandes resíduos. Isso acontece

na etapa de teste, em que foram utilizados para os pontos 1, 2, 3, 4 e 5 respectivamente, 3, 2, 2, 3 e 2 medições, apresentando  $R^2$  abaixo do esperado. Com isso, é possível observar que o modelo aprendeu com os dados de treinamento, mas não foi capaz de demonstrar esse aprendizado no conjunto de dados para teste.

Assim, o presente estudo evidencia e corrobora que há variação espacial e temporal nas características geoquímicas analisadas e para prever o comportamento dessas características no longo prazo é preciso ampliar a série de dados. Nesse contexto, há necessidade de investimento de recursos para projetos de monitoramento de águas subterrâneas para a região como plano de desenvolvimento regional. Esta necessidade já é identificada no Plano Estratégico de Desenvolvimento Regional da Região Centro-Sul 2015-2030 (Werlang; Trainini, 2017). Portanto, baseado na metodologia utilizada pode-se observar que uma maior cobertura temporal e espacial de dados de amostragens possibilita compreender os processos relacionados à qualidade das águas subterrâneas no que tange o uso na irrigação.

Deste modo, este investimento na região de Tapes possibilitará a execução de estudos que possam melhor compreender suas dinâmicas a fim de garantir o desenvolvimento sustentável da região costeira sob os seus diversos aspectos.

## CONCLUSÕES

Os resultados para CE indicam que as águas coletadas, em geral, apresentam teor pouco mineralizado. Estes teores variaram espacialmente de ponto para ponto. A variação nos valores de CE pode ser decorrente das diferentes condições de circulação da água entre estes pontos, do tempo de residência e de interações água/mineral.

Os resultados para RAS indicam que as águas coletadas, em geral, apresentam as relações de  $\text{Ca}^+$ ,  $\text{Mg}^+$  e  $\text{Na}^+$  com pouca variação, tendo valores de média e mediana bastante próximos. Este indicador denota a proporção relativa em que se encontra o  $\text{Na}^+$  em relação com o  $\text{Ca}^{2+}$  e o  $\text{Mg}^{2+}$  e seus impactos na estrutura do solo. Este parâmetro é de grande importância para o planejamento da cultura por significar características hidroquímicas que podem impactar a capacidade de infiltração e permeabilidade do solo e do cultivo.

Os resultados para CRSa apresentou 18 amostras classificadas em C1 e C2 e 12 amostras foram classificadas em C3. As amostras classificadas em C1 e C2 representam risco baixo a moderado de salinização e as classificadas em C3 representam risco alto e inviabilizam o uso destas águas para fins de irrigação.

A aplicação da previsão de níveis indicou que a ausência de dados contribuiu para o desempenho abaixo do esperado. Na etapa de treinamento para RAS, todos os coeficientes de determinação foram acima de 0,8, que foi considerado um desempenho satisfatório do modelo. Este resultado significa que o modelo se adaptou bem aos dados do conjunto de treinamento. Na etapa de teste, os coeficientes de determinação foram abaixo de 0,2 junto ao fato que os valores de RMSE, MAE e MSE calculados foram elevados. Tais resultados demonstram uma baixa correlação dos dados de teste. Isso pode ser considerado como desempenho não satisfatório do modelo conforme o número de observações para o ponto

A principal limitação identificada para a execução de estudos hidroquímicos para a área de estudo foi o pequeno número de observações para os pontos de amostragem. Este fator se apresentou como um desafio para a aplicação de ferramentas estatísticas e obtenção de resultados satisfatórios.

Considerando os impactos potenciais que as mudanças climáticas podem influenciar nas características hidroquímicas do aquífero da área de estudos, recomenda-se a ampliação da rede de monitoramento hidroquímico das águas subterrâneas da região e aumento da frequência das coletas para ampliação das séries históricas de dados hidroquímicos, visando a execução de novos estudos.

## REFERÊNCIAS

ABD-ELHAMID, H. *et al.* Simulation of seawater intrusion in the Nile Delta aquifer under the conditions of climate change. **Hydrology Research**, v. 47, n. 6, p. 1198-1210, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/nh.2016.157>.

ABIDI, J. H. *et al.* Evaluation of groundwater quality indices using multi-criteria decision-making techniques and a fuzzy logic model in an irrigated area. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 25, p. 101-122, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2024.101122>. Acesso em: 1 jun. 2024.

AKTER, F. *et al.* Space-time modelling of groundwater level and salinity. **Science of The Total Environment**, V. 776, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145865>. Acesso em: 30 jul. 2024.

ALMEIDA, O. Á. de **Qualidade da água de irrigação**. Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2010. Disponível em: [http://www.cnpmf.embrapa.br/publicacoes/livro\\_qualidade\\_agua.pdf](http://www.cnpmf.embrapa.br/publicacoes/livro_qualidade_agua.pdf). Acesso em: 1 jun. 2024.

ANA - Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil. 2021. Disponível em: <https://relatorio-conjuntura-ana-2021.webflow.io/capitulos/usos-da-agua>. Acesso em: 1 jun. 2024.

BREIMAN, L. **Random forests**. Machine learning, v. 45, p. 5-32, 2001.

CASTRO, F. C.; SANTOS, A. M. dos; Salinidade do solo e risco de desertificação na região semiárida. **Mercator**, v. 19, 2020. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/mercator/a/rpNjRffgtMLP3LYtLn7kNbh/> Acesso em: 13 jul. 2024.

DA SILVA, L. S. *et al.* Caracterização hidrogeoquímica das águas de poços subterrâneos no município de Vitória da Conquista, Bahia. **Brazilian Journal of Development**, [S. l.], v. 9, n. 6, p. 19239–19258, 2023. Disponível em: <https://ojs.brazilianjournals.com.br/ojs/index.php/BRJD/article/view/60454>. Acesso em: 13 jul. 2024

ELZAIN, H. E. *et al.* An innovative approach for predicting groundwater TDS using optimized ensemble machine learning algorithms at two levels of modeling strategy. **Journal of Environmental Management**, v. 351, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119896>. Acesso em: 1 jun. 2024.

ESPERANÇA, Z. da C., **Estimativa do caudal ambiental para o estuário de rio Incomáti**. 2023. 99f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Departamento de Engenharia do Ambiente, Curso de Licenciatura em Engenharia do Ambiente, Universidade Eduardo Mondlane, 2023. Disponível em: <http://monografias.uem.mz/handle/123456789/3421>. Acesso em: 27 jul. 2024.

ESTENDER, A. C.; PITTA, T. T. M. O conceito do Desenvolvimento Sustentável. **Revista Terceiro Setor & Gestão de Anais - UNG-Ser**, [S. l.], v. 2, n. 1, p. 22–28, 2009. Disponível em: <https://revistas.ung.br/3setor/article/view/399>. Acesso em: 1 jun. 2024.

FEITOSA, F. A. C. *et al.* **Hidrogeologia**: conceitos e aplicações. Rio de Janeiro: CPRM, 2008. Disponível em: [https://rigeo.cprm.gov.br/bitstream/doc/14818/3/livro\\_hidrogeologia\\_conceitos.pdf](https://rigeo.cprm.gov.br/bitstream/doc/14818/3/livro_hidrogeologia_conceitos.pdf). Acesso em: 1 jun. 2024.

HUSSEIN, E. E. *et al.* Groundwater Quality Assessment and Irrigation Water Quality Index Prediction Using Machine Learning Algorithms. **Water**, v. 16, p. 264, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w16020264>. Acesso em: 1 jun. 2024.

KUTNER, M. H. *et al.* **Applied linear statistical models**. [S.l.]: McGraw-hill, 2005.

KUSHAWAHA, J. *et al.* Evaluation of hydrogeochemical processes and saltwater intrusion in the coastal aquifers in the southern part of Puri District, Odisha, India. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 31, p. 40324–40351, 2024. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-024-32833-w>. Acesso em: 1 jun. 2024.

MAKHLOUF, A. *et al.* Investigating the effects of surface water recharge on groundwater quality using hydrochemistry and ANFIS model: A case study Minia Governorate, Egypt. **Journal of Environmental Management**, v 362, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.121269>. Acesso em: 1 jun. 2024.

MARIANO, A. A. **Caracterização de genótipos mutantes de arroz para tolerância à salinidade no início do estádio vegetativo e produtividade de grão**. 2023. 75f. Dissertação (Programa de Pós-graduação em Agronomia) - Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2023. Disponível em: <https://guaiaca.ufpel.edu.br/handle/prefix/12755>. Acesso em: 1 jun. 2024.

MATEO, F. L. *et al.* Artificial Neural Networks to Predict Electrical Conductivity of Groundwater for Irrigation Management: Case of Campo de Cartagena (Murcia, Spain). **Agronomy**, v. 14, p. 524, 2024. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4395/14/3/524>. Acesso em: 1 jun. 2024.

MOHAMMED, S. *et al.* Machine learning driven forecasts of agricultural water quality from rainfall ionic characteristics in Central Europe. **Agricultural Water Management**, v. 293, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2024.108690>. Acesso em: 1 jun. 2024.

NASCIMENTO, S. L. et. al. Irrigation water quality in the Tocantina region of the state of Maranhão, Brazil. **Concilium**, [S. l.], v. 24, n. 3, p. 259–272, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.53660/CLM-2879-24C50>. Acesso em: 4 jun. 2024.

---

NOVO. M. E. Impactos e adaptação às alterações climáticas dos recursos hídricos subterrâneos da área metropolitana de Lisboa. Participação do LNEC no Projeto PMAAC-AML (Plano Metropolitano de Adaptação às Alterações Climáticas) na Componente Águas Subterrâneas – Volume II. In: Laboratório Nacional de Engenharia Civil, I. P. Lisboa, 2021. Disponível em: <http://repositorio.lnec.pt:8080/jspui/handle/123456789/1013896>. Acesso em: 4 jun. 2024.

UNESCO - Organização das Nações Unidas para a Educação, Ciência e Cultura. **Relatório das Nações Unidas sobre o Desenvolvimento Mundial da Água 2022: Águas subterrâneas: tornando visível o recurso invisível**. Paris: UNESCO, 2022. Disponível em: <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000382894>. Acesso em: 1 jun. 2024.

PERUMALL, M.; SEKAR, S.; CARVALHO, P. C. S. Global Investigations of Seawater Intrusion (SWI) in Coastal Groundwaters in the Last Two Decades (2000–2020): A Bibliometric Analysis. **Sustainability**, v. 16, n. 3, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su16031266>. Acesso em: 1 jun 2024.

PAINEL INTERGOVERNAMENTAL DE MUDANÇAS DO CLIMA – IPCC. Fifth Assessment Report: AR5. 2014. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/report/ar5/>. Acesso em: 1 jun. 2024.

PAIVA, F. J. S. *et al.* Mineral composition of sour passion fruit cultivated under irrigation with saline water and potassium fertilization. **Rev. Caatinga**, v. 37, 2024. Disponível em: <https://periodicos.ufersa.edu.br/caatinga/article/view/12477/11545>. Acesso em: 4 jun. 2024.

SANHUDO, D. G. F. **A atividade turística em ambientes costeiros do município de Tapes**: uma revisão da literatura sobre os desafios na perspectiva do desenvolvimento sustentável. 2022. 84 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Gestão Ambiental) – Universidade Estadual do Rio Grande do Sul, Unidade em Tapes, 2022.

SILVA, S. C. C. da. **Análise Ambiental integrada da paisagem no município de Tapes (RS), Brasil, como suporte ao Gerenciamento Costeiro**. 2018. 189 f. Tese (Programa de Pós-Graduação em Geociências) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2018. Disponível em:  
<https://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/187215/001083536.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 1 jun. 2024.

SINGH, G.r *et al.* Assessment of groundwater suitability for sustainable irrigation: A comprehensive study using indexical, statistical, and machine learning approaches. **Groundwater for Sustainable Development**, Vol. 24, p. 101059, February, 2024. Disponível em:  
<https://doi.org/10.1016/j.gsd.2023.101059>. Acesso em: 1 jun. 2024.

TROIAN, G. C. **Compartimentação hidroestratigráfica do Sistema Aquífero Costeiro no Estado do Rio Grande do Sul**. 2021. Tese (Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2021. Disponível em:  
<https://lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/234973/001137208.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 20 jul. 2024.

TULLY, K. L. *et al.* Solos em transição: a intrusão de água salgada altera a química do solo em campos agrícolas. **Biogeochemistry**, v. 142, p. 339-356, 2019. Disponível em:  
<https://doi.org/10.1007/s10533-019-00538-9>.

UDEH, A. I. *et al.* Modeling of Total Dissolved Solids (TDS) and Sodium Absorption Ratio (SAR) in the Edwards-Trinity Plateau and Ogallala Aquifers in the Midland-Odessa Region Using Random Forest Regression and eXtreme Gradient Boosting. **Journal of Geoscience and Environmental Protection**, v. 12, n. 5, p. 218-241, 2024. Disponível em:  
<https://www.scirp.org/journal/paperinformation?paperid=133540>. Acesso em: 1 jun. 2024.

VIÉGAS, V.R. Mecanismos para a gestão integrada entre a bacia hidrográfica e a zona costeira: diagnóstico da subbacia hidrográfica do Arroio Teixeira em Tapes/RS. 2021. 199f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2021. Disponível em:  
<https://lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/225318/001129425.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 1 jun. 2024.

WERLANG, Á.; TRAININI, M. M. **Plano Estratégico de Desenvolvimento Regional da Região Centro-Sul 2015-2030**. São Jerônimo: Ed. Photografica, Revelação Digital e Serviços Gráficos, 2017. Disponível em: <https://planejamento.rs.gov.br/upload/arquivos/201710/09144206-plano-centro-sul.pdf>. Acesso em: 1 jun. 2024.

WU, Z. *et al.* Assessment of sodium adsorption ratio (SAR) in groundwater: Integrating experimental data with cutting-edge swarm intelligence approaches. **Stochastic Environmental Research and Risk Assessment**, v. 38, 2024. Disponível em:  
<https://link.springer.com/article/10.1007/s00477-024-02727-x#citea>. Acesso em: 1 jun. 2024.

ZHU, M. *et al.* A review of the application of machine learning in water quality evaluation. **Eco-Environment & Health**, 2022. Vol 1, p. 107-116. Disponível em:  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2772985022000163>. Acesso em: 28 jul. 2024.